



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Bruno da Rocha Mendes

**Quantificação da demanda de insumos para recuperação de
pastagens degradadas no Cerrado da região de MATOPIBA**

Rio de Janeiro

2024

Bruno da Rocha Mendes

Quantificação da demanda de insumos para recuperação de pastagens degradadas no Cerrado da região de MATOPIBA



Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientadora: Prof.^a Dra. Margareth Simões Penello Meirelles

Coorientador: Dr. Vinicius de Melo Benites

Rio de Janeiro

2024

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

M538	<p>Mendes, Bruno da Rocha. Quantificação da demanda de insumos para recuperação de pastagens degradadas no Cerrado da região de MATOPIBA /Bruno da Rocha Mendes. – 2024. 190 f. : il.</p> <p>Orientadores: Margareth Simões Penello Meirelles, Vinícius de Melo Benites. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro.</p> <p>1. Degradação ambiental - Teses. 2. Pastagens - Manejo - Teses. 3. Geografia agrícola – Teses. 4. MATOPIBA – Teses. I. Meirelles, Margareth Simões Penello. II. Benites, Vinícius de Melo III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. IV. Título.</p> <p>CDU 504</p>
------	---

Patricia Bello Meijinhos CRB7/5217 - Bibliotecária responsável pela elaboração da ficha catalográfica

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Bruno da Rocha Mendes

**Quantificação da demanda de insumos para recuperação de pastagens
degradadas no Cerrado da região de MATOPIBA**

Tese apresentada, como requisito parcial
para obtenção do título de Doutor, ao
Programa de Pós-graduação em Meio
Ambiente, da Universidade do Estado do
Rio de Janeiro.

Aprovada em 30 de outubro de 2024.

Banca Examinadora:

Prof. Dra. Margareth Simões Penello Meirelles
(Orientadora)
Faculdade de Engenharia - UERJ

Dr. Vinícius de Melo Benites
EMBRAPA Solos

Dr. Rodrigo P. Demonte Ferraz
EMBRAPA Solos

Dr. Antonio Soares da Silva
Instituto de Geografia - UERJ

Dr. Patrick Calvano Kuchler
Instituto de Geografia - UERJ

Dr. Gustavo de Mattos Vasques
EMBRAPA Solos

Rio de Janeiro
2024

À minha família.

AGRADECIMENTOS

Esta pesquisa é fruto de muito apoio e altruísmo de diversas pessoas. Ao longo desses anos tive o prazer de aprender e evoluir enquanto indivíduo e pesquisador, isso só foi possível graças a interação e disponibilidade de diversas pessoas. Dessa forma, gostaria de registrar meus sinceros agradecimentos:

- À minha família, que me inspira a melhorar e tentar contribuir para o bem do mundo em que vivemos;
- À minha esposa Roberta, pelo apoio, revisão e ideias;
- Aos meus orientadores, por toda ajuda e fundamental apoio no desenvolvimento da pesquisa;
- Ao pesquisador da EMBRAPA SOLOS, Rodrigo Peçanha Demonte pela discussão e ajuda no desenvolvimento desta pesquisa.
- Aos professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente (PPGMA).

RESUMO

MENDES, Bruno da Rocha. Quantificação da demanda de insumos para recuperação de pastagens degradadas no cerrado da região de MATOPIBA. 2024. 190 f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2024.

Esta pesquisa teve como objetivo principal, quantificar as necessidades de calagem e adubação fosfatada para a recuperação de pastagens degradadas no Cerrado do MATOPIBA, além de identificar áreas prioritárias para intervenção. A região abriga aproximadamente 5,8 milhões de hectares de pastagens degradadas, sendo 3,8 milhões em estágio intermediário e 2 milhões em estágio severo de degradação, representando um significativo passivo ambiental com impactos negativos na produtividade agropecuária e nos serviços ecossistêmicos. Com base em critérios como aptidão agrícola, grau de degradação e crescimento da área plantada, foram delimitados 1,1 milhão de hectares como prioritários para recuperação, dos quais 80% possuem aptidão agrícola regular e 20% aptidão boa. Para essa área, estimou-se uma demanda de 2,95 milhões de toneladas de calcário para agricultura e 1,78 milhões de toneladas para pastagem, além de 89 mil toneladas de fósforo (P_2O_5) para agricultura e 34 mil toneladas para pastagem. Para refinar a análise espacial, adotou-se a divisão por bacias hidrográficas (Ottobacias nível 6), o que revelou uma demanda total de 11,8 milhões de toneladas de calcário para agricultura e 6,3 milhões de toneladas para pastagem, distribuídos em 4,9 milhões de hectares. A necessidade de fósforo, nessa abordagem, foi de 411 mil toneladas para agricultura e 152 mil toneladas para pastagem. O estado do Tocantins apresentou a maior demanda por insumos, seguido pelo Maranhão. Embora o estudo seja preliminar e baseado em dados com limitações espaciais e temporais, a abordagem metodológica adotada permitiu estimar de forma robusta as necessidades de insumos para recuperação. Os resultados destacam a importância de políticas públicas e iniciativas privadas voltadas à recuperação de pastagens degradadas, alinhando produtividade agrícola à sustentabilidade ambiental. Para diagnósticos mais precisos e ações efetivas, recomenda-se o fortalecimento de políticas de aquisição e disseminação de dados, contemplando a caracterização detalhada dos solos, variáveis climáticas, padrões de uso e ocupação do solo, estratégias de manejo e avaliação de impactos ambientais. A recuperação de pastagens degradadas no MATOPIBA é crucial para a expansão sustentável da produção agrícola, a segurança alimentar e a conservação ambiental, contribuindo para o uso sustentável dos recursos naturais e a melhoria da qualidade de vida da população local.

Palavras-Chave: Pastagens degradadas. Recuperação. MATOPIBA. Cerrado.

ABSTRACT

MENDES, Bruno da Rocha. Quantification of the demand for inputs for the recovery of degraded pastures in the cerrado of the MATOPIBA region. 2024. 190 f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2024

This research aimed to quantify the liming and phosphate fertilization needs for the recovery of degraded pastures in the MATOPIBA Cerrado, in addition to identifying priority areas for intervention. The region holds approximately 5.8 million hectares of degraded pastures, with 3.8 million in an intermediate stage and 2 million in a severe stage of degradation, representing a significant environmental liability with negative impacts on agricultural productivity and ecosystem services. Based on criteria such as agricultural suitability, degree of degradation, and growth of the planted area, 1.1 million hectares were delimited as priority for recovery, of which 80% have regular agricultural suitability and 20% have good suitability. For this area, a demand of 2.95 million tons of agricultural limestone and 1.78 million tons for pasture was estimated, in addition to 89 thousand tons of phosphorus (P_2O_5) for agriculture and 34 thousand tons for pasture. To refine the spatial analysis, the division by hydrographic basins (Level 6 Ottobasins) was adopted, which revealed a total demand of 11.8 million tons of limestone for agriculture and 6.3 million tons for pasture, distributed over 4.9 million hectares. The phosphorus need, in this approach, was 411 thousand tons for agriculture and 152 thousand tons for pasture. The state of Tocantins showed the highest demand for inputs, followed by Maranhão. Although the study is preliminary and based on data with spatial and temporal limitations, the adopted methodological approach allowed for a robust estimation of input needs for recovery. The results highlight the importance of public policies and private initiatives aimed at the recovery of degraded pastures, aligning agricultural productivity with environmental sustainability. For more accurate diagnoses and effective actions, it is recommended to strengthen policies for the acquisition and dissemination of data, including the detailed characterization of soils, climatic variables, land use and occupation patterns, management strategies, and assessment of environmental impacts. The recovery of degraded pastures in MATOPIBA is crucial for the sustainable expansion of agricultural production, food security, and environmental conservation, contributing to the sustainable use of natural resources and the improvement of the quality of life of the local population.

Keywords: Degraded pastures. Restoration. MATOPIBA. Cerrado.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	– Mapa da geomorfologia do Cerrado 1:250.000 – Compartimentos de Relevo.....	27
Figura 2	– Mapa pedológico do Cerrado 1:250.000.....	33
Figura 3	– Evolução da área plantada nos municípios do MATOPIBA (porcentagem da área plantada em relação à área total do município)	44
Figura 4	– Entrega de fertilizantes entre janeiro e setembro de 2023.....	64
Figura 5	– Fluxograma metodológico.....	73
Figura 6	– Fluxo de análise para discretização das áreas de pastagens do bioma Cerrado em classes de produtividade (Santos <i>et al.</i> , 2019)	77
Figura 7	– Áreas de pastagens degradadas, mapeadas com Landsat (Lapig, 2022).....	78
Figura 8	– Áreas de pastagens degradadas, com PVI, mapeadas com MODIS (Lapig, 2017)	79
Figura 9	– Representação do tamanho e quantidade dos pixels utilizados na geração de dados estatísticos.....	82
Figura 10	– Aptidão agrícola das terras de MATOPIBA (Lumbreras et al, 2015).....	87
Figura 11	– Operação de interseção entre polígonos no ArcGis.....	88
Figura 12	– Distribuição das amostras disponíveis no PRONASOLOS, 2021.....	95
Figura 13	– Distribuição das amostras disponíveis no PRONASOLOS, 2021 sobre o mapa de aptidão agrícola (Lumbreras, 2015).....	97
Figura 14	– Distribuição das amostras disponíveis no PRONASOLOS, 2021 sobre o mapa de solos no segundo nível categórico (Lumbreras, 2015).....	98
Figura 15	– Distribuição das amostras disponíveis do PRONASOLOS, 2021 utilizadas para complementar os dados do Cerrado do MATOPIBA.....	102
Figura 16	– Distribuição do valor de argila em porcentagem nos principais	

	solos da região do Cerrado do MATOPIBA, segundo dados do PRONASOLOS.....	106
Figura 17	– Distribuição da saturação por bases (V) nos principais solos da região do Cerrado do MATOPIBA, segundo dados do PRONASOLOS.....	110
Figura 18	– Distribuição do valor T nos principais solos da região do Cerrado do MATOPIBA, segundo dados do PRONASOLOS...	113
Figura 19	– Distribuição do P assimilável nos principais solos da região do Cerrado do MATOPIBA, segundo dados do PRONASOLOS.....	117
Figura 20	– Evolução da área plantada nos municípios do MATOPIBA.....	135
Figura 21	– Integração entre mapas para delimitação de áreas prioritárias para recuperação.....	136
Figura 22	– Diagrama do processo de interseção entre os dados de pastagens degradadas e ottobacias.....	139
Figura 23	– Operação de interseção entre os mapas do MATOPIBA, para segmentar áreas degradadas dentro dos limites das bacias.....	141
Figura 24	– Distribuição do intervalo de P assimilável segundo classes de solo dos dados de perfis de solos do Pronasolos.....	153

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1	– Supressão vegetal no MATOPIBA entre 1987 e 2021.....	42
Gráfico 2	– Distribuição das médias de PVI em áreas de pastagens degradadas com mais de 1 hectare no grupo de aptidão agrícola boa, segundo mapa de classificação de aptidão agrícola das terras de MATOPIBA.....	76
Gráfico 3	– Histograma do desvio padrão das médias do PVI.....	83
Gráfico 4	– Distribuição das áreas, em hectares, de pastagens degradadas, segundo mapa de classificação de aptidão agrícola das terras de MATOPIBA.....	90
Gráfico 5	– Distribuição das amostras do PRONASOLOS por ano de coleta.....	93
Gráfico 6	– Porcentagem de cobertura de cada classe de solo em relação a área total do Cerrado do MATOPIBA.....	103
Gráfico 7	– Correlação de Spearman entre teor de argila e carbono orgânico.....	126
Gráfico 8	– Correlação de Spearman entre teor de argila e P assimilável...	127
Gráfico 9	– Correlação de Spearman entre teor de argila e CTC.....	127
Gráfico 10	– Correlação de Spearman entre carbono orgânico e P assimilável.....	128
Gráfico 11	– Correlação de Spearman entre carbono orgânico e CTC.....	129
Gráfico 12	– Correlação de Spearman entre P assimilável e CTC.....	130
Gráfico 13	– Correlação de Spearman entre valor V, Valor T, P assimilável, Carbono Orgânico e Teor de Argila.....	131

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Distribuição dos solos por classe de degradação de pastagem em relação a área e porcentagem da área total das pastagens degradadas, na região do Cerrado do Matopiba.....	45
Tabela 2	– Custos médios de recuperação de pastagens degradadas por bioma.....	53
Tabela 3	– Distribuição dos valores médios das amostras disponíveis no PRONASOLOS (2021), sobre o mapa de solos no segundo nível categórico e aptidão agrícola (Lumbreras, 2015).....	100
Tabela 4	– Distribuição dos valores de argila nas classes de solo analisadas.....	105
Tabela 5	– Distribuição da saturação por bases (V), nas classes de solo analisadas.....	109
Tabela 6	– Distribuição do Valor T nas classes de solo analisadas.....	113
Tabela 7	– Distribuição P assimilável nas classes de solo analisadas.....	116
Tabela 8	– Teste de normalidade Shapiro-Wik nos atributos de solo analisados.....	122
Tabela 9	– Correlação de Spearman entre as variáveis estudadas.....	124
Tabela 10	– Distribuição dos valores V e T das amostras do Pronasolos....	144
Tabela 11	– Valores de Calagem por classe de solo.....	145
Tabela 12	– Interpretação da análise de solo para P extraído pelo método Mehlich 1, de acordo com o teor de argila, para recomendação de adubação fosfatada em sistemas de sequeiro com culturas anuais e pastagem.....	150
Tabela 13	– Interpretação da análise de solo para P extraído pelo método Mehlich 1, de acordo com o teor de argila, para recomendação de adubação fosfatada em sistemas de sequeiro com culturas anuais e pastagem.....	151
Tabela 14	– Distribuição do intervalo de P assimilável segundo classes de solo dos dados de perfis de solos do PRONASOLOS.....	154
Tabela 15	– Valores do fator β da equação para determinar a dose da adubação fosfatada para o estabelecimento de pastagens.....	155
Tabela 16	– Recomendação de adubação fosfatada corretiva de acordo	156

	com a disponibilidade de fósforo, calculada com o teor de argila ou de fósforo remanescente do solo, em sistemas de sequeiro e irrigado, com culturas anuais.....	
Tabela 17	– Distribuição da área de pastagem degradada em relação à aptidão agrícola do MATOPIBA.....	159
Tabela 18	– Necessidade de Calcário nas áreas prioritárias para recuperação, segmentado por aptidão agrícola, Classe de degradação e estado.....	161
Tabela 19	– Necessidade de adubação fosfatada nas áreas prioritárias para recuperação, segmentado por aptidão agrícola, classe de degradação e estado.....	164
Tabela 20	– Distribuição das bacias hidrográficas no MATOPIBA.....	169
Tabela 21	– Distribuição da quantidade de calcário necessário para recuperação das pastagens degradadas em cada classe de degradação e região hidrográfica no MATOPIBA.....	171
Tabela 22	– Distribuição da quantidade de adubação fosfatada para recuperação das pastagens degradadas em cada classe e região hidrográfica no MATOPIBA.....	176

LISTA DE SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
ANDA	Associação Nacional para Difusão de Adubos
ANOVA	<i>Analysis of variance</i>
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CEPEA/USP	Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada da Universidade de São Paulo
COP	Conferência das Partes
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
FCO	Fundo Constitucional de Financiamento do Centro-Oeste
FIOL	Ferrovia de Integração Oeste-Leste
GEE	Gases de Efeito Estufa
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ILPF	Integração Lavoura Pecuária Floresta
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
LAPIG	Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento
MAPA	Ministério de Agricultura e Agropecuária
MATOPIBA	Maranhão (MA), Tocantins (TO), Piauí (PI) e Bahia (BA)
MODIS	<i>Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer</i>
NDVI	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada
NPK	Nitrogênio (N), Fósforo (P) e Potássio (K)
PAM	Produção Agrícola Municipal
PIB	Produto Interno Bruto
PNCPD	Programa Nacional de Conversão de Pastagens Degradada
POLOCENTRO	Programa de Desenvolvimento dos Cerrados
PPCERRADO	Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado
PROCEDER	Programa de Cooperação Nipo-Brasileira para o Desenvolvimento dos Cerrados
PVI	Índice de Vigor da Pastagem

SIG	Sistemas de Informação Geográfica
UNCCD	Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação
ZEE	Zoneamento Ecológico-Econômico

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	16
1	REFERENCIAL TEÓRICO	25
1.1	O Cerrado	25
1.1.1	<u>Geomorfologia do Cerrado</u>	25
1.1.2	<u>Geologia do Cerrado</u>	28
1.1.3	<u>Pedologia do Cerrado</u>	30
1.1.4	<u>Território e socioeconomia do Cerrado</u>	33
1.2	MATOPIBA	38
1.2.1	<u>Solos do MATOPIBA</u>	45
1.2.2	<u>Bacias hidrográficas do MATOPIBA</u>	47
1.2.3	<u>O clima na região do MATOPIBA</u>	50
1.2.4	<u>Benefícios econômicos – Breve Discussão</u>	52
1.3	Pastagens degradadas	55
1.3.1	<u>Pastagens degradadas no cerrado brasileiro</u>	60
1.4	Fertilizantes e corretivos de solo	62
1.5	Calagem e Fosfatagem na Recuperação de Pastagens	65
1.6	Práticas de Calagem e Adubação Fosfatada na Recuperação de Pastagens	67
1.7	Estudos sobre Calagem e Fosfatagem em Diferentes Regiões ..	70
1.8	Quantificação dos Insumos: Evitando Desperdícios e Maximizando Benefícios	71
2	METODOLOGIA	73
2.1	Mapa de pastagens degradadas	74
2.2	Alinhamento com a metodologia LAPIG	76
2.3	Mapa de aptidão agrícola	84
2.4	Dados do Programa Nacional de Solos (PRONASOLOS)	91
2.4.1	<u>Teor de Argila</u>	105
2.4.1.1	Padrões e Anomalias no Teor de Argila.....	106
2.4.1.2	Análise Individual do Teor de Argila por Classe de Solo.....	107
2.4.2	<u>Saturação por bases (V)</u>	108
2.4.2.1	Padrões e Anomalias na saturação por bases (V).....	110

2.4.2.2	Análise Individual da Saturação por Vases (V) por Classe de Solo..	111
2.4.3	<u>Capacidade de troca catiônica (T)</u>	112
2.4.3.1	Análise Individual da capacidade de troca catiônica (T) por Classe de Solo.....	114
2.4.4	<u>Fósforo assimilável (P)</u>	115
2.4.4.1	Análise Individual do fósforo assimilável (P) por Classe de Solo.....	117
2.5	Correlações	120
2.6	Estratégias de coleta e análise de dados	131
2.7	Quantificação segundo crescimento de área plantada por município	133
2.8	Quantificação segundo bacias hidrográficas	137
2.9	Quantificação da Calagem	143
2.10	Quantificação da adubação fosfatada	148
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	158
	CONCLUSÃO	180
	REFERÊNCIAS	183

INTRODUÇÃO

A agropecuária brasileira, impulsionada por uma confluência de fatores históricos, geográficos e econômicos, desempenha um papel estratégico na economia nacional, sendo fundamental para o abastecimento interno e representando uma parcela significativa do comércio internacional. Em 2024, o agronegócio brasileiro foi responsável por 22% do Produto Interno Bruto (PIB) nacional, conforme destacado pelo Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada da Universidade de São Paulo (CEPEA/USP): O setor agropecuário mantém sua posição como pilar central da economia brasileira, respondendo por quase um quarto da riqueza gerada no país (CEPEA/USP, 2024, p. 15). Esse desempenho consolidou o setor como o segundo maior da economia nacional, superado apenas pela indústria, de acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE): A agropecuária sustenta sua relevância estrutural, com crescimento contínuo e capacidade de adaptação às demandas globais (IBGE, 2024, p. 8). Essa dualidade entre abastecimento interno e inserção internacional reforça a importância do setor para o desenvolvimento socioeconômico do Brasil.

Contudo, apesar de sua inegável relevância para a economia e a segurança alimentar do país, a agropecuária, quando praticada sem a devida observância à sustentabilidade, pode desencadear impactos negativos significativos no meio ambiente. A expansão agrícola e pecuária, frequentemente associada à demanda por vastas extensões territoriais, exerce pressão sobre o entorno natural e figura entre os principais vetores de desmatamento, especialmente em biomas sensíveis como a Amazônia e o Cerrado. Essa expansão desenfreada acarreta a perda irreversível de biodiversidade, a erosão do solo, a alteração do ciclo hidrológico e o aumento das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE), contribuindo para o agravamento da crise climática global.

Desde o seu descobrimento, o Brasil trilhou um caminho de desenvolvimento marcado pela exploração e degradação de seus recursos naturais. Biomas vitais, como a Mata Atlântica, foram reduzidos a uma fração de sua extensão original e a mesma sombra se estende sobre o Cerrado. Essa preocupante tendência é impulsionada, em grande parte, pela expansão da agropecuária, que exige a conversão de vastas áreas de vegetação nativa em terras para cultivo e pastagem.

No entanto, essa história não precisa se perpetuar. Existe uma oportunidade ímpar para que o desenvolvimento do Cerrado, apesar do avançado estado de degradação deste bioma, existe alternativas para que o desenvolvimento se configure como um caso de sucesso histórico, onde o avanço socioeconômico não esteja atrelado à devastação ambiental.

No Brasil, a intensificação da pecuária nas últimas décadas resultou na degradação de extensas áreas de pastagens. Essa situação, além de comprometer a produtividade animal e a qualidade do solo, gera impactos negativos no meio ambiente, como a perda de biodiversidade, erosão e emissão de gases do efeito estufa. É fundamental restaurar a qualidade do solo e a cobertura vegetal, visando a recuperação da produtividade e dos serviços ecossistêmicos. Nesse contexto, a recuperação dessas áreas, aliada à correção adequada do solo por meio de práticas como calagem (aplicação de calcário) e fosfatagem (aplicação de fósforo), emerge como estratégia essencial para alinhar produtividade agropecuária e sustentabilidade, assumindo papel fundamental para a promoção da sustentabilidade ambiental e socioeconômica.

A recuperação de pastagens degradadas emerge como uma ação estratégica para o cumprimento dos compromissos climáticos assumidos pelo Brasil no âmbito do Acordo de Paris e das metas estabelecidas na COP-15¹ e reforçadas na COP-26. Essa estratégia, em consonância com as ações propostas nos Decretos Federais nº 7.390/2010 (Brasil, 2010), 10.431/2020 (Brasil, 2020), 10.605/2021 (Brasil, 2021) e 11.815/2023 (Brasil, 2023), visa não apenas a mitigação das emissões de gases de efeito estufa, mas também a promoção da conservação da biodiversidade, a melhoria da qualidade dos recursos hídricos e a proteção dos serviços ecossistêmicos, contribuindo para um modelo de desenvolvimento mais sustentável para o setor agropecuário. Tais normativas reforçam a necessidade de integração entre políticas públicas, metas ambientais e práticas agrícolas eficientes, destacando a quantificação precisa de insumos como ferramenta para otimizar recursos e cumprir obrigações legais.

As pastagens degradadas são caracterizadas por uma série de desafios ambientais, incluindo baixa produtividade forrageira e compactação do solo, que

¹ Conferência das Partes

reduzem a capacidade de suporte para a atividade pecuária (Lal, 2015). Essa condição está intrinsecamente ligada à perda de estrutura do solo, conforme destacado por Weil e Brady (2018), que afirmam: a compactação do solo limita o crescimento radicular e a circulação de água, comprometendo a resiliência dos ecossistemas agrícolas.

Outrossim, a erosão acelerada e a redução da capacidade de infiltração (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) agravam a degradação, contribuindo para o assoreamento de corpos hídricos. Tisdall e Oades (1982) ressaltam que a perda de matéria orgânica em solos degradados diminui a agregação, aumentando a susceptibilidade à erosão, o que impacta diretamente a qualidade da água. Como observa Falkenmark e Rockström (2004), a dinâmica hidrológica em bacias degradadas é severamente afetada, reduzindo a disponibilidade de água para abastecimento humano e ecossistemas aquáticos.

A recuperação dessas áreas, por sua vez, traz benefícios multifacetados. Segundo Chazdon (2014), a recomposição da cobertura vegetal restaura a macroporosidade do solo, elevando as taxas de infiltração e mitigando o escoamento superficial. Esse processo é essencial para a recarga de aquíferos, conforme destacado pela Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO *et al.*, 2017): A vegetação nativa atua como uma esponja natural, regulando o fluxo hídrico subterrâneo e superficial. Adicionalmente, a redução do assoreamento é apontada por Pretty *et al.* (2006) como um dos principais ganhos ecológicos da restauração, protegendo a biodiversidade aquática e a qualidade dos recursos hídricos.

Portanto, a intervenção em pastagens degradadas não apenas recupera funções ecológicas, mas também assegura serviços ecossistêmicos críticos, alinhando-se ao conceito de manejo sustentável do solo como base para a segurança hídrica (FAO *et al.*, 2017).

A recuperação de 15 milhões de hectares de pastagens degradadas em todo o território nacional, meta inicial do Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura (Plano ABC), desempenha um papel crucial na contenção da expansão da fronteira agrícola sobre áreas de vegetação nativa, contribuindo para a redução do desmatamento e o cumprimento das metas de redução de emissões assumidas pelo país no âmbito do Acordo de Paris, como a redução de 37% até

2025 e de 50% até 2030 em relação aos níveis de 2005. As pastagens degradadas, com sua baixa produtividade, impulsionam a necessidade de expansão para atender à crescente demanda da pecuária, perpetuando o ciclo de desmatamento e comprometendo a capacidade do país de alcançar suas metas climáticas. A recuperação das pastagens constitui uma vantagem estratégica para o país, devido o potencial de conversão dessas áreas em pastagens produtivas ou sistemas agrícolas de alto rendimento. Agregando mais terras para a produção e diminuindo a pressão pela abertura de novas terras para a produção.

Além disso, a recuperação de pastagens degradadas e a implementação de sistemas integrados de produção, como a Integração Lavoura Pecuária Floresta (ILPF), são estratégias essenciais para a promoção da sustentabilidade no Cerrado. Para que essas práticas sejam efetivas e alcancem seu potencial máximo, é crucial que estejam em consonância com as políticas ambientais e com o Código Florestal Brasileiro, em especial com o Cadastro Ambiental Rural (CAR).

A aplicação de corretivos e fertilizantes se faz necessária em qualquer em todas as propostas para a diminuição dos gases do efeito estufa (GEE), apresentadas no plano ABC. Dessa forma, os cenários de consumo de insumos irão contribuir de forma direta com o plano ABC e com as metas de recuperação de pastagens degradadas. A quantificação dos insumos necessários para a correção de pastagens degradadas no Cerrado da região do MATOPIBA é o objetivo principal dessa pesquisa, onde serão estabelecidos os valores esperados para Calagem e Fosfatagem de maneira geral, considerando todas as pastagens com degradação severa e intermediária.

MATOPIBA é um acrônimo que se refere a uma região específica do Brasil, composta por partes dos estados do Maranhão (MA), Tocantins (TO), Piauí (PI) e Bahia (BA). Essa região é conhecida por ser uma das principais fronteiras agrícolas do país, especialmente para o cultivo de grãos como soja, milho e algodão, além da pecuária. A área é caracterizada por seu solo fértil e clima favorável, o que a tornou alvo de expansão do agronegócio nas últimas décadas.

O termo MATOPIBA foi oficializado por meio do Decreto nº 8.447, de 6 de maio de 2015 (Brasil, 2015). Esse decreto criou o Plano de Desenvolvimento Agropecuário do MATOPIBA, que tem como objetivo promover o desenvolvimento sustentável da região, conciliando a expansão agrícola com a preservação ambiental

e a regularização fundiária. O plano também visa melhorar a infraestrutura, a logística e a assistência técnica aos produtores rurais da área.

A região do MATOPIBA abrange uma área de aproximadamente 73 milhões de hectares, sendo considerada uma das últimas grandes fronteiras agrícolas do Brasil. No entanto, sua expansão também tem gerado debates sobre impactos ambientais, como o desmatamento do Cerrado, e conflitos fundiários.

Nesse sentido, além das questões ambientais, é importante não negligenciar a perspectiva econômica da recuperação de pastagens degradadas, pois ela apresenta-se como uma alternativa mais vantajosa em comparação à aquisição de novas terras ou à expansão para áreas florestais. Estudos demonstram um aumento expressivo no preço das terras agrícolas nos últimos anos, enquanto os custos médios dos contratos de crédito para recuperação de pastagens, por meio do programa ABC, permanecem significativamente inferiores.

A expansão agrícola no MATOPIBA é impulsionada pela demanda global por commodities. Conforme Sauer (2020), o MATOPIBA representa a última grande fronteira agrícola do Brasil, onde a terra é convertida em mercadoria global, atraindo investidores que enxergam o Cerrado como uma 'poupança verde' de alto retorno. Essa lógica explica a escalada dos preços: entre 2000 e 2020, o valor médio do hectare na região subiu 450%, segundo dados do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA, 2021). A atuação de fundos de investimento e grupos estrangeiros também é crítica. Oliveira e Hecht (2018) destacam que a financeirização da terra no MATOPIBA transformou propriedades rurais em ativos de carteiras globais, desconectando seu valor de fatores locais como produtividade ou uso tradicional. Relatórios da Campanha Nacional em Defesa do Cerrado (2022) corroboram que 25% das terras da região estão sob controle de empresas estrangeiras, pressionando a valorização. Além disso, a infraestrutura logística desempenha papel central, projetos como a Ferrovia Norte-Sul e o Porto de Itaquí reduziram os custos de exportação, tornando o MATOPIBA um polo estratégico para o agronegócio, o que se reflete diretamente nos preços das terras (Turzi, 2017). Essa disparidade de custos evidencia o potencial econômico da recuperação de áreas degradadas, representando uma oportunidade para incrementar a produtividade agropecuária sem a necessidade de desmatamento.

Da mesma forma, a degradação de pastagens, representa um desafio de

escala global, impactando negativamente a produtividade pecuária, a segurança alimentar, a biodiversidade e a oferta de serviços ecossistêmicos vitais. A recuperação dessas áreas é crucial não apenas para garantir a produção de alimentos, fibras e outros bens de origem animal, mas também para promover a conservação dos recursos naturais. A calagem e a fosfatagem constituem práticas fundamentais para o sucesso na recuperação dessas pastagens degradadas.

A recuperação também desempenha um papel crucial na preservação dos recursos naturais, contribuindo para a conservação do solo, da água e da biodiversidade. Almeida *et al.* (2013) ressaltam que essa recuperação promove a cobertura do solo, mitigando a erosão e otimizando a infiltração da água. Ademais, o processo auxilia na mitigação das alterações climáticas, potencializando o sequestro de carbono no solo e contribuindo para a redução das emissões de gases de efeito estufa, conforme apontado pela FAO (2021). Outrossim, gera benefícios socioeconômicos, fomentando a criação de empregos e renda, particularmente em áreas rurais, como destacado pelo Ministério de Agricultura e Agropecuária (MAPA) (Brasil, 2017).

A recuperação da capacidade produtiva das pastagens degradadas requer intervenções que vão além do simples manejo. A correção da fertilidade do solo, muitas vezes comprometida pela erosão e pelo esgotamento de nutrientes, demanda a aplicação de insumos em larga escala. A calagem, essencial para elevar o pH do solo e disponibilizar nutrientes para as plantas, implica em custos consideráveis, especialmente em áreas extensas. A adubação, com o fornecimento de macro e micronutrientes, é outro fator crucial para o reestabelecimento da vegetação e o aumento da produtividade. A utilização de fertilizantes, em quantidades adequadas às necessidades do solo, representa um investimento substancial no processo de recuperação.

O foco em calagem e fosfatagem para a recuperação de pastagens degradadas é mais importante porque essas práticas abordam as causas fundamentais da degradação: a acidez do solo e a deficiência de fósforo. Enquanto a aplicação de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) (NPK) pode fornecer nutrientes de forma imediata, mas ela não resolve os problemas de longo prazo associados à acidez e à fixação de fósforo no solo.

Segundo Lopes (1984), a correção da acidez do solo através da calagem é

um pré-requisito para o sucesso de qualquer programa de fertilização. Sem a correção do pH, a eficiência dos fertilizantes aplicados é drasticamente reduzida, e os investimentos em NPK podem não resultar em ganhos significativos de produtividade. Da mesma forma, a fosfatagem é essencial para garantir que o fósforo esteja disponível para as plantas, especialmente em solos tropicais onde a fixação desse nutriente é um problema comum.

Além disso, a calagem e a fosfatagem têm efeitos residuais no solo, beneficiando as pastagens por vários anos após a aplicação. Isso contrasta com a aplicação de NPK, que requer aplicações frequentes para manter os níveis de nutrientes no solo. Portanto, do ponto de vista econômico e ambiental, a calagem e a fosfatagem são práticas mais sustentáveis e eficazes para a recuperação de pastagens degradadas.

Hipótese

Apesar da escassez de dados de solos, a quantificação das necessidades de calagem e adubação fosfatada para recuperação de pastagens degradadas no bioma Cerrado do MATOPIBA será viável e aceitável mediante a integração de análises complementares com dados regionais, extrapolações baseadas em parâmetros estatísticos e estratificação dos níveis de degradação (severa e intermediária). Essa abordagem permitirá estimar de forma confiável as doses de calcário e P_2O_5 necessárias, garantindo a eficácia na restauração produtiva das pastagens?

Explicação detalhada da hipótese.

1. Superação da limitação de dados: A hipótese afirma que, mesmo com lacunas nas informações de fertilidade do solo, é possível compensar essas deficiências por meio de:
 - 1.1. Análises complementares: Uso de técnicas estatísticas (como análise de componentes principais ou regressões multivariadas), modelos pedológicos e correlações com bancos de dados secundários (ex.: dados históricos de solos do Cerrado).

1.2. Extrapolações regionais: Aplicação de parâmetros edafoclimáticos (ex.: textura do solo, pluviosidade, temperatura) e práticas de manejo locais para ajustar recomendações generalizadas a contextos específicos.

2. Estratificação da degradação:

A diferenciação entre pastagens com degradação severa e intermediária permitirá adaptar as doses de insumos (calcário e P_2O_5) conforme a intensidade da degradação, evitando sub ou superaplicações.

3. Sustentabilidade técnica:

Ao vincular as recomendações às características do Cerrado (ex.: solos ácidos e pobres em fósforo), a abordagem proposta respeitará a dinâmica do bioma, promovendo práticas de recuperação ambientalmente sustentáveis.

Objetivo geral

Estimar a quantidade de calcáreo e de P_2O_5 para a realização de calagem e adubação fosfatada, necessárias para a recuperação das pastagens degradadas, classificadas como severa e intermediária, nas áreas do bioma Cerrado na região do MATOPIBA.

Objetivos específicos

- I. Delimitar áreas prioritárias para recuperação com base no potencial agrícola e no nível de degradação das pastagens;
- II. Caracterizar estatisticamente, por meio da base de dados do PRONASOLOS, os parâmetros de saturação por bases (V%), capacidade de troca catiônica (T), teor de argila e fósforo assimilável (P) no solo;
- III. Estabelecer valores de referência ideais, a partir das amostras do PRONASOLOS, para subsidiar os cálculos de calagem e adubação fosfatada;
- IV. Analisar a variabilidade espacial das exigências de calagem e

adubação fosfatada, utilizando técnicas geoestatísticas;

- V. Propor estratégias técnicas e operacionais que integrem a racionalização de insumos e a maximização da eficiência na recuperação de pastagens degradadas.

1 REFERENCIAL TEÓRICO

Este capítulo apresenta o arcabouço teórico que fundamenta a análise e discussão dos resultados deste estudo, centrado na recuperação de pastagens degradadas na região do MATOPIBA. A restauração de áreas degradadas, particularmente pastagens, configura-se como um eixo estratégico para a agropecuária sustentável, demandando abordagens interdisciplinares que integrem conhecimentos pedológicos, agrônômicos e ambientais.

O referencial aqui construído baseia-se em uma revisão sistemática de fontes acadêmicas e técnicas de referência – incluindo artigos científicos, relatórios especializados e obras técnicas –, articulando perspectivas teóricas e aplicadas. Essa síntese crítica visa não apenas contextualizar os desafios específicos da degradação no MATOPIBA, mas também embasar a proposição de estratégias tecnicamente viáveis e ambientalmente equilibradas. Ao relacionar conceitos-chave como capacidade de suporte do solo, dinâmica de nutrientes e indicadores de sustentabilidade, busca-se oferecer um marco analítico robusto para orientar decisões técnicas e políticas na região.

1.1 O Cerrado

A relevância científica do Cerrado manifesta-se na profusão de pesquisas acumuladas desde a década de 1980, posicionando-o como eixo central de debates ecológicos e econômicos no Brasil e no cenário global. Trabalhos seminais – como os de Ab’Saber (1983) sobre geomorfologia, Goodland e Pollard (1973) em ecologia aplicada, Macedo (1995) e Machado (2004) em dinâmicas agrárias – estabeleceram marcos interpretativos que perduram até hoje. Essa trajetória intelectual, abrangendo quase cinco décadas de investigações interdisciplinares, revela não apenas a complexidade intrínseca do bioma, mas também sua contínua transformação socioeconômica e ecológica.

Diante desse legado, propõe-se que abordagens metodológicas inovadoras – como modelagem integrada de paisagens, geoprocessamento avançado e análises multicritério – possam oferecer novas perspectivas para desafios persistentes. Tais ferramentas tornam-se particularmente urgentes no MATOPIBA, onde a interface

entre conservação, produtividade e equidade social demanda soluções tecnicamente robustas e contextualizadas.

1.1.1 Geomorfologia do Cerrado

Segundo Ab'Saber (1983), o domínio dos cerrados, em sua região nuclear, ocupa predominantemente maciços planaltos de estrutura complexa, dotados de superfícies aplainadas de cimeira, e um conjunto significativo de planaltos sedimentares compartimentados, situados em níveis que variam entre 300 e 1.700 metros de altitude. As formas de terrenos são, grosso modo, similares tanto nas áreas de terrenos cristalinos aplainados quanto nas áreas sedimentares sobre elevadas e transformadas em planaltos típicos. No detalhe, entretanto, as feições morfológicas são muito mais diversificadas, fato bem testemunhado pelo caráter compósito dos padrões de drenagem das sub-bacias hidrográficas, ainda que, em conjunto, chapadões sedimentares e chapadões de estrutura complexa e de velhos terrenos, tenham o mesmo comportamento na estruturação de paisagens físicas e ecológicas no domínio dos cerrados. No caso particular do domínio dos cerrados, não existe a necessidade de se pressupor a existência de um subdomínio de formas peculiares às áreas sedimentares, por oposição à maior tipicidade dos terrenos cristalinos, como acontece em todos os outros domínios morfoclimáticos brasileiros.

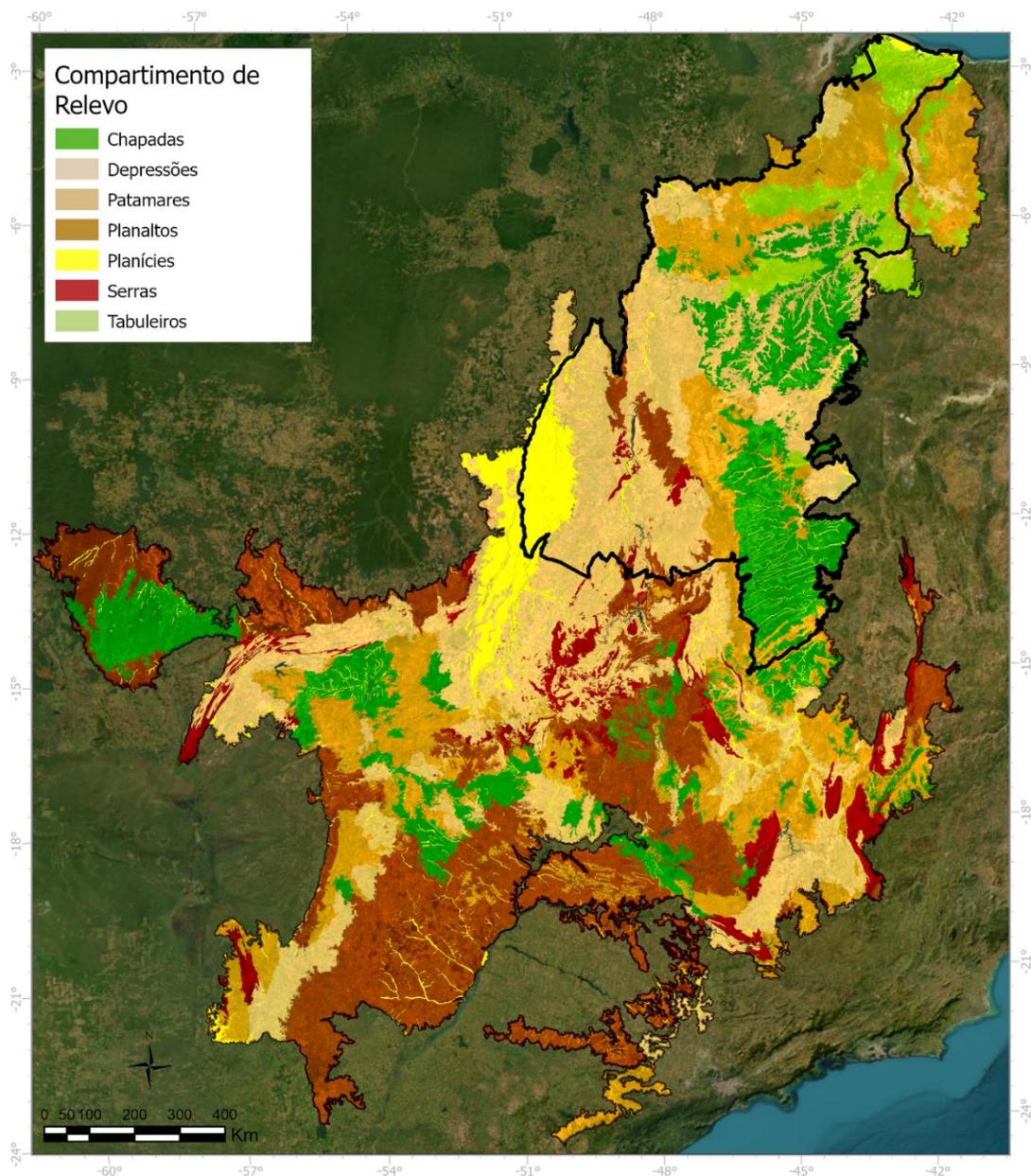
O mapa geomorfológico, do Cerrado (IBGE, 2023), figura 1, apresenta a distribuição dos compartimentos de relevo. As principais características observadas são o predomínio de depressões e planaltos.

Depressões: As depressões, em marrom bem claro, são áreas rebaixadas em relação ao seu entorno. No Cerrado, elas ocorrem de forma dispersa, intercaladas com os planaltos e chapadas. São áreas de acúmulo de água e encharcamento do solo, dificultando o cultivo de algumas culturas e a criação de pastagens. Os solos em depressões podem ser menos férteis devido ao processo de lixiviação, onde os nutrientes são carregados pela água. Isso pode exigir correções e manejo adequado para a produção agrícola.

Planaltos: a maior parte do Cerrado é constituída por planaltos, representados pela cor marrom escuro no mapa. Essas áreas elevadas e relativamente planas são importantes para a agricultura e pecuária na região. No Cerrado, existe uma forte

correlação entre planaltos e áreas agricultáveis e de pastagens. Isso se deve a diversas características dos planaltos que os tornam propícios para essas atividades. O relevo plano ou suavemente ondulado dos planaltos facilita o uso de máquinas agrícolas, a implantação de sistemas de irrigação e o manejo do gado, geralmente apresentam solos profundos e relativamente férteis, como os Latossolos, que, com o manejo adequado, são aptos para o cultivo de diversas culturas, como soja, milho, algodão e cana-de-açúcar.

Figura 1 – Mapa da geomorfologia do Cerrado 1:250.000 – Compartimentos de Relevo



Fonte: O autor (2024), baseado em dados do IBGE, 2023.

Os solos costumam ter boa drenagem, o que evita o encharcamento e favorece o desenvolvimento das raízes das plantas e o crescimento do pasto. Muitos possuem nascentes e cursos d'água que podem ser utilizados para irrigação e para o abastecimento do gado. Sua topografia plana facilita a construção de estradas e o acesso às áreas de cultivo e pastagem.

Essas características favoráveis levaram à expansão da agricultura e da pecuária nos planaltos do Cerrado, tornando a região uma das mais importantes fronteiras agrícolas do Brasil. No entanto, é importante ressaltar que a ocupação dessas áreas deve ser feita de forma sustentável, com práticas de conservação do solo e da água, para evitar a degradação ambiental e garantir a produtividade a longo prazo.

Chapadas: As chapadas, indicadas pela cor verde escuro, são formas de relevo elevadas com topos planos e encostas escarpadas. São encontradas principalmente na porção norte e nordeste do Cerrado.

Serras: As serras, em vermelho, são áreas montanhosas com altitudes mais elevadas. No Cerrado, elas ocorrem principalmente na porção leste e sudeste, como a Serra da Canastra e a Serra do Espinhaço.

Planícies: As planícies, em amarelo, são áreas planas e baixas, geralmente encontradas ao longo dos rios. No Cerrado, elas são menos extensas e ocorrem principalmente nas margens dos rios Araguaia e Tocantins.

Patamares: Os patamares, representados pela cor marrom clara, são relevos planos em forma de degraus, que se formam em áreas de transição entre os planaltos e as depressões.

O mapa revela a diversidade do relevo do Cerrado, com predomínio de planaltos e depressões, com a presença significativa de chapadas, serras e planícies, além dos patamares. Essa variedade de formas de relevo influencia o clima, a vegetação e o uso da terra na região.

1.1.2 Geologia do Cerrado

O Cerrado apresenta uma complexidade geológica ímpar, resultante da

interação entre um embasamento cristalino antigo e coberturas sedimentares mais recentes. Essa diversidade litológica, abrangendo rochas ígneas, metamórficas e sedimentares de diferentes idades e origens, exerce um papel fundamental na formação e características dos solos, influenciando diretamente sua fertilidade, textura, mineralogia e outras propriedades essenciais para o desenvolvimento da vegetação e o uso sustentável da terra.

As rochas do embasamento cristalino, predominantemente granitos, gnaisses e quartzitos, datadas do Arqueano e Proterozóico (Schobbenhaus; Neves, 2003), são a base para a formação de solos com características marcantes. O intemperismo químico prolongado, sob condições tropicais úmidas, atua na decomposição dos minerais primários, liberando elementos como silício, alumínio e ferro, que se recombina para formar minerais secundários, como argilominerais e óxidos de ferro.

A textura arenosa, resultante da predominância de quartzo, e a baixa atividade da fração argila, composta principalmente por caulinita (Curi; Franzmeier, 1984), conferem aos solos do embasamento cristalino uma baixa capacidade de troca catiônica (CTC) e alta saturação por alumínio (Haridasan, 2008). Essas características, aliadas à lixiviação de bases como cálcio, magnésio e potássio, resultam em solos ácidos, de baixa fertilidade natural e com restrições químicas para a agricultura. Os Latossolos Vermelho-Amarelos distróficos, descritos por Santos *et al.* (2013), são exemplos emblemáticos desses solos, profundos e bem drenados, mas com acidez elevada e baixos teores de nutrientes.

Em contraste com os solos do embasamento cristalino, as áreas com coberturas sedimentares, como os arenitos da Formação Urucuia (Cretáceo Superior) e os sedimentos areno-argilosos da Formação Barreiras (Cenozoico), apresentam solos mais profundos, argilosos e com maior fertilidade natural. A mineralogia desses solos é mais variada, incluindo argilominerais como caulinita, montmorilonita e illita (Fontes; Carvalho Filho, 2001), que contribuem para uma maior CTC e capacidade de retenção de nutrientes.

Os Latossolos Vermelho-Escuros, comuns nessas áreas, são solos bem desenvolvidos, com horizontes argilosos espessos e ricos em óxidos de ferro (Santos *et al.*, 2013). A presença de matéria orgânica, proveniente da decomposição da vegetação do Cerrado, também contribui para a fertilidade e a estruturação

desses solos. Em algumas áreas, a presença de calcário na rocha sedimentar pode resultar em solos com pH mais elevado e maior disponibilidade de cálcio e magnésio (Ker; Schaefer; Curi, 2003).

As Bacias Sedimentares Paleozoicas, como a do Paraná, também desempenham um papel importante na pedogênese do Cerrado. Os arenitos, siltitos e folhelhos presentes nessas bacias dão origem a solos com características distintas, dependendo da rocha de origem e do grau de intemperismo. Solos derivados de arenitos tendem a ser mais arenosos e menos férteis, enquanto solos derivados de folhelhos podem ser argilosos e mais ricos em nutrientes (Schaetzl; Anderson, 2005).

A distribuição dos solos no Cerrado está intimamente relacionada à geologia e à geomorfologia. Os Latossolos Vermelhos, por exemplo, são mais comuns em áreas de relevo mais elevado e com predomínio de rochas ácidas, como granitos e gnaisses. Já os Latossolos Vermelho-Amarelos ocorrem em áreas de relevo mais suave e com influência de rochas básicas.

Em áreas de relevo mais suave e com maior influência de rochas básicas, ocorrem os Neossolos Litólicos, rasos e pedregosos, com fertilidade natural limitada.

Nas depressões e áreas de acumulação de sedimentos, encontram-se os Gleissolos, com características de hidromorfismo, como a presença de cores acinzentadas e mosqueadas.

Os Neossolos Litólicos, por sua vez, estão associados a afloramentos rochosos e áreas de relevo acidentado, enquanto os Gleissolos são encontrados em áreas de depressão e várzeas, onde o lençol freático está próximo à superfície.

1.1.3 Pedologia do Cerrado

A pedologia do Cerrado é rica e diversificada, refletindo a complexa interação entre fatores geológicos, geomorfológicos e climáticos. A distribuição espacial desses solos, revela a predominância dos Latossolos, seguidos por Neossolos, Plintossolos, Cambissolos e Argissolos. Essa distribuição não é apenas um reflexo da variabilidade natural do bioma, mas também um fator determinante para o uso e manejo da terra, especialmente para fins agrícolas e pastoris.

Os Latossolos, que ocupam a maior área no Cerrado, são solos profundos e

bem drenados, com textura argilosa e acidez elevada (Santos *et al.*, 2013; Ker, 2017). Sua baixa fertilidade natural, caracterizada por baixos teores de matéria orgânica e nutrientes essenciais, representa um desafio para a agricultura (Curi *et al.*, 2011; Haridasan, 2008). No entanto, com a correção da acidez e a aplicação de fertilizantes, esses solos podem ser utilizados para o cultivo de grãos, como soja, milho e algodão, e algumas espécies florestais, como o eucalipto (Schaefer; Dalrymple, 2000). A susceptibilidade à erosão em áreas declivosas exige práticas de manejo adequadas para a conservação do solo (Resende *et al.*, 2007).

Os Neossolos, solos jovens e pouco desenvolvidos, apresentam uma ampla variação em textura e fertilidade natural (Goedert, 1984). Essa variabilidade permite o cultivo de diversas espécies anuais e o estabelecimento de pastagens, desde que a fertilidade natural e a textura do solo sejam consideradas no planejamento do uso da terra (Silva; Curi, Schaefer, 2002). Em alguns casos, camadas adensadas podem restringir o desenvolvimento radicular, demandando práticas de manejo para melhorar a estrutura do solo (Lepsch, 2010).

Os Plintossolos, caracterizados pela presença de plintita, um material rico em ferro que endurece quando exposto ao ar, são geralmente mal drenados e apresentam textura argilosa (FAO, 2015). Essas características os tornam aptos para o cultivo de arroz irrigado e algumas espécies florestais adaptadas a solos úmidos (Buol *et al.*, 2011). No entanto, a drenagem deficiente e a dificuldade de mecanização agrícola limitam seu uso para outras culturas (Embrapa Solos, 2006).

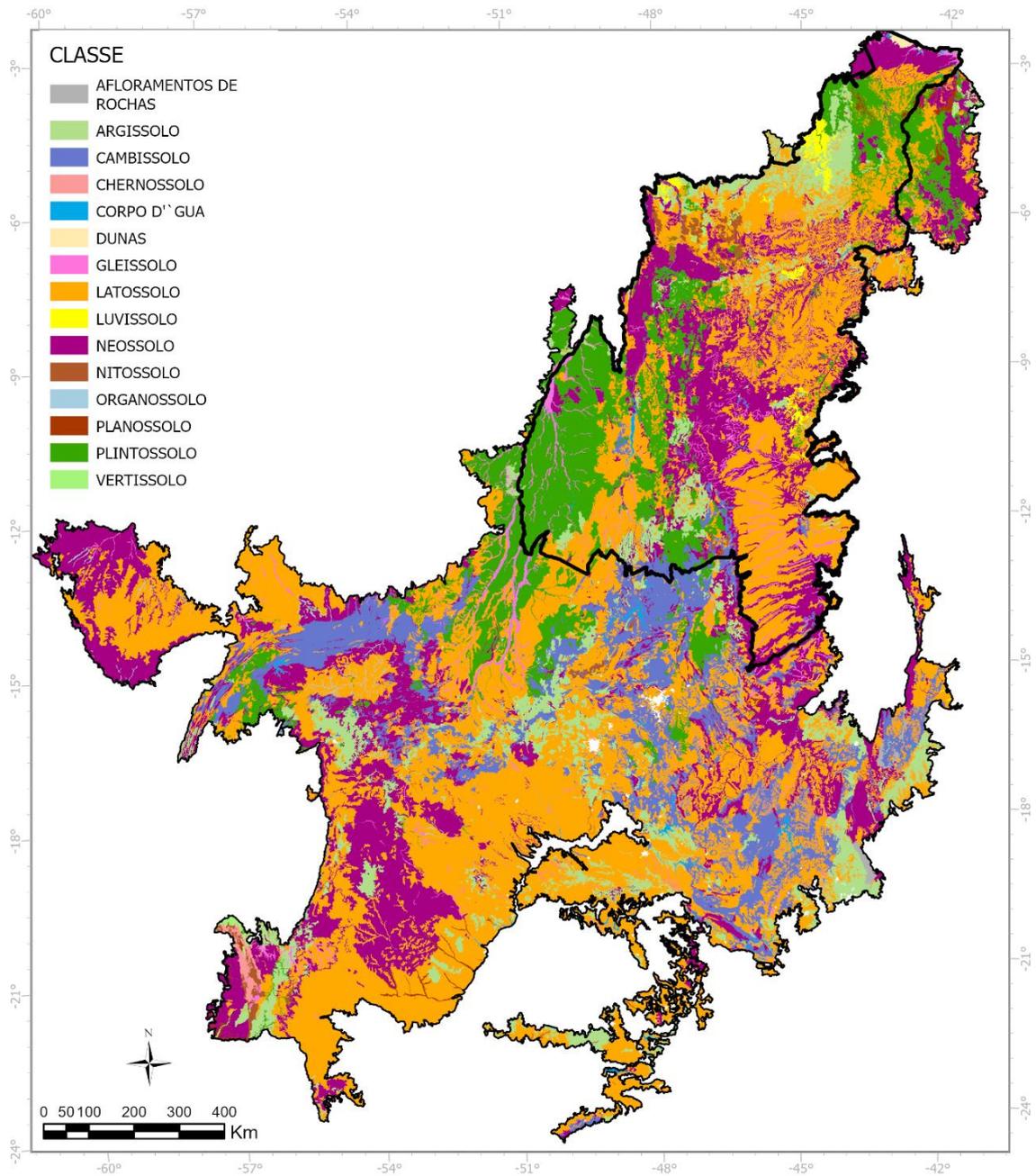
Os Cambissolos, solos em estágio inicial de formação, também apresentam variabilidade em textura e fertilidade natural (Santos *et al.*, 2018). Assim como os Neossolos, podem ser utilizados para o cultivo de espécies anuais e pastagens, dependendo das características específicas de cada área (Cooper; Vidal-Torrado; Lepsch, 2005). Restrições ao desenvolvimento radicular podem ocorrer em solos com camadas adensadas, demandando práticas de manejo para melhorar a estrutura do solo (Souza *et al.*, 2005).

Os Argissolos, com horizonte B textural e textura argilosa, são bem drenados, mas apresentam acidez elevada e baixa fertilidade natural (Fernandes & Curi, 2005). Após a correção da acidez e a adubação, podem ser utilizados para o cultivo de grãos, como soja e milho, e o estabelecimento de pastagens (Schaefer; Dalrymple, 2000). A susceptibilidade à erosão em áreas declivosas exige atenção especial no

manejo do solo (Schaefer; Dalrymple, 2000).

A distribuição dos solos no Cerrado não é apenas um dado geográfico, mas um elemento fundamental para a compreensão da dinâmica do bioma e para o planejamento do uso da terra. As características físico-químicas de cada tipo de solo, suas aptidões e limitações agrícolas e para pastagem, moldam a paisagem e influenciam as atividades humanas na região. O conhecimento detalhado desses solos é essencial para o desenvolvimento de práticas de manejo sustentáveis que garantam a produtividade agrícola e a conservação dos recursos naturais do Cerrado.

Figura 2 – Mapa pedológico do Cerrado 1:250.000.



Fonte: O autor (2024), baseado em dados do IBGE, 2023.

1.1.4 Território e socioeconomia do Cerrado

O Cerrado emerge como um *locus* privilegiado para a discussão dos conceitos de território e seus desdobramentos, conforme destacado por Raffestin (1993), para quem o território é uma produção social, resultado da ação humana

sobre o espaço. A evolução socioeconômica do bioma entrelaça-se à complexidade dessa noção, transcendendo a mera delimitação geográfica e revelando-se, nas palavras de Haesbaert (2004), um campo de forças material e simbólico, onde relações de poder e identidade se territorializam. Desde a ocupação tradicional por comunidades indígenas e quilombolas até a expansão da fronteira agrícola, as transformações históricas do Cerrado ecoam as múltiplas dimensões do território.

Originalmente visto como vazio demográfico – categoria criticada por Bernardo Mançano Fernandes (2008) como instrumento ideológico de dominação –, o Cerrado foi apropriado por agentes diversos em processos conflituosos de territorialização. As comunidades tradicionais, como observa Almeida (2012), constroem territórios de pertencimento através de práticas cotidianas que entrelaçam natureza e cultura, estabelecendo uma relação simbiótica com o bioma. Essa territorialidade ancestral contrasta radicalmente com a lógica imposta pela expansão agrícola, que, segundo José de Souza Martins (1997), transforma a fronteira em palco da violência fundiária, onde o capital reescreve as geografias do poder.

A revolução agroindustrial, impulsionada por políticas desenvolvimentistas, reconfigurou radicalmente o território do Cerrado. Como alerta Margarida Maria Alves (1988), a monocultura não é apenas um sistema produtivo, mas uma máquina de desterritorialização, substituindo paisagens biodiversas por desertos verdes e concentrando terras. Esse processo gerou, nas palavras de Carlos Walter Porto-Gonçalves (2006), conflitos territoriais que opõem temporalidades distintas: a do capital, voraz e acelerada, e a das comunidades, cíclica e ancestral.

A urbanização acelerada acrescenta camadas à complexidade territorial. Milton Santos (1996) argumenta que as cidades são laboratórios de novas territorialidades, onde verticalidades globais e horizontalidades locais colidem. No Cerrado, metrópoles como Brasília simbolizam essa dinâmica: planejada como território da modernidade (Holston, 1993), sua expansão reproduziu segregações espaciais e disputas por recursos, exemplificando o que Ana Fani Alessandri Carlos (2007) denomina o território como movimento contraditório.

Essa pluralidade de processos confirma que, como afirma Marcelo Lopes de Souza (1995), o território nunca é neutro: é sempre simultaneamente produto e arena de lutas. Longe da concepção estática de fronteiras políticas, o conceito revela-se, no Cerrado, um campo de possibilidades (Saquet, 2007), onde se

entrecruzam projetos antagônicos de sociedade. Nas palavras de Doreen Massey (2008), o desafio é compreender o espaço como produto de inter-relações em constante transformação – premissa que a história do Cerrado materializa com singular intensidade.

Nesse contexto, a perspectiva de Raffestin (1993), sobre o território como produto da ação de agentes sociais imbuídos de relações de poder se mostra particularmente relevante para a compreensão das dinâmicas socioespaciais do Cerrado. A territorialização do Cerrado não foi um processo homogêneo e pacífico, mas sim marcado por disputas, resistências e negociações entre diferentes atores sociais, com interesses e visões de mundo muitas vezes conflitantes.

A visão de Milton Santos (2009), do território como um espaço vivido, dotado de história e significado para seus habitantes, também encontra eco na realidade do Cerrado. As comunidades tradicionais, com seus saberes e práticas ancestrais, conferem ao território um sentido de pertencimento e identidade, que se manifesta nas festas, rituais e manifestações culturais.

As transformações socioeconômicas do Cerrado também se conectam com a perspectiva de Haesbaert (2013), sobre a reterritorialização. A globalização, com seus fluxos de capital, tecnologia e informação, impôs novas formas de territorialidade ao Cerrado, marcadas pela fluidez, pela hibridez e pela multidimensionalidade. As redes agroindustriais, as cadeias produtivas globais e os circuitos turísticos internacionais reconfiguram as relações socioespaciais, criando centralidades e periferias.

A análise de Harvey (2005), sobre o papel do território na geopolítica contemporânea também se aplica ao Cerrado. A produção e o controle do espaço se tornaram elementos centrais na disputa por recursos e poder, envolvendo atores globais, como empresas transnacionais, instituições financeiras e organismos internacionais. A expansão do agronegócio, a exploração mineral e a construção de grandes obras de infraestrutura redefinem as relações de poder no Cerrado, com impactos socioambientais significativos.

A evolução e as características socioeconômicas do Cerrado se entrelaçam com as múltiplas dimensões do conceito de território, revelando um espaço complexo e dinâmico, marcado por disputas, resistências e transformações. As diferentes perspectivas teóricas sobre o território, desde Raffestin a Harvey,

oferecem lentes valiosas para a compreensão das dinâmicas socioespaciais do Cerrado, contribuindo para a construção de um conhecimento mais aprofundado e crítico sobre esse bioma único e ameaçado.

O território é, antes de tudo, um espaço vivido, dotado de história, significado e relações de poder, que se entrelaçam na produção e apropriação do espaço. As contribuições de Raffestin, Santos, Haesbaert, Harvey, Sassen e Massey, entre outros autores, enriquecem o debate sobre o território, oferecendo diferentes perspectivas para a compreensão das dinâmicas sociais, culturais e políticas que se desenrolam no espaço.

O problema central da ocupação territorial e econômica do Cerrado é o caráter predatório do modelo agropecuário predominante, que ameaça a própria existência do bioma. Portanto, o modelo é insustentável no longo prazo, devido a seus sérios impactos socioambientais negativos (MMA, 2006). A demanda por extensas áreas, para o desenvolvimento de atividades agropecuárias voltadas a commodities, sempre representaram grande pressão sobre o meio ambiente. Apesar de sua importância, o bioma enfrenta graves ameaças, como o desmatamento, as queimadas e a expansão da agropecuária. A expansão da agropecuária no Cerrado pode gerar conflitos pela terra e comprometer o desenvolvimento sustentável da região (Fearnside, 2021; Hecht, 2023).

Klink & Machado, 2005 e Silva & Bates, 2022, destacam que o Cerrado abriga cerca de 5% das espécies do planeta, incluindo plantas endêmicas como o pequi e o ipê-amarelo, além de animais como o lobo-guará e o tamanduá-bandeira. A perda de habitat no Cerrado ameaça a sobrevivência de diversas espécies, incluindo animais em extinção como o mico-leão-dourado (SOS Mata Atlântica, 2023).

Além disso, o Cerrado é considerado o berço das águas do Brasil, abrigando nascentes de importantes rios como o São Francisco e o Paraná. O desmatamento no Cerrado, pode reduzir a recarga dos aquíferos e afetar a qualidade da água para milhões de pessoas (Fearnside, 2017), e impactar no fornecimento de recursos e serviços ecossistêmicos essenciais para as populações tradicionais e comunidades locais, como alimentos e madeira (IBAMA, 2018; CIFOR, 2020).

O bioma armazena grande quantidade de carbono em sua biomassa, contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas (Embrapa, 2019; IPCC, 2021). Todavia, o aumento das queimadas e o desmatamento no Cerrado liberam

gases de efeito estufa na atmosfera, intensificando o aquecimento global (Nepstad *et al.*, 2018; Aragão *et al.*, 2022).

A expansão das pastagens degradadas no Cerrado é um fenômeno complexo, impulsionado por uma intrincada teia de fatores territoriais e econômicos interligados. A dinâmica territorial, marcada pela histórica marginalização do bioma e pela expansão da fronteira agrícola, combinada com incentivos econômicos voltados para a pecuária extensiva, criou um cenário propício para a degradação das pastagens.

Historicamente, o Cerrado foi negligenciado pelas políticas públicas, sendo considerado um território de baixa aptidão agrícola. Essa visão equivocada, somada à concentração fundiária e à falta de apoio técnico aos pequenos produtores, impulsionou a expansão desordenada da pecuária extensiva, com a derrubada da vegetação nativa para a formação de pastagens.

As políticas de crédito subsidiado para a pecuária, implementadas a partir da década de 1970, incentivaram a intensificação da atividade, sem, no entanto, promover práticas sustentáveis de manejo. A facilidade de acesso ao crédito, aliada à baixa fiscalização ambiental, resultou na sobrecarga das pastagens, com o aumento do número de cabeças de gado por hectare, levando à compactação do solo, à perda de matéria orgânica e à proliferação de plantas invasoras.

A valorização da terra no Cerrado, impulsionada pela expansão do agronegócio e pela especulação imobiliária, também contribuiu para a degradação das pastagens. A busca por lucro rápido levou muitos produtores a negligenciarem o manejo adequado das pastagens, priorizando a maximização da produção em curto prazo, em detrimento da sustentabilidade ambiental. Além disso, a falta de uma política consistente de regularização fundiária perpetuou a insegurança jurídica e a instabilidade territorial, dificultando a implementação de práticas de conservação e recuperação das pastagens. A ausência de títulos de propriedade desestimula os investimentos em tecnologias e práticas sustentáveis, pois os produtores temem perder o acesso à terra.

Estudos como o de Klink e Machado (2005), destacam a importância da integração entre políticas públicas, pesquisa científica e práticas de manejo sustentável para reverter o processo de degradação das pastagens. A adoção de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), o uso de técnicas de

recuperação de pastagens degradadas e o fortalecimento da assistência técnica aos produtores são algumas das estratégias apontadas para promover a sustentabilidade da pecuária no Cerrado.

Mello e Rodrigues (2017), ressaltam a necessidade de investimentos em pesquisa e desenvolvimento de tecnologias adaptadas às condições do Cerrado, como o uso de leguminosas forrageiras e o manejo da fertilidade do solo. A conscientização dos produtores sobre os benefícios econômicos e ambientais da adoção de práticas sustentáveis também é fundamental para a superação do modelo de pecuária extensiva e degradante.

A expansão das pastagens degradadas no Cerrado é resultado de uma complexa interação entre fatores territoriais e econômicos, que exigem soluções integradas e multidimensionais. A superação desse problema passa pela implementação de políticas públicas que valorizem a sustentabilidade ambiental, pela promoção da pesquisa e desenvolvimento de tecnologias adaptadas ao bioma, pelo fortalecimento da assistência técnica aos produtores e pela conscientização da sociedade sobre a importância da conservação do bioma.

Atualmente, o Cerrado possui cerca de 56,7 milhões de hectares de pastagens, representando 32% da área total de pastagens do Brasil, dos quais 18 milhões de hectares (31,89%) não apresentam degradação, 23 milhões de hectares (40,84%) apresentam nível médio de degradação e 15,4 milhões de hectares (27,3%) estão severamente degradados. A situação das pastagens no bioma Cerrado demanda atenção e planos de recuperação, visto que 68,11% de toda a pastagem do Cerrado apresenta algum nível de degradação (LAPIG, 2022).

Do total das áreas de pastagens do Brasil, 62% encontram-se nas classificadas entre níveis de degradação intermediário e severo. O bioma Cerrado lidera em proporção de pastagens degradadas, representando quase 22% do total do Brasil, seguido pela Amazônia (15%), Caatinga (9%), Mata Atlântica (12%), Pampa (1,5%) e Pantanal (1,9%) (LAPIG, 2022).

1.2 MATOPIBA

A região designada pelo acrônimo MATOPIBA, que abrange porções dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia, configura-se como uma das

principais fronteiras agrícolas do Brasil, caracterizada por seu dinamismo econômico associado ao agronegócio e por complexos desafios socioambientais.

Sua formalização ocorreu por meio do Decreto nº 8.447, de 6 de maio de 2015 (Brasil, 2015), que estabeleceu o Plano de Desenvolvimento Agropecuário do MATOPIBA. Este plano, vinculado ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), objetiva coordenar políticas públicas para o desenvolvimento regional, integrando dimensões produtivas, logísticas, ambientais e sociais, com ênfase na expansão ordenada de atividades como o cultivo de grãos (soja, milho e algodão) e a pecuária.

Geograficamente, a região compreende aproximadamente 73 milhões de hectares, dos quais cerca de 15 milhões são dedicados a atividades agropecuárias. Sua relevância ecológica deriva da predominância do bioma Cerrado, reconhecido por sua biodiversidade única e por abrigar nascentes de bacias hidrográficas estratégicas, como as dos rios Tocantins e São Francisco. Contudo, a expansão agrícola tem gerado impactos significativos: estudos do MapBiomas indicam que, entre 2000 e 2020, o Cerrado local perdeu 28% de sua cobertura vegetal original, reflexo do avanço de lavouras e pastagens. Essa transformação acentua riscos como a degradação de recursos hídricos, incluindo aquíferos críticos como o Urucuaia, e a pressão sobre territórios tradicionais, habitados por comunidades quilombolas e indígenas.

Economicamente, o MATOPIBA destaca-se por responder por cerca de 10% da produção nacional de grãos, com a soja como principal *commodity*. A alta produtividade é sustentada por tecnologias modernas, como a agricultura de precisão, e por investimentos de grupos agroindustriais nacionais e transnacionais. No entanto, a infraestrutura logística permanece um entrave, com limitações em rodovias, ferrovias e portos, ainda que projetos como a Ferrovia de Integração Oeste-Leste (FIOL) visem mitigar tais deficiências. Paralelamente, a região enfrenta conflitos fundiários históricos, marcados por disputas entre agricultores, grileiros e populações tradicionais, agravados pela lentidão nos processos de regularização territorial.

O Plano de Desenvolvimento Agropecuário do MATOPIBA propõe equilibrar crescimento econômico e sustentabilidade, mediante ações como o monitoramento via satélite para combater desmatamento ilegal, incentivos à recuperação de áreas

degradadas e integração de políticas de pesquisa e assistência técnica, com participação de instituições como a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA).

Atualmente, a região mantém trajetória de expansão, impulsionada pela demanda global por *commodities*, mas enfrenta pressões crescentes por adequação a padrões sustentáveis, como a Moratória da Soja. Iniciativas como o Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) buscam orientar o uso do solo, embora a eficácia desses instrumentos dependa de fiscalização robusta e coordenação intergovernamental — desafios persistentes diante da sobreposição de competências entre União e estados.

Sob o ponto de vista histórico, a agricultura no MATOPIBA teve início na década de 1980, marcada pela disponibilidade de terras e pelo avanço de novas tecnologias agrícolas, como cultivares adaptadas ao solo e ao clima do Cerrado, que possibilitaram o incremento da produção em larga escala (Macedo, 2012). A criação do Programa de Cooperação Nipo-Brasileira para o Desenvolvimento dos Cerrados (PRODECER), em 1974, foi um marco importante nesse processo, introduzindo técnicas de manejo e correção do solo que permitiram a expansão da fronteira agrícola (Homma, 2012).

Políticas públicas implementadas pelo governo brasileiro, como o Programa de Desenvolvimento dos Cerrados (POLOCENTRO) e o Fundo Constitucional de Financiamento do Centro-Oeste (FCO), também contribuíram para o crescimento exponencial da produção agrícola na região a partir da década de 2000 (Gasques *et al.*, 2010). A soja se tornou a principal cultura, seguida pelo milho e algodão, com a área plantada com soja saltando de 1,5 milhão de hectares em 2002 para 8,8 milhões de hectares em 2023, um aumento de quase 600% (CONAB, 2023). Esse crescimento expressivo da produção de grãos no MATOPIBA contribuiu significativamente para a economia nacional, aumentando a oferta de alimentos e matérias-primas, gerando divisas com as exportações e impulsionando o desenvolvimento de toda a cadeia produtiva do agronegócio (Buainain *et al.*, 2014).

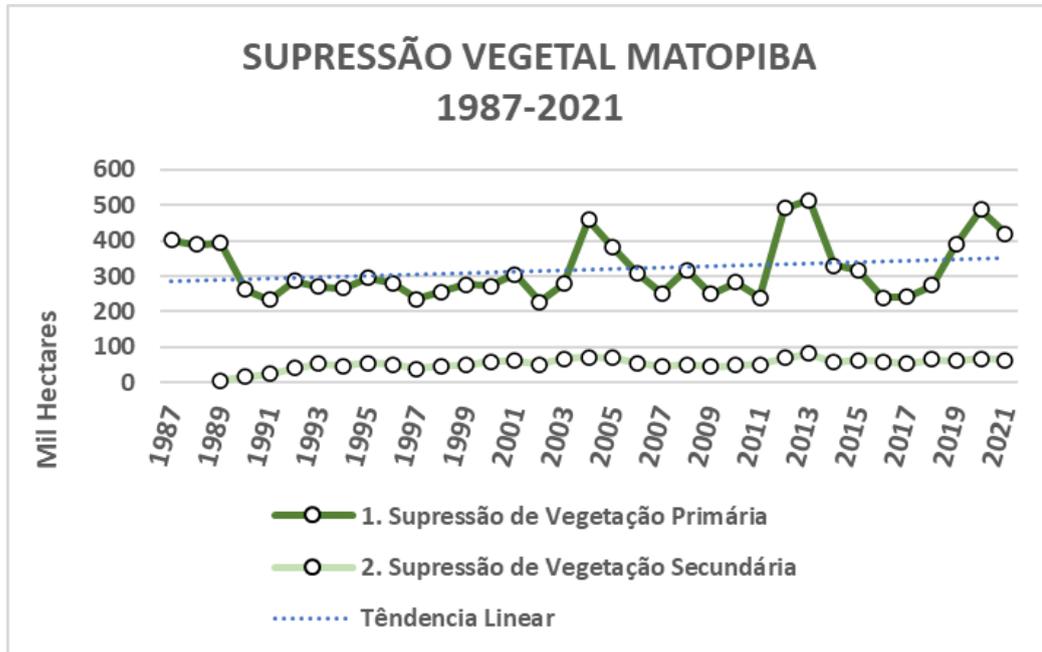
A agricultura no MATOPIBA utiliza técnicas modernas como o plantio direto, integração lavoura-pecuária e agricultura de precisão, que contribuem para o aumento da produtividade e a sustentabilidade da produção (Altieri, 2012). A expansão da agricultura na região gerou impactos socioeconômicos significativos,

contribuindo para a geração de emprego e renda, investimentos em infraestrutura e desenvolvimento regional, com a construção de rodovias, ferrovias e portos que facilitaram o escoamento da produção e a integração da região ao mercado nacional e internacional (Buainain *et al.*, 2014).

No entanto, a conversão de áreas de Cerrado para a agricultura resultou em desmatamento significativo, supressão vegetal, com impactos na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos (Klink; Machado, 2005). A partir de 2003, o desmatamento no MATOPIBA se intensificou, impulsionado pela alta dos preços das commodities agrícolas e pela demanda global por alimentos (Fearnside, 2022). Além disso, a expansão da agricultura intensificou a concentração de terras nas mãos de grandes empresas, gerando conflitos fundiários e pressionando comunidades tradicionais (Fernandes, 2014).

A análise da supressão vegetal no MATOPIBA, entre 1987 e 2021, gráfico 1, revela uma dinâmica complexa e preocupante, com implicações significativas para a conservação da biodiversidade e a sustentabilidade da região. A supressão da vegetação primária, composta por ecossistemas originais, demonstra uma tendência oscilante ao longo do período analisado, com picos em 2004, 2013 e 2020. Esses picos podem ser atribuídos a uma combinação de fatores, incluindo a expansão da fronteira agrícola, incentivos governamentais como o Plano de Desenvolvimento Agropecuário (PDA) e flutuações nos preços das commodities agrícolas (Fearnside, 2014; Richards *et al.*, 2015).

Gráfico 1 – Supressão vegetal no MATOPIBA entre 1987 e 2021



Fonte: O autor (2024), baseado em dados extraídos do MAPBIOMAS, 2024.

A vegetação primária do Cerrado, caracterizada por sua rica biodiversidade e endemismos, é particularmente vulnerável à supressão. A perda desses ecossistemas originais resulta em impactos irreversíveis, como a extinção de espécies, a degradação do solo e a alteração dos ciclos hidrológicos (Myers *et al.*, 2000; Klink; Machado, 2005). Apesar das oscilações, a tendência linear de aumento na supressão de vegetação primária no MATOPIBA é um sinal alarmante, evidenciando a necessidade urgente de medidas de conservação mais eficazes (Strassburg *et al.*, 2017).

A supressão da vegetação secundária, que compreende áreas em regeneração, também apresenta um padrão preocupante. Embora os valores absolutos sejam menores do que os da supressão primária, há um aumento consistente ao longo do tempo, com uma tendência linear ascendente. Esse aumento pode ser atribuído à intensificação da agricultura, com a conversão de áreas degradadas em pastagens e lavouras, e à crescente demanda por carvão vegetal e lenha (Macedo, 2012; Sano *et al.*, 2013). A vegetação secundária desempenha um papel crucial na recuperação dos ecossistemas, fornecendo habitat para a fauna, protegendo o solo da erosão e contribuindo para a manutenção dos ciclos de nutrientes (Brançalion *et al.*, 2016). A supressão da vegetação secundária,

portanto, não apenas impede a regeneração natural do bioma, mas também agrava a fragmentação do habitat e aumenta a vulnerabilidade das espécies remanescentes (Tabarelli *et al.*, 2010).

A dinâmica da supressão vegetal no MATOPIBA, tanto primária quanto secundária, revela a complexidade dos desafios enfrentados pela região. A intensificação da agricultura, impulsionada pela demanda global por alimentos e biocombustíveis, exerce uma pressão crescente sobre os ecossistemas do Cerrado, enquanto a fragilidade institucional e a falta de recursos dificultam a implementação de políticas de conservação eficazes (Aguiar *et al.*, 2016).

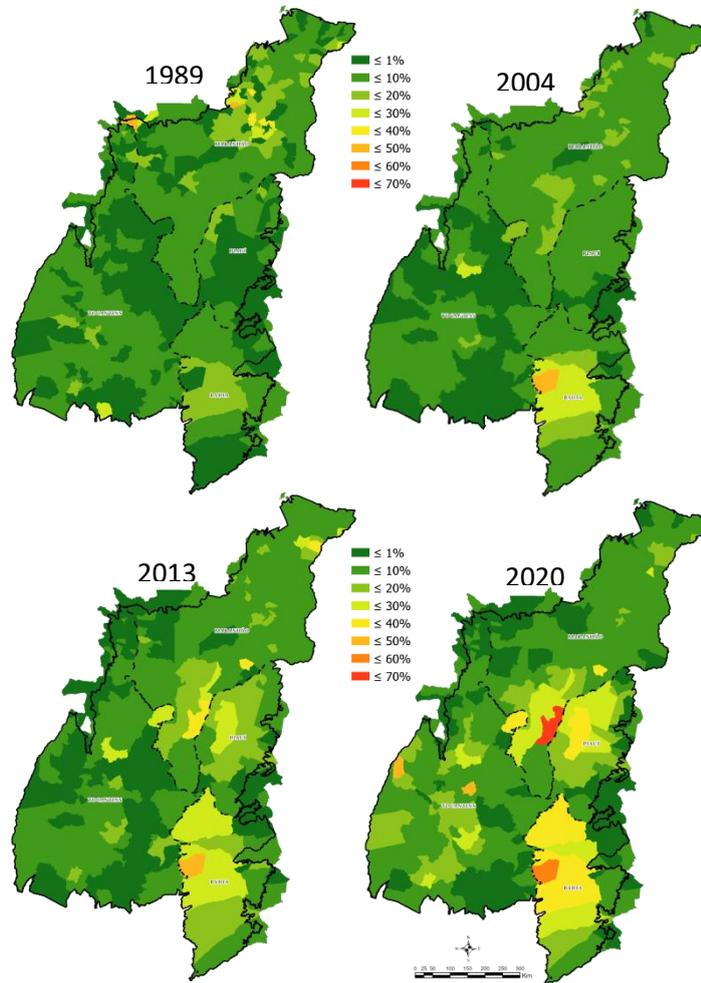
Quando analisado sob a ótica espaço-temporal, representada pelos mapas da figura 3, que ilustram a evolução da área plantada no MATOPIBA, com os cortes temporais referenciados aos maiores níveis de supressão vegetal ao longo de três décadas, revela uma dinâmica complexa de conversão do uso da terra.

Em 1989, a área plantada era incipiente, concentrada principalmente no sudeste da Bahia, com algumas manchas isoladas no Maranhão e no Piauí. A predominância do verde escuro nos mapas indica que a maior parte da região ainda estava coberta por vegetação nativa, com áreas de plantio representando menos de 1% da área total de cada município.

Em 2004, observa-se uma expansão da área plantada na Bahia, avançando em direção ao Piauí e Maranhão. Essa expansão é evidenciada pela predominância de tons de verde mais claros e amarelo, que representam áreas com maior percentual de plantio, variando de 10% a 40% da área total do município. É importante notar que essa expansão coincide com um período de intensificação do desmatamento na região do MATOPIBA. Entretanto, não é possível correlacionar a supressão com o aumento, uma vez que os dados de supressão são apresentados para o MATOPIBA e os dados de área plantada por município.

Em 2013, a expansão da área plantada se intensifica ainda mais. O oeste da Bahia, anteriormente dominado por vegetação nativa, agora apresenta grandes áreas com percentuais de plantio entre 10% e 40%. No Maranhão e no Piauí, a área plantada também se expande, avançando sobre áreas de vegetação nativa. Essa intensificação do plantio é acompanhada por um aumento da supressão vegetal, como evidenciado pela redução das áreas em verde escuro.

Figura 3 – Evolução da área plantada nos municípios do MATOPIBA (porcentagem da área plantada em relação à área total do município).



Fonte: O autor (2024), baseado em dados extraídos do SIDRA/IBGE, 2024.

Em 2020, a área plantada atinge níveis mais altos, com a maior parte do oeste da Bahia e áreas significativas do Maranhão e Piauí dominadas por tons de verde claro, amarelo e até mesmo laranja, que representam áreas com mais de 40% de plantio. No Tocantins, que em 1989 era praticamente intocado, surgem grandes áreas de plantio, indicando uma expansão da fronteira agrícola em direção ao oeste.

Os mapas revelam uma grande transformação da paisagem do MATOPIBA, ao longo de três décadas. A expansão da área plantada, impulsionada pela demanda por commodities agrícolas, resultou em uma redução drástica da vegetação nativa, com graves consequências para a biodiversidade, o clima e os recursos hídricos da região. A análise espacial dos dados permite visualizar a

dinâmica da conversão do uso da terra e a ocupação do território por atividades agrícolas, fornecendo informações importantes para relacionar essa dinâmica com as características pedológicas e de aptidão agrícola com o potencial para recuperação de pastagens degradadas e sua reinserção no contexto produtivo.

A busca por um modelo de desenvolvimento que concilie a produção agrícola com a conservação da biodiversidade é essencial para garantir a sustentabilidade do MATOPIBA a longo prazo. A adoção de práticas agrícolas sustentáveis, o fortalecimento da fiscalização ambiental, a criação de áreas protegidas e o incentivo à restauração ecológica são medidas cruciais para mitigar os impactos da supressão vegetal e garantir a resiliência do bioma Cerrado (Sano *et al.*, 2013; Brancalion *et al.*, 2016).

1.2.1 Solos do MATOPIBA

A integração entre o mapa de solos e o mapa de pastagens degradadas permitiu um diagnóstico dos tipos de solos e suas respectivas características na região de MATOPIBA. A tabela 1, representa as classes de solo com a respectiva área total e porcentagem de cobertura ao longo das áreas com pastagens degradadas.

Tabela 2 – Distribuição dos solos por classe de degradação de pastagem em relação a área e porcentagem da área total das pastagens degradadas, na região do Cerrado do Matopiba.

CLASSE DEGRADAÇÃO PASTAGEM	SOLO	ÁREA (ha)	PORCENTAGEM EM RELAÇÃO AO TOTAL
SEVERA	PLINTOSSOLO PETRICO	1.626.063,81	15,923%
SEVERA	LATOSSOLO AMARELO	1.217.390,69	11,921%
SEVERA	ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO	1.099.285,08	10,765%
INTERMEDIÁRIO	PLINTOSSOLO PETRICO	947.032,39	9,274%
INTERMEDIÁRIO	LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO	659.532,58	6,458%
SEVERA	LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO	542.177,54	5,309%
INTERMEDIÁRIO	LATOSSOLO AMARELO	480.021,76	4,701%
SEVERA	NEOSSOLO QUARTZARENICO	474.477,44	4,646%
SEVERA	PLINTOSSOLO HAPLICO	473.159,61	4,633%
INTERMEDIÁRIO	NEOSSOLO QUARTZARENICO	346.473,50	3,393%

CLASSE DEGRADAÇÃO PASTAGEM	SOLO	ÁREA (ha)	PORCENTAGEM EM RELAÇÃO AO TOTAL
INTERMEDIÁRIO	PLINTOSSOLO HAPLICO	329.329,17	3,225%
SEVERA	NEOSSOLO LITOLICO	295.670,25	2,895%
INTERMEDIÁRIO	ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO	295.108,10	2,890%
SEVERA	NITOSSOLO VERMELHO	254.035,38	2,488%
INTERMEDIÁRIO	NEOSSOLO LITOLICO	252.645,18	2,474%
INTERMEDIÁRIO	GLEISSOLO HAPLICO	132.020,43	1,293%
SEVERA	CHERNOSSOLO ARGILUVICO	124.587,97	1,220%
INTERMEDIÁRIO	CAMBISSOLO HAPLICO	116.481,16	1,141%
INTERMEDIÁRIO	NITOSSOLO VERMELHO	98.234,93	0,962%
SEVERA	GLEISSOLO HAPLICO	85.527,42	0,838%
SEVERA	CAMBISSOLO HAPLICO	75.186,38	0,736%
SEVERA	NEOSSOLO FLUVICO	71.221,08	0,697%
SEVERA	LUVISSOLO CROMICO	46.465,54	0,455%
SEVERA	VERTISSOLO HAPLICO	29.715,61	0,291%
INTERMEDIÁRIO	LUVISSOLO CROMICO	26.717,04	0,262%
INTERMEDIÁRIO	CHERNOSSOLO ARGILUVICO	23.840,91	0,233%
SEVERA	LATOSSOLO VERMELHO	21.893,19	0,214%
INTERMEDIÁRIO	LATOSSOLO VERMELHO	21.676,76	0,212%
INTERMEDIÁRIO	NEOSSOLO FLUVICO	18.449,52	0,181%
INTERMEDIÁRIO	PLANOSSOLO HAPLICO	16.012,82	0,157%
SEVERA	GLEISSOLO SALICO	4.468,41	0,044%
SEVERA	PLANOSSOLO HAPLICO	3.258,81	0,032%
INTERMEDIÁRIO	VERTISSOLO HAPLICO	2.017,30	0,020%
SEVERA	DUNAS	972,04	0,010%
INTERMEDIÁRIO	GLEISSOLO SALICO	937,92	0,009%
INTERMEDIÁRIO	DUNAS	36,82	0,000%
		10.212.124,5	
		5	

Fonte: O autor (2024), baseado em dados do LAPIG, 2022 e Lumbreras *et al.*, 2015.

De acordo com Ramalho-Filho e Beek (1995), os Plintossolos Pétricos são indicados para uso de pastagem e não agricultura e, no entanto, muitos agricultores têm plantado soja e milho sobre eles. A expansão da agricultura, no Tocantins, se deu sobre os Plintossolos, que tem sido aproveitado para o cultivo da soja e milho (Plintossolos Pétricos), arroz (Plintossolos Argilúvicos) entre outras.

1.2.2 Bacias hidrográficas do MATOPIBA

A região do MATOPIBA, uma das principais fronteiras agrícolas do Brasil, reconhecida por sua expansão agropecuária e por abrigar ecossistemas únicos, como o Cerrado e transições para a Caatinga e a Amazônia. Nesse contexto, as bacias hidrográficas da região desempenham um papel estratégico, não apenas para o desenvolvimento econômico regional, mas também para a segurança hídrica e alimentar nacional, apresentando uma complexa rede hidrográfica que desempenha um papel fundamental na manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. A degradação de pastagens, tem impactos significativos sobre os recursos hídricos e a integridade dos ecossistemas. A recuperação dessas áreas, em especial nas principais bacias hidrográficas, emerge como uma necessidade imperativa para a sustentabilidade da região.

As bacias hidrográficas locais, como a do Rio Tocantins, Rio Parnaíba e afluentes do São Francisco, sustentam essa atividade, garantindo a produtividade mesmo em períodos de seca sazonal. Segundo Sano *et al.* (2019), a expansão agrícola no MATOPIBA só foi possível devido à relativa abundância de recursos hídricos superficiais e subterrâneos, que permitiram a irrigação suplementar em áreas críticas. Essa dependência evidencia a vulnerabilidade do setor às mudanças climáticas e à má gestão dos recursos hídricos.

Além disso, a água é essencial para a manutenção de cadeias produtivas integradas, como a pecuária e a silvicultura. Barreto (2020) ressalta que as bacias hidrográficas do MATOPIBA funcionam como colunas vertebrais para a economia regional, interligando produção, logística e abastecimento urbano. A navegação fluvial, por exemplo, é vital para o escoamento de grãos até portos no Norte e Nordeste, reduzindo custos de transporte.

A bacia do Rio Tocantins, por exemplo, abriga áreas úmidas (veredas) que funcionam como “esponjas naturais”, recarregando aquíferos e mantendo a vazão dos rios durante a estiagem. De acordo com Fearnside (2017), a destruição desses ecossistemas para expansão agrícola compromete não apenas a biodiversidade, mas também a resiliência hídrica da região, aumentando riscos de desertificação.

Os serviços ecossistêmicos prestados por essas bacias incluem a polinização de cultivos, o controle de pragas e a regulação do clima local. Costa (2018) destaca

que a vegetação ripária das bacias hidrográficas do MATOPIBA atua como filtro natural, reduzindo a contaminação de rios por agrotóxicos e sedimentos. Sem essa proteção, o assoreamento de corpos hídricos afetaria tanto a agricultura quanto o abastecimento humano.

Em escala nacional, o MATOPIBA é um dos pilares do agronegócio brasileiro, contribuindo significativamente para as exportações e o PIB do setor primário. As bacias hidrográficas locais são, portanto, ativos estratégicos para o país. Sparovek *et al.* (2015) argumentam que a gestão integrada das águas do MATOPIBA é crucial para evitar conflitos entre usuários e garantir a sustentabilidade do modelo agroexportador. A região exporta água virtual (embutida em *commodities*), o que a torna globalmente relevante, mas também dependente de políticas hídricas eficazes.

Além disso, bacias como a do Rio São Francisco, que corta parte do MATOPIBA, são fundamentais para projetos de transposição e irrigação em outras regiões semiáridas do Nordeste. Segundo estudos da Agência Nacional de Águas (ANA), a integração de bacias no MATOPIBA com outras regiões pode mitigar crises hídricas, mas exige investimentos em infraestrutura e governança (ANA, 2021 *apud* Barreto, 2020).

A expansão agrícola no MATOPIBA tem gerado conflitos entre grandes produtores, comunidades tradicionais (quilombolas, indígenas) e pequenos agricultores, principalmente pelo acesso à água e à terra. A bacia do Rio Formoso, no Tocantins, é emblemática: suas águas são disputadas por irrigantes e pescadores artesanais. Como aponta Almeida (2019), a concentração de outorgas de água para latifúndios agrava a desigualdade social e ameaça modos de vida tradicionais. O desmatamento também é um desafio crítico. Entre 2000 e 2020, o Cerrado no MATOPIBA perdeu 25% de sua cobertura nativa, impactando a recarga de aquíferos. Conforme alerta Fearnside (2017), a conversão de áreas de recarga hídrica em lavouras é uma bomba-relógio, que pode levar ao colapso de bacias inteiras em médio prazo.

A relevância dos rios no MATOPIBA transcende a mera provisão de água para consumo humano e atividades econômicas. Eles constituem habitats vitais para uma miríade de espécies, atuam na regulação do ciclo hidrológico, na ciclagem de nutrientes e na mitigação de eventos climáticos extremos. Abell *et al.* (2014) destacam que a região do MATOPIBA abriga ecossistemas fluviais de grande

importância para a conservação da biodiversidade, com espécies endêmicas e ameaçadas de extinção.

Dentre as principais bacias hidrográficas da região, destacam-se as bacias do Tocantins-Araguaia, do Parnaíba e do São Francisco, que abrigam nascentes de grande relevância, como as do rio Tocantins, do rio Parnaíba e do rio São Francisco, respectivamente. Essas nascentes, assim como inúmeras outras presentes na região, são fundamentais para a manutenção da integridade dos recursos hídricos, garantindo a perenidade dos rios e a disponibilidade hídrica para as populações e atividades econômicas.

Entretanto, a intensificação da agricultura, marcada pela conversão de áreas nativas em monoculturas, tem acarretado impactos severos sobre os recursos hídricos. Aguiar *et al.* (2020) evidenciam que a expansão agrícola no MATOPIBA tem provocado a degradação da qualidade da água, o assoreamento de cursos d'água e a redução da disponibilidade hídrica, com consequências para a biota aquática e para as populações humanas. A degradação de pastagens, frequente na região, contribui significativamente para esses impactos, comprometendo a capacidade de infiltração da água no solo, aumentando o escoamento superficial e a erosão, e conseqüentemente, afetando a qualidade e a quantidade de água nos rios e nascentes.

A Recuperação de pastagens degradadas emerge como uma estratégia fundamental para reverter esse cenário, sendo uma abordagem essencial para a conservação hídrica. A recuperação e conversão de pastagens degradadas, somadas a adoção de técnicas de manejo sustentável do solo, como o plantio direto, a rotação de culturas e a integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), promovem a melhoria da estrutura do solo, aumentam a infiltração de água, reduzem a erosão e o assoreamento dos cursos d'água, contribuindo para a conservação das nascentes e a manutenção da qualidade e da vazão dos rios.

Silva *et al.* (2018) enfatizam que a gestão integrada dos recursos hídricos, com a participação ativa dos diversos atores sociais, é essencial para garantir a conservação dos rios e a sustentabilidade do MATOPIBA. Portanto, a recuperação de pastagens degradadas nas bacias hidrográficas do MATOPIBA constitui uma ação estratégica para a preservação ambiental, a segurança hídrica e o desenvolvimento sustentável da região. A articulação de políticas públicas,

investimentos em pesquisa e extensão rural, e a conscientização dos produtores rurais são cruciais para o êxito dessa empreitada. A recuperação das pastagens representa um passo fundamental para um futuro mais próspero e equilibrado para o MATOPIBA e para o Brasil.

Em seus escritos, Ab'Saber (1983, 2007), desvenda as particularidades do domínio do Cerrado, destacando sua geomorfologia singular, a intrincada rede hidrográfica e o delicado equilíbrio ecológico que o sustenta. O impacto das atividades humanas sobre esse bioma, especialmente a expansão da fronteira agrícola, que tem levado à substituição da vegetação nativa por monoculturas e pastagens. Ele defende a implementação de medidas que visem à proteção da biodiversidade e à utilização sustentável dos recursos naturais do Cerrado, garantindo a preservação desse importante bioma para as futuras gerações.

Além disso, a degradação impacta diretamente as bacias hidrográficas, comprometendo a qualidade e quantidade de água disponível. Silva *et al.* (2020) elucidam essa relação, afirmando que a degradação das pastagens contribui para o aumento do escoamento superficial, da erosão e do assoreamento dos cursos d'água, impactando negativamente a qualidade da água nas bacias hidrográficas. Essa realidade reforça a necessidade de ações de recuperação alinhadas com a conservação dos recursos hídricos, conforme preconizado no Plano Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/1997) (Brasil, 1997).

1.2.3 O clima na região do MATOPIBA

O clima do Cerrado é marcado por duas estações bem distintas: uma seca e outra chuvosa. Segundo a classificação climática de Köppen, o clima é do tipo tropical sazonal (Aw), pertencente à zona climática A, com uma precipitação média anual de 1.500 mm, concentrada principalmente entre outubro e março. No entanto, durante a estação chuvosa, especialmente nos meses de janeiro e fevereiro, podem ocorrer veranicos, que são períodos de seca temporária acompanhados de calor intenso, com duração de uma a três semanas (Alvares *et al.*, 2014).

O período seco, definido em termos de déficit hídrico, ocorre nos meses de abril a setembro, com precipitação total menor que 50 mm. Geralmente, as temperaturas médias são amenas, entre 22° C e 27° C, ao longo do ano (Silva *et al.*,

2008).

Dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2022) indicam que o oeste do Maranhão e sul do Piauí registram os maiores volumes pluviométricos, enquanto o leste da Bahia apresenta padrões próximos ao semiárido, com precipitação abaixo de 1.000 mm anuais. Essa disparidade espacial reflete-se diretamente na distribuição das atividades agrícolas, com culturas irrigadas concentrando-se em áreas de menor pluviosidade. A estação seca, entre abril e setembro, é crítica para a região, pois, como ressalta a Embrapa (2021), meses sem chuva elevam a dependência de sistemas de irrigação, especialmente em culturas perenes ou de ciclo longo.

As temperaturas médias anuais variam de 24°C a 28°C, com máximas que ultrapassam 35°C durante a estação seca. Além disso, a alta evapotranspiração no período seco exacerba a demanda hídrica, pressionando recursos já escassos. A combinação entre radiação solar intensa (média de 2.800 horas/ano) e umidade relativa moderada cria condições ideais para a fotossíntese, mas também amplia riscos de degradação do solo. Estudos do Zoneamento Agrícola de Risco Climático (ZARC) destacam que solos arenosos, comuns no Piauí, são especialmente vulneráveis à erosão quando submetidos a chuvas torrenciais seguidas de períodos secos prolongados (EMBRAPA, 2021).

A variabilidade interanual das chuvas, influenciada por fenômenos como El Niño e La Niña, representa outro desafio. Durante eventos de El Niño, por exemplo, a redução das chuvas no norte do MATOPIBA pode encurtar a janela de plantio, obrigando os produtores a ajustarem calendários agrícolas (INMET, 2022). Entre 2015 e 2020, o oeste da Bahia enfrentou quedas de 30% na precipitação, resultando em perdas de produtividade da soja, conforme registros do governo estadual (Governo da Bahia, 2023).

Apesar dos obstáculos, o clima do MATOPIBA oferece vantagens competitivas. A estação chuvosa bem definida permite o cultivo de safras anuais sem interferência de geadas, comum em regiões subtropicais. Conforme a Embrapa (2021), a soja plantada no início das chuvas (outubro/novembro) aproveita o pico de radiação solar para maximizar o crescimento vegetativo. Além disso, a estação seca inibe a proliferação de patógenos, reduzindo custos com fungicidas. Em áreas de algodão, a baixa umidade relativa no período de colheita minimiza perdas por

apodrecimento dos capulhos, complementa Oliveira *et al.* (2020).

Paralelamente, políticas públicas como o ZARC orientam os agricultores sobre épocas ideais de plantio, reduzindo exposição a eventos extremos. O zoneamento considera dados históricos de chuva e temperatura para definir datas seguras de semeadura, minimizando perdas por seca ou excesso hídrico, explica Oliveira *et al.* (2020).

O clima do MATOPIBA é um elemento central na dinâmica agropecuária regional, funcionando tanto como aliado quanto como adversário. Sua sazonalidade permite planejamento agrícola, mas a irregularidade pluviométrica e o aquecimento global demandam inovação contínua. Como conclui Oliveira *et al.* (2020), o futuro do agronegócio na região dependerá da capacidade de harmonizar produtividade com resiliência climática, garantindo que avanços tecnológicos não ignorem limites ecológicos e sociais. Nesse contexto, o MATOPIBA emerge não apenas como um celeiro nacional, mas como um laboratório de soluções para os desafios climáticos do século XXI.

1.2.4 Benefícios econômicos – Breve Discussão

A conciliação entre a expansão da produção agrícola e a preservação ambiental no MATOPIBA configura-se como um desafio premente. A restauração e conservação do Cerrado são cruciais, pois a recuperação de áreas degradadas frequentemente se mostra mais economicamente viável do que a expansão para novas áreas, especialmente quando esta não está associada à exploração ilegal de madeira (Nepstad *et al.*, 2014). Iniciativas como o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado (PPCerrado) e o Cadastro Ambiental Rural (CAR) visam promover a regularização ambiental e a adoção de práticas agrícolas sustentáveis na região. Nesse sentido, a recuperação de pastagens degradadas ajuda a conciliar a expansão agrícola com a preservação ambiental.

Em uma abordagem simples, levando-se em consideração o preço médio do hectare de terra no MATOPIBA, segundo dados da IEG/FNP, mesmo com uma variação considerável, influenciada por múltiplos fatores, a recuperação de pastagens degradadas, além de todos os benefícios ambientais, possui vantagens

sob o ponto de vista econômico.

Como exemplo, no Maranhão, o preço do hectare varia entre R\$ 6.200 e R\$ 30.000, com valores mais elevados na região Sul (Balsas). No Tocantins, a variação é de R\$ 4.500 a R\$ 22.000, destacando-se a região de Porto Nacional, com infraestrutura logística e de armazenamento favorável. No Piauí, o preço por hectare oscila entre R\$ 4.000 e R\$ 20.000, com maior valorização na região Sul (Bom Jesus), onde as terras possuem maior aptidão agrícola. Na Bahia, a variação é de R\$ 5.000 a R\$ 15.000, com a região Oeste (Barreiras) concentrando as terras mais valorizadas.

Em contrapartida, o custo médio para recuperar um hectare de pastagem degradada no bioma Cerrado, que varia de acordo com nível de degradação, está estimado entre R\$ 1.159,62 a R\$ 1.727,99, para degradação moderada e severa respectivamente (Carlos *et al.*, 2022).

Tabela 3 – Custos médios de recuperação de pastagens degradadas por bioma

BIOMA	MODERADO (R\$/ha)	SEVERO (R\$/ha)	DIFERENÇA DE CUSTO	MANUTENÇÃO (R\$/ha)
Amazônia	1.330,66	1.904,02	0,43	298,10
Cerrado	1.159,62	1.727,99	0,49	272,86
Mata Atlântica	979,42	1.563,31	0,60	283,23
Caatinga	1.471,83	2.054,44	0,40	411,09
Pampa	1.541,37	2.100,71	0,36	764,64
Pantanal	1.018,24	1.627,15	0,60	207,54

Fonte: O autor (2024), baseado em dados de Carlos *et al.*, 2022.

A tabela 2, demonstra que, em geral, os custos de recuperação no Cerrado são menores do que em outros biomas. A recuperação de áreas moderadamente degradadas no Cerrado é 7,24% mais barata que a média dos demais biomas, e a recuperação de áreas severamente degradadas é 5,55% mais barata em média.

Esses resultados demonstram a variabilidade dos custos de recuperação de áreas degradadas em diferentes biomas brasileiros. As diferenças nos custos de manutenção também são significativas. É importante ressaltar que esses valores são médias e podem variar consideravelmente dependendo das condições específicas de cada área degradada. Fatores como o tipo de solo, o clima, a topografia e o

histórico de uso da terra podem influenciar significativamente os custos de recuperação.

A comparação entre o custo da terra e o custo de recuperação das áreas degradadas evidencia a vantagem econômica da recuperação, além dos benefícios ambientais. Contudo, um planejamento detalhado e o monitoramento contínuo do processo de recuperação são essenciais para garantir a efetividade das medidas adotadas, uma vez que a recuperação de pastagens degradadas é um investimento a longo prazo.

Conforme demonstrado no estudo de Carlos *et al.* (2022), que analisou o retorno econômico da recuperação de pastagens degradadas em dois cenários (15 milhões de hectares, alinhados ao Acordo de Paris, e 30 milhões de hectares, conforme o Plano ABC+), a viabilidade financeira dessa intervenção varia significativamente conforme as projeções de preços. Foram considerados dois cenários: (i) otimista, baseado nos valores de referência de maio de 2022, e (ii) preço médio, calculado a partir da média histórica entre janeiro de 2015 e maio de 2022, considerado mais conservador.

No caso da recuperação de 15 milhões de hectares, o cenário otimista aponta uma receita líquida de R\$36,77 bilhões (US\$7,42 bilhões), com custos de recuperação de R\$21,17 bilhões (US\$4,27 bilhões), resultando em um excedente de R\$15,60 bilhões (US\$3,15 bilhões). Já no cenário de preço médio, a receita cairia para R\$21,75 bilhões, com custos mantidos em R\$21,17 bilhões, gerando um retorno positivo reduzido, porém ainda relevante: R\$581,25 milhões (US\$117,40 milhões).

Para a meta mais ambiciosa do Plano ABC+ (30 milhões de hectares), o cenário otimista projeta receitas de R\$75,55 bilhões (US\$15,25 bilhões) ante custos de R\$42,51 bilhões (US\$8,58 bilhões), culminando em um lucro expressivo de R\$33,04 bilhões (US\$6,67 bilhões). No cenário conservador, contudo, a receita potencial seria de R\$44,69 bilhões (US\$9,02 bilhões), com excedente limitado a R\$2,18 bilhões (US\$439,64 milhões).

A análise evidencia que a recuperação de pastagens degradadas, mediante tecnologias adequadas, configura-se como uma estratégia financeiramente viável, capaz de amortizar custos mesmo em cenários menos favoráveis. Além da rentabilidade direta, destaca-se seu papel na redução de emissões de gases de

efeito estufa no setor pecuário, contribuindo para a descarbonização da atividade. Os resultados reforçam que tanto a escala do Acordo de Paris quanto a do Plano ABC+ oferecem retorno econômico positivo, embora com margens distintas conforme a volatilidade de preços.

Adicionalmente, a intervenção gera externalidades positivas de relevância socioambiental: (i) melhoria da fertilidade e estrutura do solo; (ii) aumento da produtividade agropecuária; (iii) conservação de biodiversidade; e (iv) sequestro de carbono. Esses benefícios, aliados ao potencial de geração de renda, posicionam a recuperação de pastagens como uma ferramenta estratégica para alinhar competitividade do agronegócio brasileiro às metas globais de sustentabilidade (Carlos *et al.*, 2022).

Na região do MATOPIBA, onde se estima a existência de aproximadamente 11 milhões de hectares de pastagens degradadas, a extrapolação dos resultados obtidos nos cenários analisados sugere um retorno financeiro expressivo, com uma receita potencial de R\$ 27 bilhões, um custo de R\$ 15,5 bilhões e um excedente financeiro de R\$ 11,5 bilhões com a recuperação dessas áreas.

É imperativo destacar que a recuperação de pastagens degradadas no bioma Cerrado desempenha um papel crucial na mitigação das mudanças climáticas, na segurança hídrica e na conservação da biodiversidade, além de fortalecer a economia regional e promover a geração de emprego e renda. Adicionalmente, a recuperação das pastagens contribui para a intensificação sustentável da pecuária, otimizando o uso da terra e reduzindo a pressão por expansão da fronteira agrícola sobre áreas de vegetação nativa.

1.3 Pastagens degradadas

As pastagens degradadas representam um desafio global para a sustentabilidade agropecuária, a segurança alimentar e a conservação ambiental. Definidas como áreas onde a capacidade produtiva do solo e a cobertura vegetal foram significativamente reduzidas devido a práticas inadequadas de manejo (Lal, 2004), essas áreas refletem uma crise socioecológica que demanda intervenções urgentes. Este artigo explora as características distintivas das pastagens degradadas, os desafios associados à sua recuperação e as potencialidades

inerentes a processos de restauração, com ênfase em perspectivas internacionais.

A degradação de pastagens é um fenômeno multifatorial, marcado por indicadores físicos, químicos e biológicos. Segundo Conant (2010), a compactação do solo, a perda de matéria orgânica e a redução da infiltração de água são características físicas críticas. Do ponto de químico, há diminuição da fertilidade, com deficiências em nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio (Sanchez, 2002), enquanto biologicamente, observa-se a perda de biodiversidade de plantas forrageiras e a dominância de espécies invasoras (Tilman *et al.*, 2002).

A restauração de pastagens degradadas enfrenta obstáculos técnicos, econômicos e sociais. Tecnicamente, a recuperação do solo é um processo lento. Como ressalta Lal (2015), a regeneração de 1 cm de solo pode levar até 1.000 anos em condições naturais, o que inviabiliza estratégias passivas em regiões críticas. Economicamente, os custos de intervenção como calagem, adubação e revegetação são proibitivos para pequenos produtores (Pretty *et al.*, 2006).

Apesar dos desafios, as pastagens degradadas oferecem oportunidades significativas para inovação agroecológica e mitigação climática. Sistemas agrosilvipastoris, que integram árvores, pastagens e animais, têm se mostrado eficazes na recuperação de solos. Neely *et al.* (2009) destacam que a diversificação funcional via agrofloresta pode aumentar a resiliência ecossistêmica e a produtividade pecuária em até 40%.

A restauração também possui sinergias com metas climáticas. Segundo Smith *et al.* (2008), pastagens recuperadas podem sequestrar entre 0,3 e 0,7 toneladas de carbono por hectare/ano, contribuindo para a descarbonização. Iniciativas como a "Bonn Challenge" buscam restaurar 350 milhões de hectares de terras degradadas até 2030, com foco em pastagens na América Latina e África (IUCN, 2020).

Socialmente, a falta de políticas integradas e a pressão por terras agrícolas agravam o cenário. Na Ásia, por exemplo, a expansão de monoculturas sobre pastagens degradadas tem levado a conflitos por recursos hídricos (Scherr; McNeely, 2008). Além disso, práticas tradicionais de pastoreio excessivo persistem em regiões como o Sahel, onde a dependência da pecuária extensiva dificulta a transição para modelos sustentáveis (Hiernaux *et al.*, 2016).

A degradação também altera a estrutura ecológica. De acordo com Foley *et al.* (2005), pastagens degradadas frequentemente exibem uma simplificação

funcional, com redução da capacidade de suporte para herbívoros e interrupção de ciclos biogeoquímicos. Na África Subsaariana, por exemplo, a degradação de pastagens está ligada à desertificação, com perdas anuais de 12 milhões de hectares de terras produtivas (UNCCD, 2017).

Segundo dados da FAO (2015), a degradação de pastagens, um desafio global de proporções alarmantes, afeta aproximadamente 70% das áreas de pastagem em todo o mundo. A publicação recente da Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação (UNCCD), afirma que metade das pastagens naturais do mundo estão degradadas. As mudanças climáticas e superexploração são as principais causas, ameaçando um sexto das reservas alimentares globais (UNCCD, 2024).

Essa problemática generalizada não apenas compromete a produção de alimentos, mas também impacta negativamente a biodiversidade e a provisão de serviços ecossistêmicos essenciais, como a regulação hídrica e a manutenção da fertilidade do solo (Steffens *et al.*, 2018). A afirmação de Steffens deixa claro como o caráter global da degradação das pastagens, desencadeia uma série de efeitos negativos em cascata, comprometendo a biodiversidade, a disponibilidade de serviços ecossistêmicos cruciais e, por extensão, o bem-estar humano.

A perda da qualidade do solo impacta diretamente a biodiversidade, uma vez que a diversidade de organismos que habitam o solo, desde microrganismos até plantas e animais, depende de um ambiente saudável e equilibrado para prosperar. A erosão, a compactação, a contaminação e a perda de matéria orgânica, características da degradação do solo, alteram drasticamente as condições do habitat, levando à redução da diversidade biológica. A regulação hídrica, por exemplo, é severamente comprometida em solos degradados, que perdem sua capacidade de infiltração e retenção de água. Isso aumenta o risco de enchentes e secas, impactando a disponibilidade de água para o consumo humano, a agricultura e os ecossistemas naturais. A manutenção da fertilidade do solo, outro serviço ecossistêmico crucial, também é afetada pela degradação das pastagens. A perda de matéria orgânica, a erosão e o desequilíbrio de nutrientes reduzem a capacidade do solo de fornecer os elementos necessários para o crescimento das plantas, impactando a produtividade agrícola e a segurança alimentar.

As causas da degradação das pastagens são multifacetadas, englobando

fatores bióticos, abióticos e antropogênicos. O sobrepastoreio, prática comum em muitas regiões, leva à compactação do solo, redução da cobertura vegetal e proliferação de espécies de plantas invasoras (Porensky *et al.*, 2021). Práticas inadequadas de manejo do solo, como queimadas e aração excessiva, contribuem para a perda de matéria orgânica e nutrientes, tornando o solo mais suscetível à erosão (FAO, 2020).

As mudanças climáticas, com eventos extremos como secas e inundações, exacerbam os processos de degradação, particularmente em áreas com solos intrinsecamente frágeis e baixa capacidade de retenção de água (IPCC, 2021). A expansão da agricultura, impulsionada pela demanda por alimentos e biocombustíveis, também exerce pressão sobre as pastagens, frequentemente resultando na conversão de áreas nativas em pastagens cultivadas, com impactos adversos sobre a biodiversidade e os recursos hídricos (Godde *et al.*, 2019).

As pastagens degradadas representam um dos maiores desafios para a sustentabilidade da pecuária e a conservação dos ecossistemas tropicais. Segundo Dias-Filho (2014), a degradação de pastagens é um processo complexo, resultante da combinação de fatores biológicos, edáficos e manejo inadequado, que levam à redução da produtividade forrageira, compactação do solo e perda de biodiversidade. Esse fenômeno, comum em regiões de fronteira agrícola, como a Amazônia e o Cerrado, tem impactos socioeconômicos e ambientais profundos, exigindo abordagens multidisciplinares para sua reversão.

A superlotação animal e a ausência de períodos de descanso para a rebrota das plantas forrageiras são práticas que aceleram a degradação, esgotando a reserva de nutrientes do solo (Dias-Filho, 2011). Essa dinâmica leva à dominância de espécies invasoras e à redução da cobertura vegetal, expondo o solo à erosão e à lixiviação de matéria orgânica. Além disso, Dias-Filho (2015) ressalta que a degradação não se limita ao aspecto produtivo: pastagens degradadas tornam-se fontes de emissão de gases de efeito estufa, como o metano e o óxido nítrico, agravando as mudanças climáticas. Essa visão amplia a discussão para além da esfera agrônômica, integrando-a aos debates globais sobre sustentabilidade.

A recuperação das pastagens degradadas é fundamental para garantir a sustentabilidade da produção agropecuária no MATOPIBA e se coaduna com os objetivos do Plano ABC, que visa incentivar práticas agrícolas sustentáveis e de

baixo carbono. Conforme ressaltam Oliveira *et al.* (2020), a recuperação das pastagens degradadas permite aumentar a produtividade, melhorar a qualidade do solo, conservar a biodiversidade e proteger os recursos hídricos.

A calagem, técnica de aplicação de calcário para correção da acidez do solo, é uma etapa indispensável em processos de recuperação de pastagens degradadas, sobretudo no Cerrado da região do MATOPIBA. Nesses locais, os solos apresentam acidez elevada, com pH reduzido e altos teores de alumínio tóxico, condições que inibem o desenvolvimento das plantas e limitam a disponibilidade de nutrientes essenciais, como fósforo, cálcio e magnésio.

Ao neutralizar a acidez, a calagem promove transformações químicas, físicas e biológicas no solo. Quimicamente, eleva o pH, reduz a saturação de alumínio e libera nutrientes antes indisponíveis para as plantas. Fisicamente, contribui para a agregação das partículas do solo, melhorando sua estrutura e capacidade de retenção de água. Biologicamente, estimula a atividade microbiana, essencial para a decomposição da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes.

Esses efeitos combinados criam um ambiente propício para o estabelecimento vigoroso de forrageiras, aumentando a produtividade das pastagens e fortalecendo a sustentabilidade dos sistemas agropecuários nessas regiões estratégicas do Brasil. De acordo com Rodrigues *et al.* (2016), a calagem é fundamental para a recuperação das pastagens degradadas no MATOPIBA, pois a maioria dos solos da região apresenta acidez elevada, o que limita o desenvolvimento das plantas.

Em diversos casos, a calagem não apenas beneficia diretamente as plantas, mas também promove a atividade microbiana do solo, fundamental para a ciclagem de nutrientes e a saúde do ecossistema. Adicionalmente, a calagem contribui para a redução da erosão do solo, um dos principais problemas ambientais associados à degradação das pastagens (Primavesi, 2002). A calagem também desempenha um papel importante na melhoria da qualidade da água em bacias hidrográficas, reduzindo a acidez e o teor de alumínio na água, conforme demonstrado por Menezes *et al.* (2013) em seu estudo sobre o impacto da calagem na qualidade da água em microbacias do Cerrado.

A restauração de pastagens degradadas é fundamental para garantir a segurança alimentar, conservar a biodiversidade e mitigar as mudanças climáticas. A

FAO (2018) enfatiza a necessidade de adotar práticas de manejo sustentáveis, como o pastoreio rotativo, que permite a recuperação da vegetação entre os períodos de pastejo, e sistemas silvipastoris, que integram árvores e arbustos às pastagens, proporcionando sombra, forragem e diversidade de habitat (Murgueitio *et al.*, 2011).

A FAO (2022) destaca a importância de políticas públicas que incentivem a adoção de práticas sustentáveis, o acesso a tecnologias e o fortalecimento da capacidade dos produtores rurais. A organização também ressalta a necessidade de integrar a restauração de pastagens em esforços mais amplos para a conservação da biodiversidade e mitigação das mudanças climáticas, conforme previsto na Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação (UNCCD) e no Acordo de Paris (FAO, 2023).

1.3.1 Pastagens degradadas no cerrado brasileiro

A degradação das pastagens no Cerrado, o segundo maior bioma do Brasil, constitui um problema complexo, com raízes históricas profundas e agravado por práticas de manejo inadequadas, além das características intrínsecas dos solos da região. A conversão de áreas nativas em pastagens, impulsionada por políticas de incentivo à agropecuária a partir da década de 1970, frequentemente se deu de forma insustentável. A derrubada e queima da vegetação nativa, seguida da semeadura de pastagens exóticas sem a devida correção e adubação do solo, foram práticas comuns nesse processo (Klink; Machado 2005), resultando em um cenário de degradação em quase todo o bioma.

O Cerrado brasileiro tem seu uso da terra predominantemente voltado à pecuária, com aproximadamente 55% de sua área coberta por pastagens cultivadas (Martha Junior *et al.*, 2017). Contudo, a baixa fertilidade natural dos solos, agravada por práticas inadequadas como a ausência de adubação e o superpastejo, intensifica a degradação. Como afirmam Lopes e Guilherme (2016), o manejo inadequado das pastagens no Cerrado resulta em perdas de até 90% da capacidade produtiva original, com reflexos diretos na economia e na ecologia. Adicionalmente, a monocultura de gramíneas exóticas, como *Urochloa brizantha*, reduz a biodiversidade e a resiliência do ecossistema. Segundo Oliveira *et al.* (2018), a substituição da vegetação nativa por pastagens homogêneas diminui em 40% a

diversidade de microrganismos do solo, aumentando a vulnerabilidade a pragas e eventos climáticos extremos.

Os solos do Cerrado apresentam características intrínsecas que os tornam particularmente suscetíveis à degradação. Como descrevem Curi *et al.* (2005), a acidez elevada ($\text{pH} \leq 5,0$), aliada à baixa Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e à presença de camadas compactadas como a crosta laterítica, limitam drasticamente o desenvolvimento radicular e a infiltração hídrica. Essas condições exigem intervenções específicas: a correção da acidez via calagem e a reposição de fósforo são fundamentais, já que, conforme alerta EMBRAPA (2017), 98% dos solos do Cerrado apresentam deficiência crítica de fósforo disponível, exigindo aplicações entre 50 e 80 kg/ha de P_2O_5 para viabilizar a produtividade.

A recuperação de pastagens degradadas no bioma configura-se como um imperativo socioambiental. Estratégias como a Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) têm demonstrado eficácia, pois, segundo Balbino *et al.* (2011), sistemas integrados elevam em 300% a eficiência no uso de nutrientes comparados a monocultivos, além de sequestrarem até 8 toneladas de CO_2 equivalente por hectare/ano. O pastejo rotacionado também se destaca, pesquisas de Euclides *et al.* (2019) comprovam que períodos de descanso de 35 a 45 dias entre ciclos de pastejo aumentam em 60% a taxa de rebrota das forrageiras.

Para garantir a sustentabilidade, é essencial o desenvolvimento de cultivares adaptados. Como propõem Valle *et al.* (2020), forrageiras com tolerância ao alumínio tóxico e eficiência no uso de fósforo podem reduzir em 30% os custos de recuperação de pastagens no Cerrado. Paralelamente, tecnologias de agricultura de precisão, como sensores de umidade e mapas de fertilidade, otimizam o manejo, alinhando produtividade e conservação.

1.4 Fertilizantes e corretivos de solo

O agronegócio responde por aproximadamente 27% do PIB brasileiro (CEPEA, 2023), sustentando-se em uma base produtiva que depende intensivamente de fertilizantes. O Brasil é o quarto maior consumidor global desses insumos, utilizando cerca de 45 milhões de toneladas em 2022, segundo a Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDA). No entanto, o país importa 85% de seus fertilizantes, principalmente nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K),

tornando-se vulnerável a crises geopolíticas, como evidenciado pela Guerra na Ucrânia, que impactou 30% das importações brasileiras de potássio em 2022 (CONAB, 2023). Essa dependência externa, aliada à crescente demanda por alimentos, coloca a eficiência no uso de corretivos e fertilizantes como prioridade estratégica.

O NPK (Nitrogênio, Fósforo e Potássio) são os três principais nutrientes necessários para o crescimento das plantas. No Brasil, a agricultura tem mostrado uma tendência de crescimento sistemático ao longo dos últimos 40 anos, principalmente como resultado do aumento do uso de insumos como fertilizantes (Polidoro; Perez, 2022).

A produção agrícola brasileira, apesar de seu expressivo desempenho e relevância econômica, defronta-se com um desafio premente da acentuada dependência de fertilizantes importados. Este cenário de externalidade compromete a sustentabilidade do agronegócio, impactando negativamente a balança comercial e a segurança alimentar nacional, sobretudo em um contexto de instabilidade geopolítica e volatilidade cambial.

A necessidade de importar fertilizantes eleva os custos de produção agrícola, tornando os produtores vulneráveis às oscilações do dólar e às incertezas do mercado internacional. Além disso, pode significar o comprometimento do Plano ABC, uma vez que a aplicação de corretivos e fertilizantes constitui um pilar fundamental para o êxito das práticas de agricultura de baixo carbono, que visam incrementar a produtividade de forma sustentável. A dependência externa impõe obstáculos ao atingimento das metas do plano, notadamente no que tange à recuperação de áreas de pastagens degradadas.

O Brasil é altamente dependente da importação de fertilizantes, com cerca de 80% dos fertilizantes usados na agricultura brasileira provenientes de importações. Esta dependência varia de acordo com o componente, sendo aproximadamente 95% para Potássio, 80% Nitrogênio e 60% Fósforo (Ysamat, 2023). Segundo dados da Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDA, 2021), em 2020, a importação de fertilizantes totalizou 32.872.543 toneladas, volume 11% superior ao volume registrado no ano de 2019. Em 2022, o país importou cerca de 41 milhões de toneladas de fertilizantes, o que representa cerca de 85% do consumo nacional. A Rússia e a China são os principais fornecedores de fertilizantes do Brasil,

respondendo por cerca de 23% e 14% das importações brasileiras em 2021, respectivamente (ComexStat, 2022).

O mercado mundial de produção de fertilizantes caracteriza-se por uma estrutura oligopolista, com a Rússia e a Bielorrússia exercendo papel preponderante. A invasão da Ucrânia pela Rússia em 2022 exacerbou a crise no mercado de fertilizantes, provocando rupturas no fornecimento e aumentos expressivos nos preços.

Com a invasão da Ucrânia pela Rússia em 2022, ocorreu uma série de interrupções globais nos mercados de alimentos e fertilizantes, ameaçando a segurança alimentar em todo o mundo. Os produtores de fertilizantes são bastante concentrados, tendo a Rússia e a Bielorrússia como os mais importantes produtores de todos os três principais nutrientes de fertilizantes no mundo. No ano de 2020, a Rússia representou 14% do comércio global de Ureia e 11% do comércio de Fosfato, enquanto conjuntamente Rússia e Bielorrússia representaram 41% do comércio global de Potássio (Kee; Cardell; Zereyesus, 2023). A guerra e as sanções subsequentes interromperam as rotas comerciais e aumentaram a incerteza, levando a um aumento nos preços dos fertilizantes (Hebebrand; Glauber, 2023). A guerra entre a Rússia e Ucrânia está impactando significativamente o mercado internacional de fertilizantes, interrompendo a produção e o transporte de fertilizantes da região, levando a um aumento dos preços internacionais dos fertilizantes.

A inexistência de uma política nacional consistente e eficaz para o setor de fertilizantes limitava os investimentos na produção doméstica e perpetuava a dependência externa. O Plano Nacional de Fertilizantes, lançado em 2021, visa incrementar a produção nacional e reduzir a dependência de importações. É imperativo que o plano seja implementado com celeridade e eficácia, com a alocação de recursos para pesquisa e desenvolvimento de novas tecnologias.

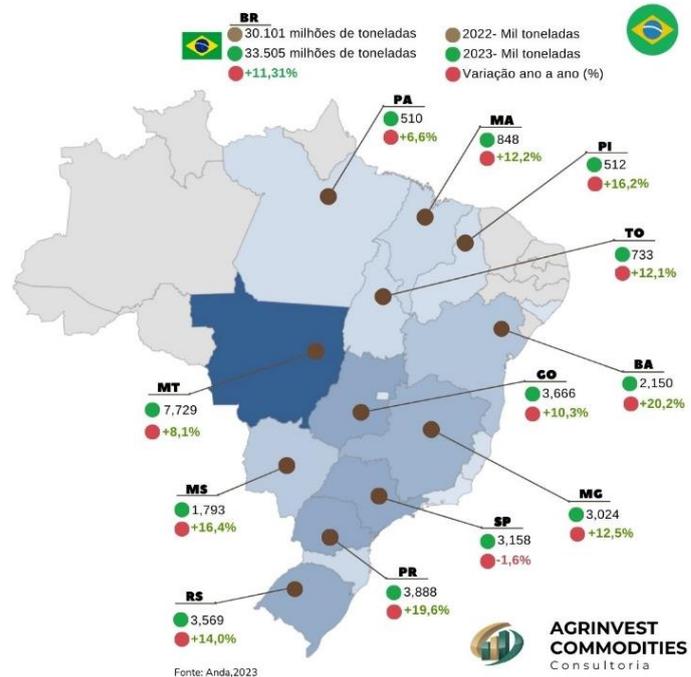
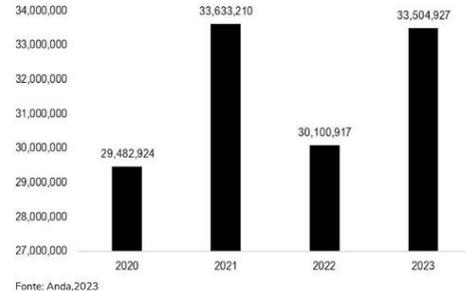
No Brasil, a região do MATOPIBA, apresentou crescimento no consumo de fertilizantes em 2023, com destaque para o estado da Bahia com 20 % e Piauí com 16%, já os estados do Maranhão e Tocantins ficaram com 12%, conforme a figura 4.

Figura 4 – Entrega de fertilizantes entre janeiro e setembro de 2023

ENTREGAS DE FERTILIZANTES JAN-SET 2023

Entregas de Fertilizantes (Jan-Set)

Em toneladas



Fonte: Souza, 2023

A dependência de fertilizantes importados representa um desafio estratégico crítico para o agronegócio brasileiro. Diante desse cenário, a adoção de medidas eficientes para reduzir essa vulnerabilidade torna-se urgente, visando assegurar a sustentabilidade do setor, a competitividade internacional da produção agrícola e a segurança alimentar do país. Para alcançar maior autonomia, é imprescindível integrar três eixos de ação: a formulação de políticas públicas assertivas, o estímulo à pesquisa e inovação tecnológica (como fertilizantes alternativos e bioinsumos) e a diversificação geográfica de fornecedores, priorizando parcerias sustentáveis e cadeias de suprimentos resilientes. Essas iniciativas não apenas mitigariam riscos associados à volatilidade global, mas também fortaleceriam a posição do Brasil como potência agroambiental, alinhando produtividade à soberania nacional.

A aplicação de corretivos e fertilizantes é um pilar central para a redução de Gases de Efeito Estufa (GEE), que figura nas estratégias do Plano ABC (Agricultura de Baixo Carbono). Como destacado pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), a correção do solo e o uso eficiente de nutrientes são essenciais para viabilizar sistemas produtivos sustentáveis e cumprir as metas de mitigação climática (MAPA, 2020). Nesse contexto, os cenários de consumo de

insumos não apenas direcionam a execução do plano, mas também amplificam sua eficácia na recuperação de pastagens degradadas. Conforme argumentam Santos *et al.* (2021), a sinergia entre adubação equilibrada e manejo integrado do solo pode reduzir em até 40% as emissões de metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) em áreas de pecuária. Essa relação direta reforça a necessidade de alinhar políticas de insumos agrícolas às metas do Plano ABC, garantindo que a transição para uma agricultura resiliente seja técnica e economicamente viável.

A recuperação de pastagens degradadas, exige abordagens integradas. Primeiro, corrige-se a acidez do solo, problema que afeta 70% dos solos agrícolas brasileiros, nesse caso, a calagem é o alicerce para a eficiência dos fertilizantes, pois neutraliza o alumínio tóxico e eleva a disponibilidade de nutrientes (Primavesi, 2006). Em seguida, aplicam-se fertilizantes nitrogenados, fosfatados e potássicos, visando recompor a fertilidade. Estudos internacionais corroboram, Roy *et al.* (2006) destacam que a combinação de corretivos e adubação mineral aumenta a eficiência do uso de nutrientes em até 40% em solos tropicais. A adoção de técnicas de correção e fertilização é essencial para maximizar a produção de forragem e fortalecer sua persistência no sistema, prevenindo assim danos ao solo (Cruz *et al.*, 2022).

Conciliar produtividade e sustentabilidade no Brasil, com a recuperação de pastagens degradadas via fertilizantes e corretivos é essencial. Contudo, exige políticas públicas que incentivem assistência técnica, financiamento rural e pesquisa em fontes alternativas de nutrientes. Como resume Martha Junior (2023), investir na fertilidade do solo é investir na resiliência econômica e ecológica do agronegócio.

1.5 Calagem e Fosfatagem na Recuperação de Pastagens

O NPK é um dos fertilizantes mais utilizados na agricultura, fornecendo os três nutrientes primários essenciais para o crescimento das plantas. No entanto, em solos ácidos e pobres em nutrientes, como os encontrados em pastagens degradadas, a simples aplicação de NPK pode não ser suficiente para garantir a recuperação da produtividade.

O nitrogênio, embora essencial para o crescimento das plantas, é altamente móvel no solo e pode ser perdido por lixiviação ou volatilização. Além disso, em

solos ácidos, a eficiência da absorção de nitrogênio pelas plantas é reduzida devido à toxicidade do alumínio e à baixa disponibilidade de outros nutrientes. O potássio, por sua vez, é menos afetado pela acidez do solo, mas sua disponibilidade pode ser limitada em solos com baixa capacidade de troca catiônica.

Em contraste, a calagem e a fosfatagem abordam os principais limitantes do solo em pastagens degradadas: a acidez e a deficiência de fósforo. A calagem corrige a acidez do solo, melhorando a disponibilidade de todos os nutrientes, incluindo nitrogênio e potássio. A fosfatagem, por sua vez, fornece o fósforo necessário para o crescimento inicial das forrageiras, permitindo que elas estabeleçam um sistema radicular robusto e aproveitem melhor os nutrientes disponíveis no solo.

A calagem é uma prática agrícola que consiste na aplicação de calcário ao solo para neutralizar a acidez e fornecer cálcio e magnésio. Segundo Sousa e Lobato (2003), a calagem é fundamental para a correção da acidez do solo, pois eleva o pH, reduz a toxicidade do alumínio e aumenta a disponibilidade de nutrientes essenciais, como fósforo, cálcio e magnésio. A aplicação de calcário também melhora a estrutura do solo, promovendo a agregação das partículas e aumentando a infiltração de água. Isso é particularmente importante em pastagens degradadas, onde a compactação do solo é um problema comum. De acordo com Caires *et al.* (2008), a calagem pode aumentar a produtividade das pastagens em até 300%, dependendo das condições iniciais do solo.

A fosfatagem é a aplicação de fertilizantes fosfatados ao solo para suprir a deficiência de fósforo, um nutriente essencial para o crescimento das plantas. O fósforo desempenha um papel crucial no metabolismo energético das plantas, na formação de raízes e na produção de sementes. Em solos tropicais, a disponibilidade de fósforo é frequentemente limitada devido à alta fixação desse nutriente pelos óxidos de ferro e alumínio. Segundo Novais *et al.* (2007), a fosfatagem é uma prática indispensável para a recuperação de pastagens degradadas, pois o fósforo é um dos nutrientes mais limitantes para o crescimento das forrageiras. A aplicação de fertilizantes fosfatados pode aumentar significativamente a produção de biomassa e a capacidade de suporte da pastagem. Além disso, o fósforo aplicado ao solo pode ser armazenado na forma de reservas, beneficiando as culturas subsequentes.

A recuperação de pastagens degradadas é um desafio complexo que requer a adoção de práticas de manejo adequadas. A calagem e a fosfatagem são fundamentais para corrigir a acidez do solo e suprir a deficiência de fósforo, dois dos principais limitantes para a produtividade das pastagens. Enquanto o NPK é importante para fornecer nutrientes essenciais, o foco em calagem e fosfatagem é mais relevante porque aborda as causas subjacentes da degradação e promove melhorias duradouras no solo. Portanto, a integração dessas práticas é essencial para garantir a sustentabilidade e a produtividade dos sistemas de produção agropecuários.

1.6 Práticas de Calagem e Adubação Fosfatada na Recuperação de Pastagens

As práticas de calagem e adubação fosfatada emergem como estratégias essenciais para a recuperação de pastagens degradadas, promovendo a correção da acidez do solo e a disponibilização de nutrientes críticos ao desenvolvimento das plantas forrageiras. Como afirma Raij (2008), a calagem não apenas neutraliza a acidez do solo, mas também influencia a disponibilidade de nutrientes, a atividade microbiana e a estrutura física do solo, criando condições favoráveis ao crescimento radicular. Essa afirmação sintetiza a importância de se equilibrar o pH do solo como primeiro passo para viabilizar a eficiência de outros insumos agrícolas.

A acidez dos solos tropicais, caracterizada por baixos valores de pH, elevada saturação por alumínio (Al^{3+}) e deficiência de cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}), é um fator limitante ao estabelecimento e à persistência de pastagens. Sousa e Lobato (2003) destacam que solos com pH abaixo de 5,0 apresentam toxicidade por alumínio, que inibe o alongamento radicular, reduzindo a capacidade das plantas de explorar o perfil do solo em busca de água e nutrientes. A calagem, portanto, atua diretamente na dessorção do Al^{3+} , substituindo-o por Ca^{2+} e Mg^{2+} na matriz do solo, o que favorece o desenvolvimento de um sistema radicular profundo e robusto. Esse processo é fundamental para a recuperação de pastagens degradadas, pois, como ressalta Caires *et al.* (2006), raízes mais desenvolvidas permitem maior resistência a estresses hídricos e maior aproveitamento de nutrientes aplicados via adubação.

Além de corrigir a acidez, a calagem promove a disponibilização de fósforo (P) naturalmente presente no solo, que em condições de baixo pH encontra-se fixado

em formas não assimiláveis pelas plantas. Segundo Novais *et al.* (2007), a elevação do pH para níveis próximos a 6,0 reduz a fixação de fósforo pelos óxidos de ferro e alumínio, aumentando sua disponibilidade na solução do solo. Esse efeito sinérgico entre calagem e adubação fosfatada é particularmente relevante em solos tropicais, onde a deficiência de fósforo é um dos principais gargalos à produtividade das pastagens. Prochnow *et al.* (2006) reforçam que a aplicação de fosfato em solos corrigidos resulta em incrementos significativos na produção de biomassa, na taxa de lotação animal e na persistência das forrageiras.

A adubação fosfatada, por sua vez, deve ser planejada com base em critérios técnicos que considerem a dose, a fonte e a época de aplicação. Em solos recuperados, a demanda por fósforo é elevada, uma vez que as plantas forrageiras, especialmente as do gênero *Brachiaria*, exigem altas quantidades desse nutriente para garantir o rebrote após o pastejo. Malavolta (2006) argumenta que o fósforo é um elemento chave na formação de ATP, nucleicácidos e membranas celulares, sendo indispensável para o metabolismo energético e o crescimento vegetal. A aplicação de fosfato em solos previamente corrigidos por calagem potencializa a eficiência de uso do nutriente, pois, como explica Fageria (2001), a disponibilidade de P está intrinsecamente ligada ao pH do solo, com máxima eficiência agronômica alcançada em faixas de pH entre 5,5 e 6,5.

Estudos de longa duração conduzidos na Embrapa Cerrados demonstram que a combinação de calagem e adubação fosfatada pode elevar a produtividade de pastagens de *Brachiaria brizantha* em até 300%, comparativamente a áreas não tratadas. Segundo Lopes e Guilherme (2016), a incorporação de 2 a 3 toneladas de calcário por hectare, associada à aplicação de 50 a 80 kg de P_2O_5 ha^{-1} , resulta em incrementos médios de 15 a 20% na taxa de decomposição da matéria orgânica, acelerando a ciclagem de nutrientes e a formação de palhada. Essa palhada, por sua vez, atua como cobertura protetora do solo, reduzindo perdas por erosão e melhorando a retenção de umidade, fatores críticos para a sustentabilidade de sistemas pastoris em regiões de clima sazonal.

A adequação dessas práticas requer, no entanto, diagnóstico preciso das condições edáficas. A análise de solo é ferramenta indispensável para determinar a necessidade de calagem (com base no índice SMP ou no método da saturação por bases) e a dose de fósforo a ser aplicada (considerando o teor de P remanescente e

a capacidade de fixação do solo). Como alerta Alvarez V. (1999), a aplicação de calcário sem critério técnico pode levar à supercalagem, elevando o pH acima de 6,5 e induzindo à deficiência de micronutrientes como zinco e cobre. Da mesma forma, o excesso de fósforo pode resultar em desequilíbrios nutricionais e contaminação de corpos hídricos por lixiviação. Portanto, o manejo deve ser pautado por princípios de agricultura de precisão, integrando dados de fertilidade, textura e histórico de uso da área.

Do ponto de vista econômico, embora os custos iniciais de calagem e adubação fosfatada sejam elevados, o retorno financeiro a médio prazo justifica o investimento. Dados compilados por Martha Júnior *et al.* (2007) mostram que a recuperação de pastagens degradadas mediante correção do solo e adubação fosfatada reduz em até 40% o custo de produção por arroba de carne, comparado à abertura de novas áreas. Esse ganho de eficiência decorre não apenas do aumento da produtividade forrageira, mas também da redução de custos com suplementação alimentar e tratamentos veterinários, uma vez que animais mantidos em pastagens recuperadas apresentam melhor desempenho zootécnico.

A integração entre calagem e adubação fosfatada também traz benefícios ambientais. Solos corrigidos e fertilizados sequestram maiores quantidades de carbono orgânico, mitigando as emissões de gases de efeito estufa. Segundo Cerri *et al.* (2007), pastagens bem manejadas em solos tropicais podem estocar até 50 toneladas de carbono por hectare em profundidades de 0-30 cm, superando estoques de sistemas florestais em estágio inicial de regeneração. Além disso, a redução da pressão por novos desmatamentos contribui para a conservação de biomas sensíveis, como a Amazônia e o Cerrado.

A recuperação de pastagens por meio de calagem e adubação fosfatada é um exemplo paradigmático de como práticas agronômicas baseadas em ciência podem conciliar produtividade e sustentabilidade. Como concluiu Kluthcouski *et al.* (2000), a correção da fertilidade do solo não é um gasto, mas um investimento em capital natural, cujo retorno se manifesta em ganhos econômicos, ambientais e sociais. A adoção dessas tecnologias, no entanto, depende de políticas públicas que facilitem o acesso a insumos, assistência técnica e crédito rural, especialmente para pequenos e médios produtores.

1.7 Estudos sobre Calagem e Fosfatagem em Diferentes Regiões

O Brasil é um dos países que mais tem investido em pesquisas sobre a recuperação de pastagens degradadas, devido à extensão de suas áreas de pastagem e ao impacto econômico da pecuária. Estudos conduzidos em diferentes biomas, como o Cerrado, a Amazônia e a Mata Atlântica, têm demonstrado a eficácia da calagem e fosfatagem na recuperação dessas áreas.

No Cerrado, região que concentra a maior parte da produção pecuária do país, pesquisas têm mostrado que a aplicação de calcário e fertilizantes fosfatados pode aumentar significativamente a produtividade das pastagens. Um estudo realizado por Lopes *et al.* (2013) no estado de Goiás avaliou o efeito da calagem e fosfatagem em pastagens de *Brachiaria brizantha*. Os autores constataram que a aplicação de 2,5 toneladas de calcário por hectare e 100 kg de P₂O₅ por hectare aumentou a produção de matéria seca em 120%, em comparação com áreas não tratadas. Além disso, eles destacaram a importância da correção do pH do solo para maximizar a eficiência do fósforo aplicado.

Na Amazônia, onde a expansão da pecuária tem levado à degradação de grandes áreas de pastagem, estudos têm demonstrado que a calagem e fosfatagem são essenciais para a recuperação dessas áreas. Uma pesquisa conduzida por Carvalho *et al.* (2010) no estado do Pará mostrou que a aplicação de 3 toneladas de calcário por hectare e 80 kg de P₂O₅ por hectare aumentou a cobertura vegetal em 150% e a capacidade de suporte da pastagem em 200%. Os autores ressaltaram a importância de ajustar as doses de insumos com base nas características do solo, para evitar o desperdício de produtos e maximizar os benefícios.

Na Mata Atlântica, região com solos naturalmente ácidos e pobres em nutrientes, a calagem e fosfatagem também têm sido amplamente estudadas. Um estudo realizado por Silva *et al.* (2015) no estado de São Paulo avaliou o efeito da calagem e fosfatagem em pastagens de *Panicum maximum*. Os resultados mostraram que a aplicação de 2 toneladas de calcário por hectare e 60 kg de P₂O₅ por hectare aumentou a produção de forragem em 80% e a taxa de lotação animal em 60%. Os autores destacaram a importância de monitorar os níveis de fósforo no solo ao longo do tempo, para evitar a aplicação excessiva de fertilizantes.

Além do Brasil, outros países também têm investido em pesquisas sobre a

recuperação de pastagens degradadas por meio de calagem e fosfatagem. Na África, por exemplo, onde a degradação das pastagens é um problema grave, estudos têm mostrado que a aplicação de calcário e fertilizantes fosfatados pode melhorar significativamente a produtividade das pastagens.

Um estudo realizado por Mwendera *et al.* (2003) na Etiópia avaliou o efeito da calagem e fosfatagem em pastagens de *Cynodon dactylon*. Os autores constataram que a aplicação de 1,5 toneladas de calcário por hectare e 50 kg de P₂O₅ por hectare aumentou a produção de matéria seca em 90% e a taxa de lotação animal em 70%.

Na Austrália, onde a pecuária é uma das principais atividades econômicas, a calagem e fosfatagem também têm sido amplamente estudadas. Um estudo realizado por McCaskill *et al.* (2016) no estado de Victoria avaliou o efeito da calagem e fosfatagem em pastagens de *Phalaris aquatica*. Os resultados mostraram que a aplicação de 2 toneladas de calcário por hectare e 70 kg de P₂O₅ por hectare aumentou a produção de forragem em 110% e a taxa de lotação animal em 80%. Os autores ressaltaram a importância de monitorar os níveis de fósforo no solo ao longo do tempo, para evitar a aplicação excessiva de fertilizantes.

1.8 Quantificação dos Insumos: Evitando Desperdícios e Maximizando Benefícios

A quantificação adequada dos insumos utilizados na calagem e fosfatagem é fundamental para o sucesso da recuperação de pastagens degradadas. A aplicação excessiva de calcário e fertilizantes fosfatados pode levar ao desperdício de produtos, ao aumento dos custos e à contaminação ambiental. Por outro lado, a aplicação insuficiente pode resultar em resultados insatisfatórios e na necessidade de novas intervenções.

Como destacado por Caires *et al.* (2008), a determinação das doses de calcário e fertilizantes fosfatados deve ser baseada em análises de solo, que permitem avaliar as necessidades específicas de cada área. Os autores recomendam a realização de análises de solo antes da aplicação dos insumos, para determinar o pH do solo, os teores de alumínio tóxico e os níveis de fósforo disponível. Com base nessas informações, é possível calcular as doses adequadas

de calcário e fertilizantes fosfatados, evitando o desperdício de produtos e maximizando os benefícios.

Além disso, é importante considerar as características das forrageiras utilizadas na recuperação das pastagens. Como destacado por Martha Jr. *et al.* (2007), diferentes espécies de forrageiras têm diferentes exigências nutricionais, o que deve ser considerado no cálculo das doses de calcário e fertilizantes fosfatados. Por exemplo, espécies de *Brachiaria* têm maior tolerância à acidez do solo e menor exigência de fósforo do que espécies de *Panicum*, o que deve ser considerado no planejamento da recuperação das pastagens.

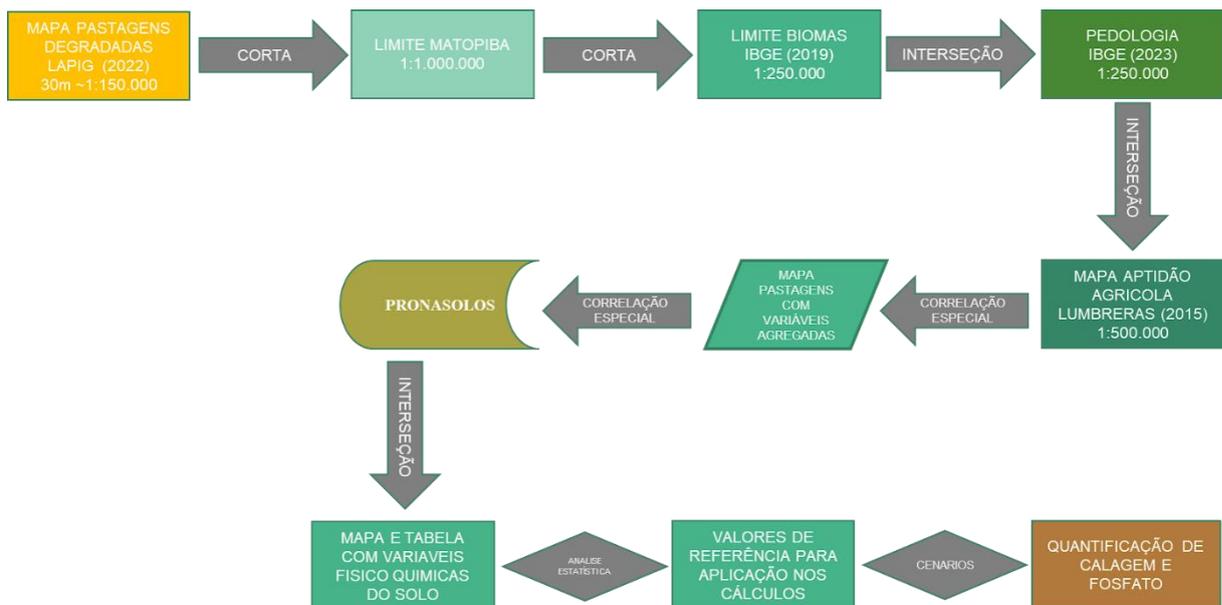
A recuperação de pastagens degradadas por meio de calagem e fosfatagem é uma prática essencial para aumentar a produtividade agropecuária, promover a sustentabilidade ambiental e garantir a segurança alimentar. Nos últimos 20 anos, diversos estudos têm demonstrado a eficácia dessas práticas em diferentes regiões do mundo, com destaque para o Brasil.

A quantificação adequada dos insumos utilizados na calagem e fosfatagem é fundamental para o sucesso da recuperação das pastagens, evitando o desperdício de produtos e maximizando os benefícios. A realização de análises de solo e a consideração das características das forrageiras são passos essenciais para o planejamento e a execução dessas práticas.

2 METODOLOGIA

Este estudo teve como objetivo determinar as dosagens ideais de corretivos de acidez e fertilizantes fosfatados para a recuperação de pastagens degradadas no Cerrado, com foco na região do MATOPIBA. A pesquisa empregou uma abordagem metodológica inovadora, combinando análises quantitativas e qualitativas. Essa estratégia permitiu uma compreensão abrangente das características dos solos, essencial para os cálculos precisos de calagem e fosfatagem. Além disso, foram consideradas as aptidões agrícolas da região, o contexto dos sistemas agropecuários e os impactos ambientais e sociais. A Figura 5 ilustra o fluxo das análises realizadas.

Figura 5 - Fluxograma metodológico



Fonte: O autor, 2024.

O projeto utilizou uma variedade de softwares para processamento e análise de dados. A organização do banco de dados espacial, as análises espaciais e a geração de mapas foram realizadas com os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) ArcGIS Pro e QGIS. O controle de qualidade, a adequação de dados e a geração de informações adicionais foram conduzidos em planilhas eletrônicas utilizando o Microsoft Excel. Os dados básicos do PRONASOLOS, o mapa de aptidão agrícola do MATOPIBA, o mapa de pastagens degradadas e os dados

estatísticos do IBGE foram integrados para fornecer uma base abrangente para a análise.

A análise estatística, incluindo a estatística descritiva e as análises de correlação, foi realizada utilizando o software JASP, que também permitiu a criação de tabelas e gráficos. O Power BI foi empregado para a elaboração de gráficos adicionais e algumas análises de correlação, complementando as capacidades do JASP.

A integração e o uso eficaz dos dados disponíveis representaram o maior desafio metodológico. Diversas abordagens foram exploradas para garantir a representação mais precisa possível dos valores de calagem e fosfatagem necessários para a recuperação de pastagens degradadas. As abordagens metodológicas, suas limitações e as alternativas escolhidas são discutidas em detalhes ao longo deste capítulo, que foi estruturado com base nas fontes de dados para facilitar a compreensão do tratamento dos dados, desde a sua aquisição até a execução dos cálculos e a geração dos mapas.

2.1 Mapa de pastagens degradadas

O mapeamento de pastagens degradadas desenvolvido pelo Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento (LAPIG) da Universidade Federal de Goiás, integrante do projeto Atlas das Pastagens Degradadas do Brasil, foi utilizado como base para as análises. O recorte espacial do mapa foi realizado dentro do perímetro geográfico do Cerrado na região do MATOPIBA, conforme ilustrado no Mapa 1. Os resultados indicam que, em 2022, havia aproximadamente 5,8 milhões de hectares de pastagens degradadas no Cerrado do MATOPIBA, distribuídas em duas classes: 3,8 milhões de hectares (65,5%) em estágio intermediário de degradação e 2 milhões de hectares (34,5%) com degradação severa.

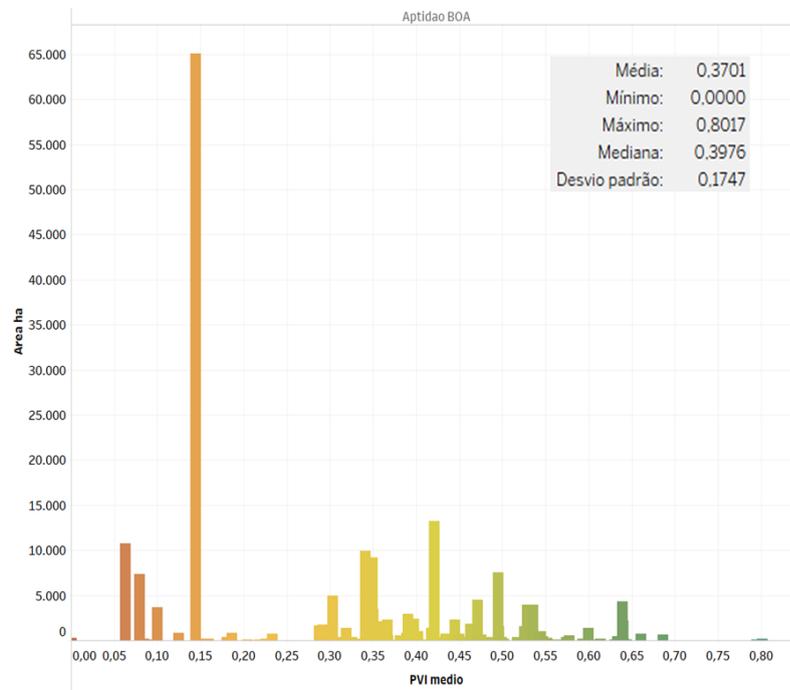
A metodologia adotada fundamentou-se no Índice de Vigor da Pastagem (PVI), que varia de 0 a 1, em que valores menores correspondem a maior degradação. Na primeira etapa metodológica, avaliou-se a aplicação de uma discretização dos valores de PVI por meio da criação de três ou quatro classes qualitativas, baseadas em intervalos específicos do índice. Essa abordagem visou

simplificar a segmentação espacial para otimizar a estimativa de insumos necessários à recuperação, conforme o grau de degradação.

Para reduzir inconsistências na classificação, a imagem raster de PVI foi convertida em polígonos contínuos acima de 1 hectare, eliminando áreas fragmentadas ou com baixa representatividade espacial. A classe de boa aptidão agrícola foi selecionada como estudo de caso dessa metodologia. Conforme demonstrado no Gráfico 2, a distribuição do valor médio de PVI por polígono permitiu identificar padrões de degradação em áreas com potencial econômico-ambiental para recuperação. Dos 214 mil hectares classificados como de boa aptidão agrícola, aproximadamente 90 mil hectares (42%) apresentaram alto grau de degradação ($PVI \leq 0,3$), cenário que demandaria investimentos significativos em recursos e tempo para restauração.

Ressalta-se, contudo, que estratégias de recuperação devem transcender análises pontuais do PVI. Um planejamento territorial integrado deve considerar variáveis complementares, como localização geográfica, demanda por terras agrícolas, riscos de erosão e impactos em corpos hídricos e áreas protegidas, garantindo assim sinergia entre objetivos econômicos e sustentabilidade ambiental.

Gráfico 2 - Distribuição das médias de PVI em áreas de pastagens degradadas com mais de 1 hectare no grupo de aptidão agrícola boa, segundo mapa de classificação de aptidão agrícola das terras de MATOPIBA.

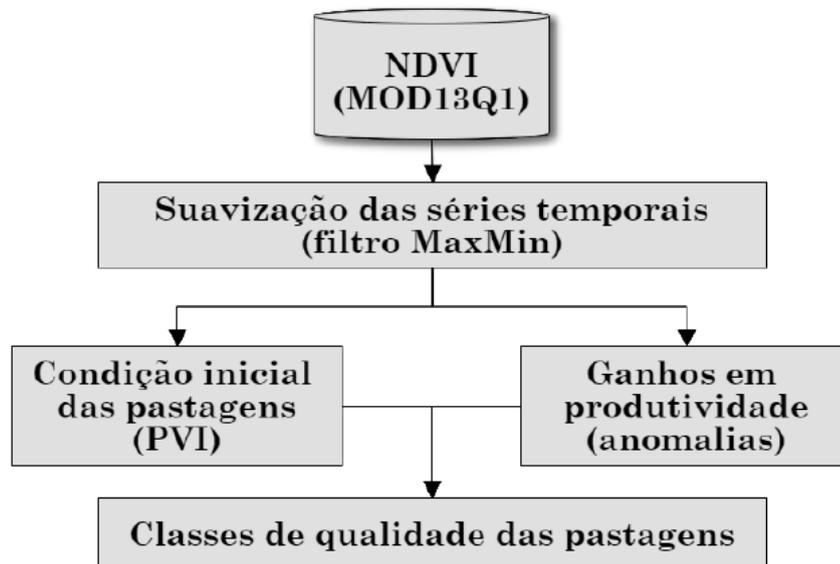


Fonte: O autor (2024), baseado nos dados de Lumbreras *et al*, 2015 e LAPIG, 2022.

2.2 Alinhamento com a metodologia LAPIG

O mapa do LAPIG foi produzido por meio de uma análise de tendências sobre anomalias acumuladas, pixel a pixel e para o período de 2011 a 2022. Esta análise utilizou dados do satelitários (NDVI/MOD13Q1) e avaliou perdas ou ganhos em produtividade. As áreas com tendência significativas de perda em produtividade ($p < 0,05$) foram consideradas com indícios de degradação (Lapig, 2020). O fluxo de análises para a discretização das áreas de pastagens está representado na figura 6, onde posteriormente foi considerado que todas as áreas com valor de PVI menor que 0,51 apresentam indícios de degradação (Santos *et al*, 2019). O fluxo representado na figura 1, refere-se ao mapeamento no bioma Cerrado, mas reflete a mesma metodologia adotada na elaboração do mapa para o Brasil.

Figura 6 – Fluxo de análise para discretização das áreas de pastagens do bioma Cerrado em classes de produtividade (Santos *et al.*, 2019)

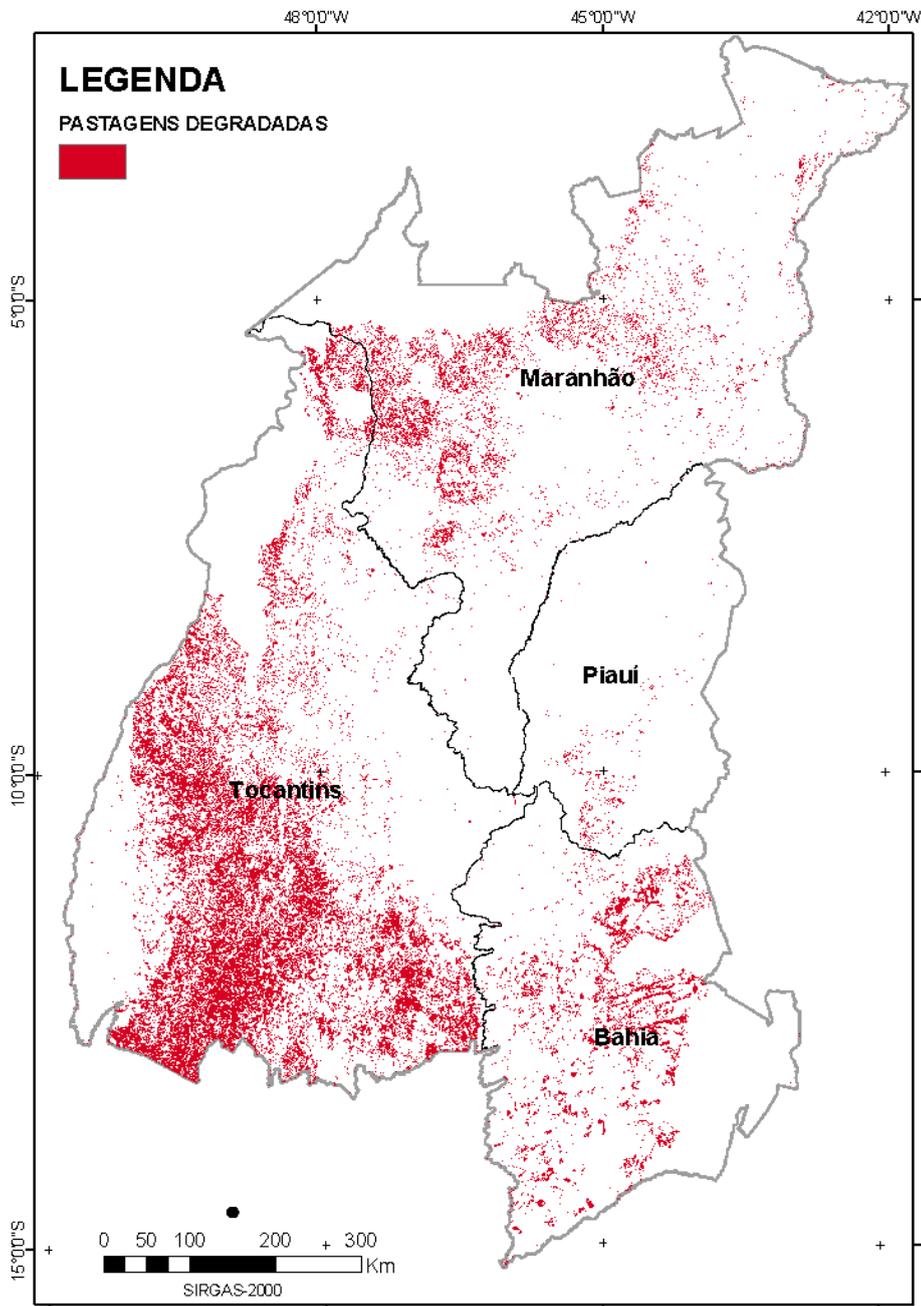


Fonte: Santos *et al.*, 2019.

É importante destacar as diferenças metodológicas entre as figuras analisadas. A Figura 7 apresenta o mapeamento anual das pastagens brasileiras (1985–2022), gerado por classificação supervisionada (Random Forest) na plataforma *Google Earth Engine*, com base em séries temporais de imagens Landsat (resolução espacial de 30 metros).

Por outro lado, a Figura 8 retrata a análise da qualidade das pastagens no período de 2000 a 2022, utilizando dados do índice NDVI (MOD13Q1/MODIS) com resolução de 250 metros. Nesta abordagem, foram aplicadas análises de tendências temporais pixel a pixel sobre anomalias acumuladas de produtividade. Áreas com tendência significativa de declínio ($p < 0,05$) foram classificadas como potencialmente degradadas.

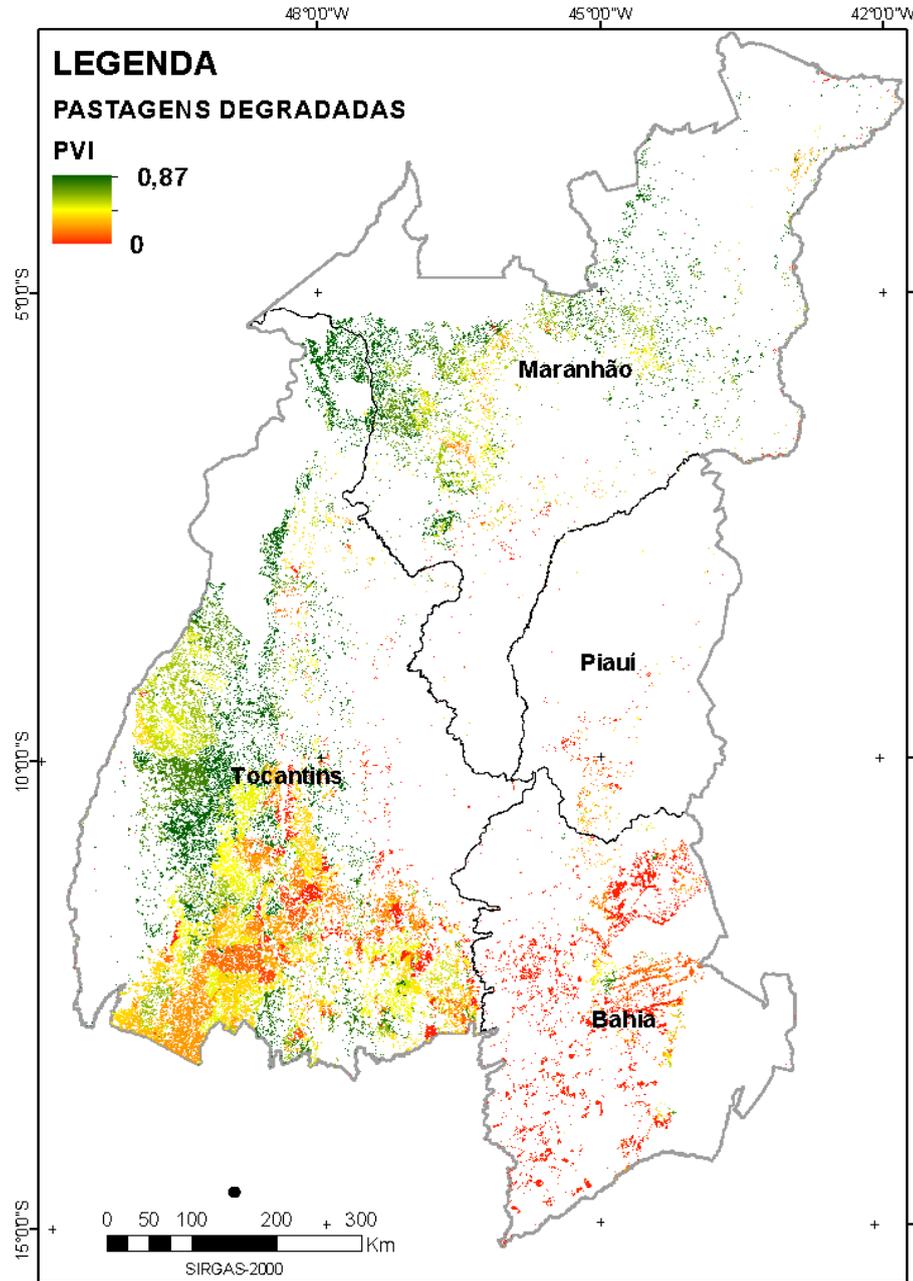
Figura 7 - Áreas de pastagens degradadas, mapeadas com Landsat (Lapig, 2022)



Fonte: O autor (2024), baseado nos dados do LAPIG, 2022.

Complementarmente, a Figura 6 ilustra os valores do *Pasture Vegetation Index* (PVI) derivados do MODIS, que serviram de base para a identificação dos padrões de produtividade exibidos na Figura 8.

Figura 8 - Áreas de pastagens degradadas, com PVI, mapeadas com MODIS



Fonte: O autor (2024), baseado nos dados do LAPIG, 2022.

A comparação entre os dois mapas evidencia diferenças nas áreas classificadas como pastagens, principalmente devido às variações nas resoluções espaciais utilizadas de ambos. Considerando que há uma diferença entre o mapa de

pastagens e o mapa de vigor das pastagens, é relevante discutir, ainda que brevemente, o impacto dessas diferenças nos valores propostos para calagem e fosfatagem nesta pesquisa. Como os cálculos são baseados em quilogramas ou toneladas por hectare, a diferença nas áreas mapeadas como pastagens será diretamente influenciada pelas variações decorrentes da resolução espacial de cada fonte de dados. Nesse contexto, é importante registrar que todos os cálculos foram realizados utilizando o mapa com dados de vigor das pastagens derivado do sensor Landsat.

A diferença entre as resoluções espaciais do MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) e do Landsat é um fator crítico no mapeamento de pastagens degradadas, especialmente quando se utiliza o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI). Essa diferença impacta diretamente a capacidade de identificar e monitorar áreas de pastagens degradadas, uma vez que a resolução espacial influencia a sensibilidade na detecção de mudanças em diferentes escalas.

O sensor MODIS apresenta uma resolução espacial de 250 metros para bandas específicas, como as utilizadas no cálculo do NDVI. Essa resolução é adequada para monitorar grandes extensões territoriais, mas limita a identificação de pequenas áreas ou alterações sutis no uso da terra. Por outro lado, o Landsat possui uma resolução espacial de 30 metros, permitindo maior detalhamento e precisão no mapeamento de áreas menores. Segundo Silveira *et al.* (2007), as imagens MODIS são úteis para detectar e monitorar o avanço do desmatamento em áreas maiores que 100 hectares, enquanto o Landsat apresenta maior acurácia para áreas menores. Essa característica torna o Landsat mais adequado para o mapeamento de pastagens degradadas, que muitas vezes ocorrem em áreas fragmentadas ou com padrões heterogêneos.

O NDVI é amplamente utilizado para avaliar a saúde das pastagens, pois reflete a densidade e vigor da vegetação. No entanto, a resolução espacial dos sensores afeta a precisão dessas avaliações. De acordo com Huete *et al.* (2002), sensores de alta resolução espacial, como o Landsat, permitem capturar variações locais no vigor da vegetação, enquanto sensores de baixa resolução, como o MODIS, tendem a suavizar essas variações devido à agregação de pixels. Isso significa que o MODIS pode subestimar ou mascarar áreas de pastagens degradadas, especialmente em regiões onde a degradação ocorre em pequenos

fragmentos ou está dispersa em meio a áreas saudáveis.

Um estudo realizado por Souza *et al.* (2013) comparou o desempenho do MODIS e do Landsat no monitoramento de áreas degradadas no Cerrado brasileiro. Os autores observaram que o Landsat foi capaz de identificar áreas de pastagens degradadas com maior precisão, enquanto o MODIS apresentou dificuldades em distinguir áreas degradadas de áreas não degradadas em paisagens heterogêneas. Esse resultado reforça a importância da escolha do sensor com base na escala do fenômeno estudado. Para pastagens degradadas, que frequentemente ocupam áreas menores e apresentam padrões irregulares, o Landsat demonstra vantagem significativa.

Apesar de sua utilidade para monitoramento em larga escala, o MODIS apresenta limitações no mapeamento de pastagens degradadas devido à sua resolução espacial. Conforme destacado por Justice *et al.* (2002), a resolução de 250 metros do MODIS pode ser inadequada para capturar mudanças em áreas pequenas ou fragmentadas, comprometendo a acurácia do mapeamento. Essa limitação é particularmente relevante em regiões como o Brasil, onde a degradação de pastagens muitas vezes ocorre em áreas menores que 100 hectares.

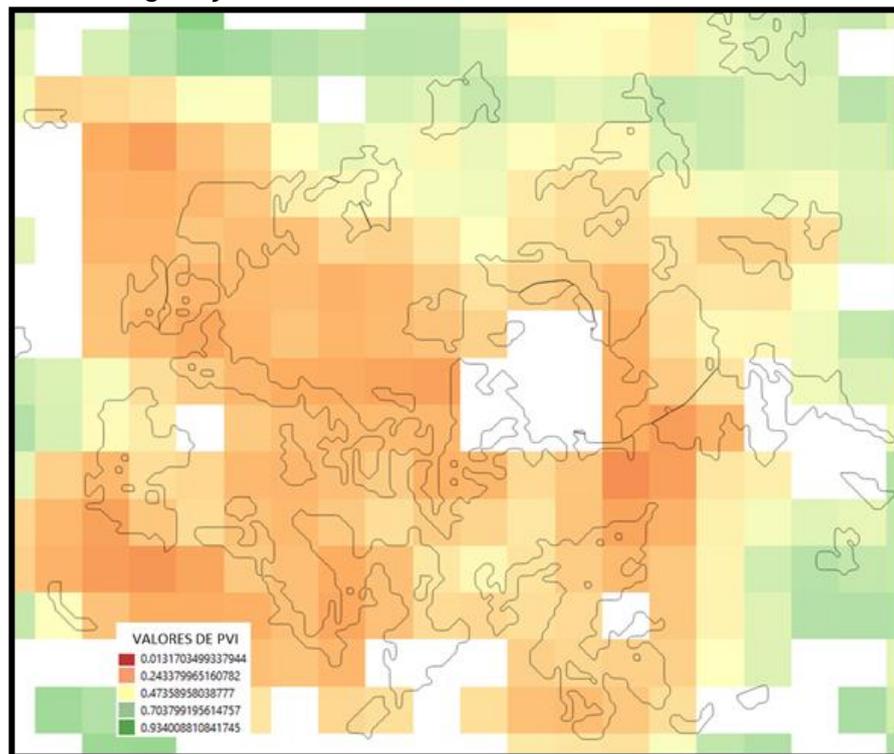
A acurácia do mapeamento é um fator crucial para análises precisas, definição de áreas e, sobretudo, para a quantificação de insumos agrícolas. No entanto, o objetivo central desta pesquisa não é debater a acurácia no mapeamento de pastagens degradadas, mas sim apresentar uma metodologia para quantificar os insumos necessários à recuperação dessas áreas. Sob o ponto de vista da representação espacial, a principal preocupação foi excluir áreas muito pequenas e pouco representativas, priorizando aquelas com maior relevância espacial. Essa abordagem visa maximizar os benefícios ambientais, especialmente no que diz respeito à redução da fragmentação de habitats, contribuindo assim para a conservação dos ecossistemas.

Na abordagem metodológica inicial, foi calculada a média dos valores do PVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada) com base nos dados fornecidos pelo mapa 8. Esses valores foram posteriormente agregados aos polígonos resultantes da interseção entre áreas degradadas e os mapas de solos e aptidão agrícola. A figura 9 ilustra o tamanho e a quantidade de pixels utilizados como espaço amostral para cada polígono, fundamentais para o cálculo das médias e

medianas.

Para realizar esses cálculos, empregou-se a função de estatísticas zonais disponível no software QGIS. Esse algoritmo permite calcular estatísticas de uma camada raster com base nos limites dos polígonos vetoriais sobrepostos, anexando os resultados diretamente à tabela de atributos dos polígonos. Foram geradas as médias, medianas e desvios padrão para cada polígono, proporcionando um controle mais robusto e possibilitando análises posteriores dos dados com maior precisão e consistência.

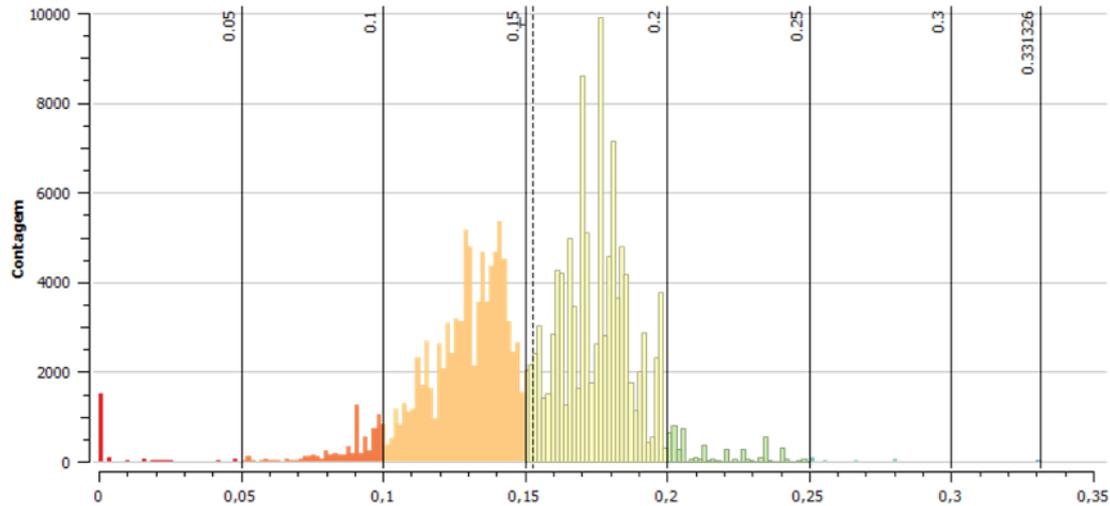
Figura 9 - Representação do tamanho e quantidade dos pixels utilizados na geração de dados estatísticos



Fonte: O autor (2024), baseado nos dados do LAPIG, 2022.

A distribuição do desvio padrão do total de amostras do PVI ficou muito próximo ao zero, conforme gráfico 3, o que evidência a baixa dispersão dos dados em relação as médias.

Gráfico 3 - Histograma do desvio padrão das médias do PVI



Fonte: O autor (2024), baseado nos dados do LAPIG, 2022.

No entanto, considerando que todas as análises e cálculos deste estudo foram fundamentados no mapa de pastagens degradadas elaborado pelo LAPIG, optou-se por adotar integralmente a metodologia desenvolvida pela instituição, incluindo suas categorias de classificação da degradação. Diante disso, a abordagem inicialmente discutida, baseada em segmentação por Índice de Vegetação (PVI), foi substituída pelo método de classificação já consolidado pelo LAPIG, reconhecido por sua robustez e ampla aplicação em estudos análogos. Tanto o mapeamento das pastagens quanto o sistema de classificação proposto pelo LAPIG configuram-se como referenciais metodológicos sólidos e alinhados aos objetivos desta pesquisa.

A escolha por utilizar o mapa de pastagens e a classificação propostos pelo LAPIG justifica-se pela relevância dessas ferramentas como referências metodológicas sólidas. A metodologia do LAPIG tem sido amplamente adotada em estudos relacionados ao monitoramento de pastagens no Brasil, devido à sua capacidade de integrar dados de sensoriamento remoto com informações de campo, garantindo maior precisão nos resultados. Essa abordagem, com seus três níveis de classificação da degradação (Ausente, Intermediária e Severa), demonstrou maior objetividade para o cálculo de insumos necessários à recuperação das áreas degradadas.

Portanto, o desenvolvimento dos mapas e a estimativa de insumos para correção e adubação serão realizados considerando as áreas e suas respectivas

classes de degradação. A segmentação das pastagens de acordo com o grau de degradação permite uma alocação mais eficiente de recursos, otimizando os esforços de recuperação ambiental e econômica. O resultado contemplará cenários específicos para pastagens com degradação severa e degradação intermediária, permitindo uma análise detalhada e adaptada às condições de cada área.

2.3 Mapa de aptidão agrícola

Para segmentar as áreas de interesse, foi utilizado o mapa de aptidão agrícola do MATOPIBA, apresentado na Figura 10. De acordo com Lumbreras *et al.* (2015), a elaboração desse mapa baseou-se na metodologia de avaliação da aptidão agrícola proposta por Ramalho Filho e Beek (1995), que interpreta as características do ecossistema para identificar o uso agrícola mais adequado de uma área. Essa abordagem considera as limitações das terras para o uso agrícola e explora as possibilidades de mitigá-las por meio de diferentes níveis de manejo.

A metodologia avalia cinco qualidades básicas do solo, que estão diretamente relacionadas ao fornecimento de nutrientes, água e oxigênio às plantas, bem como à adequação à mecanização e à suscetibilidade à erosão. Conforme destacam Ramalho Filho e Beek (1995), essas qualidades são fundamentais para determinar a capacidade produtiva de uma área e orientar práticas de manejo que promovam o uso sustentável dos recursos naturais. Com base nessas características e na viabilidade de melhorar o solo por meio de práticas de manejo em três níveis tecnológicos (baixo, médio e alto), a metodologia classifica a aptidão da área para diferentes usos, como lavouras, pastagens (plantadas ou nativas) e silvicultura, identificando o uso mais intensivo e sustentável possível.

Essa abordagem estrutura as classes de aptidão agrícola em quatro níveis principais, permitindo uma segmentação clara e objetiva das áreas conforme suas potencialidades e limitações. Segundo Lumbreras *et al.* (2015), a segmentação das classes de aptidão agrícola fornece subsídios essenciais para o planejamento territorial e a definição de estratégias de recuperação de áreas degradadas. Dessa forma, o mapa de aptidão agrícola do MATOPIBA se torna uma ferramenta indispensável para orientar decisões relacionadas ao manejo sustentável das terras e à alocação de insumos agrícolas:

- Classe de aptidão Boa, que contempla as terras sem limitações significativas para a produção sustentada de um determinado tipo de utilização, observando-se as condições naturais e viabilidade de melhoramento no nível de manejo considerado. Há um mínimo de restrições que não reduzem expressivamente a produtividade ou os benefícios e não aumenta os insumos acima de um nível aceitável.
- Classe de aptidão Regular, que contempla as terras que apresentam limitações moderadas para a produção sustentada de uma determinada utilização, observando-se as condições naturais de viabilidade de melhoramento no nível de manejo considerado. As limitações reduzem a produtividade ou os benefícios, elevando a necessidade de insumos de forma a aumentar as vantagens globais a serem obtidas do uso. Ainda que atrativas, essas vantagens são sensivelmente inferiores àquelas auferidas das terras de classe boa.
- Classe de aptidão Restrita, contempla as terras que apresentam limitações fortes para a produção sustentada de um determinado tipo de utilização, observando-se as condições naturais e viabilidade de melhoramento no nível de manejo considerado. Essas limitações reduzem a produtividade ou os benefícios ou, então, aumentam os insumos necessários, de tal maneira que os custos só seriam justificados marginalmente.
- Classe de aptidão Inapta, contempla as terras não adequadas para produção sustentada de um determinado tipo de utilização, observando os níveis tecnológicos considerados. As terras consideradas inaptas para lavouras têm suas possibilidades analisadas para usos menos intensivos, conforme os tipos de manejo: pastagem nativa, para o nível de manejo A; pastagem plantada e silvicultura, para o nível de manejo B. No entanto, as terras classificadas como inaptas para os diversos tipos de utilização considerados, têm como alternativa serem indicadas para preservação da flora e da fauna, ou algum outro tipo de uso não agrícola.

As informações sobre o recurso solo utilizadas na elaboração deste mapa foram obtidas a partir de levantamentos pedológicos abrangentes realizados na área do MATOPIBA, com destaque para estudos conduzidos pela Fundação Centro

Tecnológico de Minas Gerais (1981) e por Jacomine *et al.* (1976), além de trabalhos específicos de Jacomine (1986a, 1986b). Esses estudos forneceram uma base inicial para a caracterização dos solos da região, considerando aspectos como fertilidade, textura, profundidade e capacidade de retenção de água. No entanto, a principal fonte de dados foi constituída por mapas de solos mais recentes elaborados pelo IBGE, referentes às cartas SD-22 (Goiás), SA-23 (São Luís), SB-23 (Teresina), SC-23 (São Francisco), SD-23 (Brasília) e SA-24 (Fortaleza), bem como à Amazônia Legal, que engloba o estado do Tocantins (IBGE, 2012, 2013d, 2013e, 2014a, 2014b, 2014c, 2014d). Esses mapas representam um avanço significativo na precisão e abrangência das informações sobre os solos da região, permitindo uma análise mais detalhada das características edáficas.

Além disso, esses dados foram complementados com informações em escalas de maior detalhe, como os estudos de Bellia e Dias (2004) e Coelho *et al.* (2012), que forneceram subsídios adicionais para a interpretação das características dos solos, especialmente no que diz respeito à sua aptidão agrícola e potencial de uso sustentável. Essas fontes de informação serviram como base para a elaboração do mapa de aptidão agrícola das terras do MATOPIBA, na escala 1:500.000, conforme descrito por Lumbreras *et al.* (2015). Este mapa é uma ferramenta estratégica para o planejamento territorial, pois permite identificar as áreas mais adequadas para diferentes tipos de uso agrícola, incluindo lavouras, pastagens plantadas e nativas, e silvicultura, com base nas limitações e potencialidades dos solos.

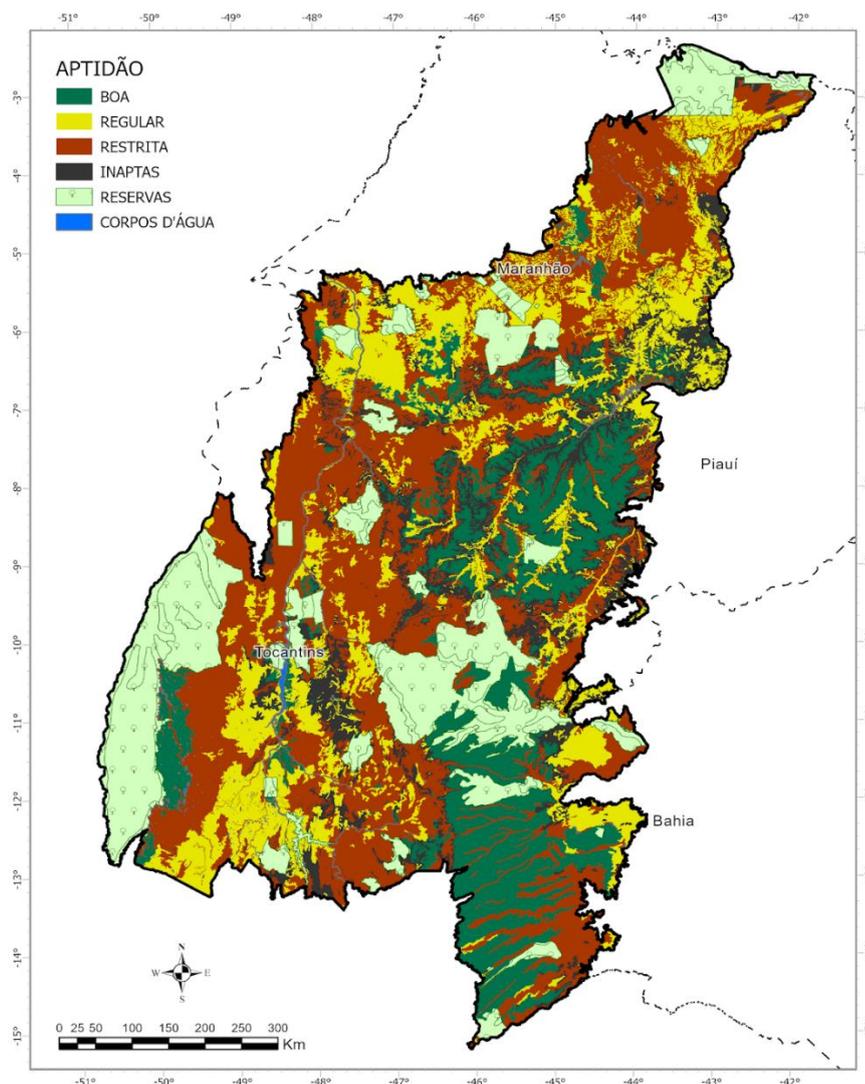
O mapa de aptidão agrícola do MATOPIBA desempenha um papel crucial na segmentação de áreas prioritárias para a recuperação de pastagens degradadas. Segundo Lumbreras *et al.* (2015), a classificação das terras em níveis de aptidão agrícola fornece uma base científica sólida para a definição de estratégias de manejo e recuperação ambiental. Ao identificar as limitações naturais dos solos, como baixa fertilidade, baixa capacidade de retenção de água ou alta suscetibilidade à erosão, o mapa permite direcionar esforços e recursos para áreas onde a intervenção é mais viável e necessária.

Além disso, o mapa auxilia na identificação de áreas onde a degradação pode estar diretamente relacionada a práticas inadequadas de manejo, possibilitando intervenções mais assertivas e economicamente viáveis. O uso de mapas de aptidão

agrícola no planejamento da recuperação de pastagens contribui para a otimização dos insumos e para a promoção de sistemas agrícolas mais sustentáveis.

Na primeira abordagem metodológica deste estudo, foram inicialmente considerados os dados de solo disponibilizados pelo IBGE (2023) em 2023. Entretanto, para garantir consistência e homogeneidade nas informações utilizadas, optou-se por adotar o mesmo mapa de solos empregado na construção do mapa de aptidão agrícola do MATOPIBA. Essa escolha assegurou a compatibilidade entre os dados e a metodologia aplicada, permitindo uma análise integrada e confiável das áreas prioritárias para recuperação de pastagens degradadas.

Figura 10 - Aptidão agrícola das terras de MATOPIBA (Lumbreras *et al*, 2015)

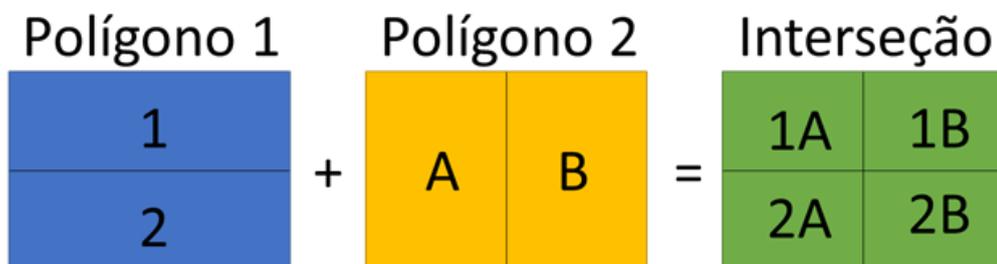


Fonte: O autor (2024), partir dos dados de Lumbreras *et al*, 2015.

A segmentação das áreas de pastagens degradadas foi realizada considerando a abordagem metodológica adotada no mapeamento de aptidão agrícola. Nesse contexto, fica evidente que as áreas classificadas como de aptidão boa demandam menos insumos para uso agrícola, uma vez que apresentam características edáficas mais favoráveis, como maior fertilidade natural, melhor retenção de água e menor suscetibilidade à erosão. Por outro lado, áreas classificadas como de aptidão regular tendem a necessitar de maiores quantidades de insumos, como corretivos e fertilizantes, para viabilizar sua utilização agrícola, conforme descrito nas definições de cada classe de aptidão. Essa diferenciação demonstra que o mapa de aptidão agrícola é uma ferramenta objetiva e estratégica para quantificar os insumos necessários e priorizar áreas para recuperação de forma eficiente e sustentável.

Essa segmentação foi executada no software *ArcGIS Pro*, utilizando a função *Pairwise Intersect*. Essa ferramenta calcula a interseção geométrica entre os polígonos analisados, subdividindo-os e integrando todas as informações contidas nas tabelas de atributos dos mapas envolvidos. Como resultado, foi possível gerar um conjunto de dados espaciais enriquecido, que combina as informações de degradação das pastagens com as classes de aptidão agrícola, permitindo uma análise detalhada e precisa. A Figura 11 ilustra o processo e o resultado dessa integração, destacando como as informações foram organizadas e estruturadas para subsidiar as análises subsequentes.

Figura 11 - Operação de interseção entre polígonos no ArcGis



Fonte: O autor, 2024.

De acordo com essa segmentação, a região do Cerrado do MATOPIBA abriga aproximadamente 10,2 milhões de hectares de pastagens degradadas, distribuídos de forma desigual entre os diferentes grupos de aptidão agrícola. Essa distribuição evidencia como as características edáficas influenciam o grau e a extensão da

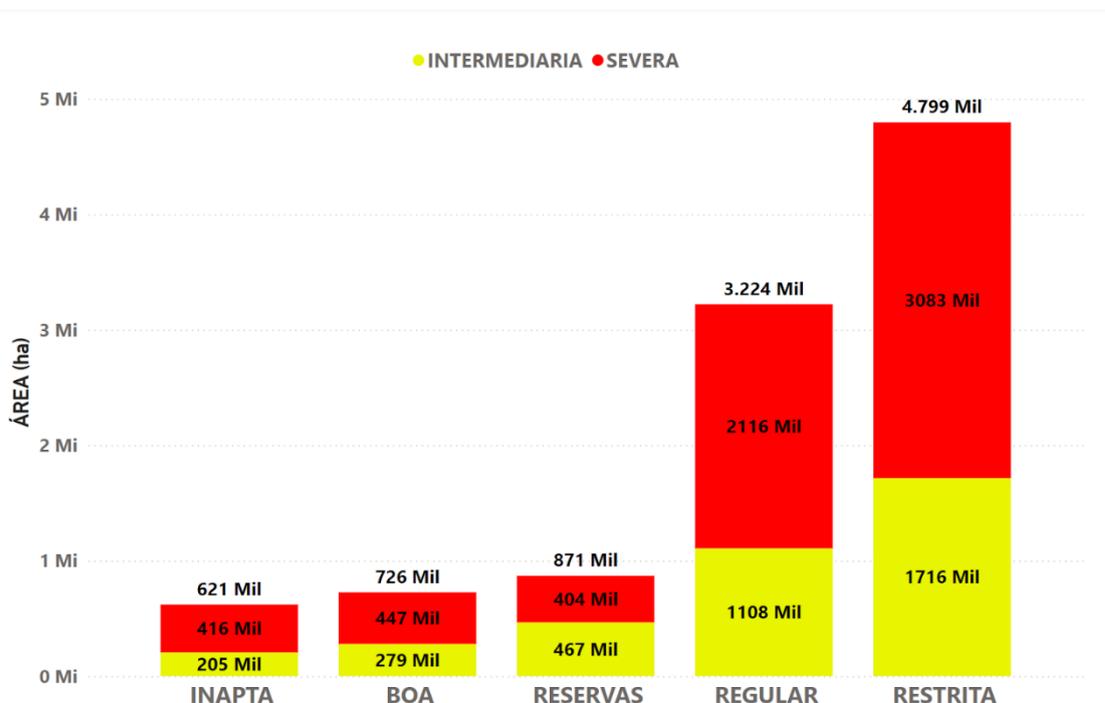
degradação:

- Aptidão restrita: Este grupo concentra a maior parte das áreas degradadas, totalizando cerca de 5 milhões de hectares. Desse total, 3 milhões de hectares estão em estado de degradação severa e 1,7 milhão de hectares em estado intermediário. A predominância de áreas degradadas nesse grupo reflete as limitações naturais dos solos, que dificultam tanto a recuperação quanto o uso sustentável dessas terras.
- Aptidão regular: Neste grupo, foram identificados 3,2 milhões de hectares de pastagens degradadas, sendo 2,1 milhões de hectares em estado severo e 1,1 milhão de hectares em estado intermediário. Essas áreas apresentam potencial moderado para uso agrícola, mas requerem intervenções mais intensivas para melhorar sua produtividade e reduzir os impactos da degradação.
- Aptidão boa: Apesar de possuir melhores condições edáficas, este grupo ainda apresenta 726 mil hectares de pastagens degradadas, com 447 mil hectares em estado severo e 279 mil hectares em estado intermediário. Esse dado chama a atenção para o fato de que mesmo áreas com alto potencial produtivo não estão imunes à degradação, destacando a importância de práticas de manejo adequadas para preservar a qualidade do solo e garantir a sustentabilidade da produção agropecuária na região.

O gráfico 4 ilustra a segmentação das pastagens degradadas em relação aos grupos de aptidão agrícola, permitindo uma visualização clara da distribuição espacial dessas áreas. Essa abordagem possibilita mensurar a quantidade de terras que poderiam ser disponibilizadas para atividades agrícolas após um processo de recuperação. Além disso, a análise da degradação das pastagens em função da aptidão agrícola revela que a degradação não está restrita apenas às áreas menos produtivas. Conforme observado, até mesmo áreas com aptidão boa sofrem com processos de degradação, o que reforça a necessidade de implementar práticas de manejo sustentável e técnicas de recuperação eficientes. A degradação de pastagens em áreas de alta aptidão agrícola representa uma perda significativa de recursos produtivos e demanda intervenções urgentes para evitar impactos econômicos e ambientais adversos.

Esses resultados enfatizam a relevância de políticas públicas e estratégias regionais voltadas para a recuperação de pastagens degradadas, considerando tanto as características edáficas quanto o potencial produtivo das áreas. A adoção de práticas adequadas pode não apenas recuperar a produtividade dessas terras, mas também contribuir para a mitigação de problemas ambientais, como a emissão de gases de efeito estufa e a perda de biodiversidade.

Gráfico 4 - Distribuição das áreas, em hectares, de pastagens degradadas, segundo mapa de classificação de aptidão agrícola das terras de MATOPIBA.



Fonte: O autor (2024), a partir de dados do LAPIG, 2022 e Lumbreras *et al.*, 2015.

Com o objetivo de aprimorar a investigação e fortalecer a robustez da análise, implementou-se uma segunda abordagem metodológica. Esta consistiu na integração do mapa de aptidão agrícola e suas respectivas classes de solo no segundo nível de detalhamento, como parâmetros fundamentais para a segmentação e espacialização das amostras de solo do Pronasolos. A utilização desses elementos como base permitiu maior precisão na delimitação das áreas de estudo, considerando a variabilidade espacial das características dos solos e sua influência direta na aptidão agrícola.

Embora essa estratégia seja similar à primeira abordagem em sua essência, ela se diferencia pela busca por maior homogeneidade e padronização na segmentação das amostras. Ao adotar as classes de solo do mapa de aptidão agrícola como critério de estratificação, buscou-se garantir que as amostras fossem representativas de áreas com características intrínsecas mais semelhantes. Essa escolha otimizou a análise e interpretação dos dados, reduzindo possíveis distorções causadas por heterogeneidades desnecessárias e aumentando a confiabilidade dos resultados.

A modificação introduzida nessa segunda abordagem evidencia a importância do mapa de solos como elemento central para o desenvolvimento do mapa de aptidão agrícola. Ao incorporar essas informações na metodologia, foi possível refinar a análise, alinhando os resultados de forma mais precisa às classes de solo. Conforme destacam Lumbreras *et al.* (2015), a integração de dados pedológicos detalhados é essencial para gerar mapas de aptidão agrícola que reflitam as condições reais do terreno. Essa abordagem contribuiu significativamente para a geração de informações mais confiáveis e eficazes, fundamentais para a elaboração dos cálculos relacionados à recuperação de pastagens degradadas e ao planejamento agrícola sustentável.

2.4 Dados do Programa Nacional de Solos (PRONASOLOS)

Os dados utilizados neste estudo foram obtidos do Programa Nacional de Solos do Brasil (PRONASOLOS), instituído pelo Decreto nº 9.414 de 19 de junho de 2018. Estes dados foram obtidos por meio do portal GeoInfo da EMBRAPA. Iniciativa estratégica coordenada por instituições como a EMBRAPA e o IBGE, o PRONASOLOS visa mapear e monitorar os solos brasileiros em alta resolução, gerando informações críticas para o planejamento agrícola sustentável, a conservação de recursos naturais e a recuperação de áreas degradadas. Seu objetivo central é fornecer uma base pedológica robusta para orientar políticas públicas e práticas de manejo que mitiguem a degradação do solo, tornando-o referência indispensável para estudos agroambientais, como a recuperação de pastagens.

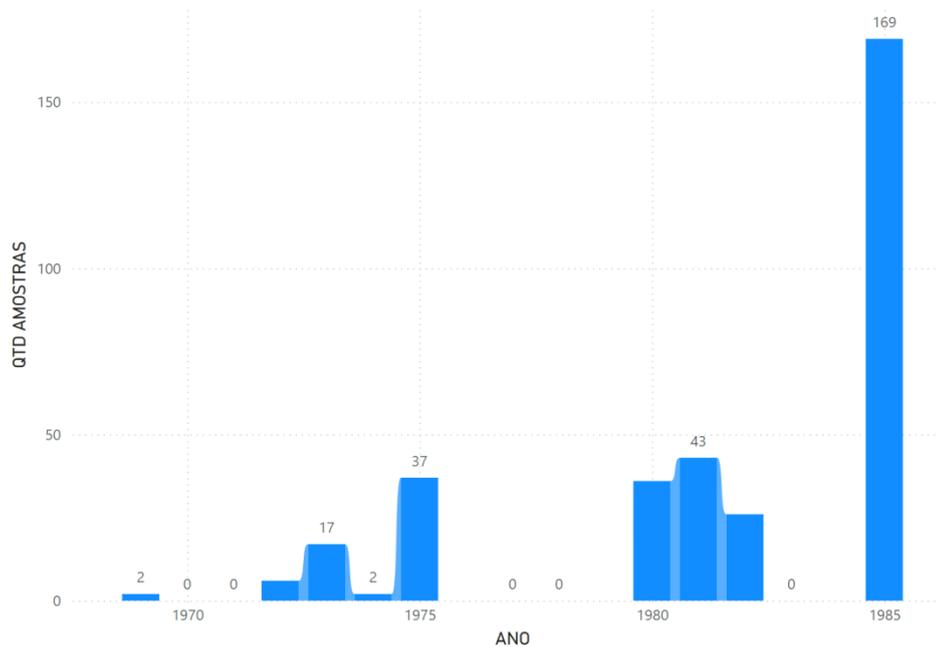
Para otimizar a análise e garantir resultados robustos, as amostras do

PRONASOLOS foram estratificadas de acordo com as classes de solo identificadas no mapeamento de Lumbreras *et al.* (2015). Essa segmentação permitiu avaliar as características físico-químicas e texturais de cada amostra dentro do contexto específico de sua classe pedológica, respeitando as particularidades intrínsecas a cada tipo de solo, abordagem essencial para identificar padrões de degradação e propor intervenções técnicas adequadas.

Adicionalmente, os dados foram submetidos a um rigoroso processo de filtragem, considerando exclusivamente os horizontes diagnósticos A e O, com profundidade restrita aos primeiros 30 cm do solo. Essa escolha metodológica justifica-se pela relevância dessas camadas para a atividade radicular das pastagens e para processos biogeoquímicos associados à fertilidade do solo, fatores críticos no planejamento de ações de correção e adubação. Dessa forma, foram consideradas apenas as amostras que representam os horizontes A, B e O, com profundidade superior limitada a 30 cm, garantindo maior consistência nas análises.

A integração do PRONASOLOS ao estudo não apenas potencializou a qualidade analítica dos dados, mas também reforçou a conexão entre diagnóstico pedológico e soluções aplicadas. Ao associar as propriedades edáficas às classes de degradação do LAPIG, foi possível identificar relações causais entre características do solo (ex.: compactação, perda de nutrientes) e o estágio de degradação das pastagens. Essa sinergia metodológica oferece subsídios técnicos precisos para a priorização de áreas críticas e a definição de práticas de recuperação customizadas, alinhadas às diretrizes do PRONASOLOS para o uso sustentável do solo.

Gráfico 5 - Distribuição das amostras do PRONASOLOS por ano de coleta



Fonte: O autor, 2024.

A filtragem dos dados revelou uma significativa baixa densidade amostral na região investigada. Para uma área de aproximadamente 63 milhões de hectares, o Cerrado do MATOPIBA conta com apenas 338 amostras de solo georreferenciadas, coletadas ao longo de quase duas décadas, entre 1969 e 1986 (vide Gráfico 5). Essa escassez de informações representa uma limitação crítica para a análise, especialmente considerando a vastidão territorial e a complexidade das características edáficas da região.

Além das limitações quantitativas e temporais dos dados, a distribuição espacial das amostras configura outro desafio importante. Como ilustrado na Figura 12, os pontos amostrais estão distribuídos de forma irregular, com grandes lacunas em áreas que apresentam elevada variabilidade espacial das classes de solos. A distância entre os pontos e a ausência de amostras em regiões com maior heterogeneidade edáfica comprometem a representatividade dos dados, dificultando a generalização dos resultados e a precisão das análises. A baixa densidade e a má distribuição espacial de amostras podem introduzir vieses significativos na interpretação dos atributos do solo e na modelagem de aptidão agrícola. Esse cenário reforça a necessidade de esforços adicionais para ampliar e atualizar as bases de dados pedológicos da região, garantindo maior robustez às avaliações

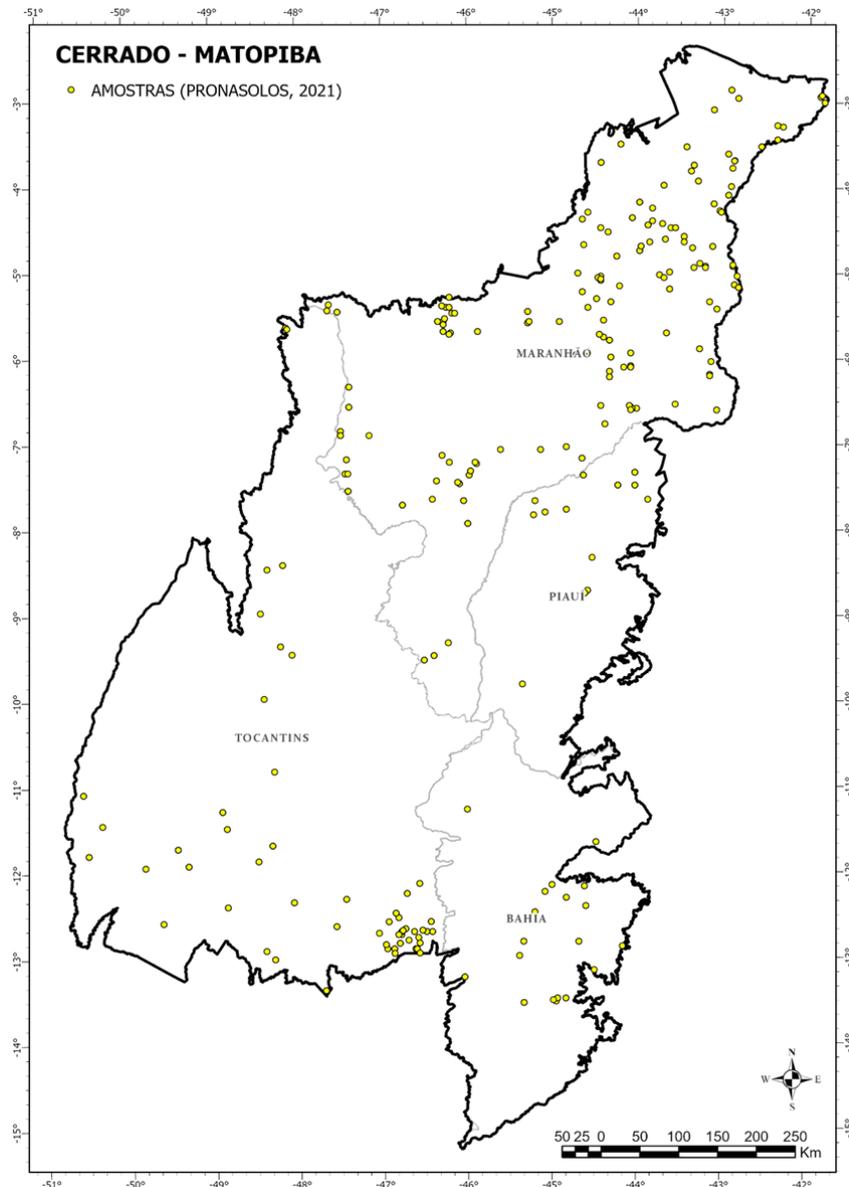
futuras.

A má distribuição espacial dos dados de perfis de solos tem um impacto direto nos cálculos de calagem e adubação fosfatada, especialmente devido à escassez de amostras em algumas classes de solos. Esses cálculos dependem fortemente de informações precisas sobre as propriedades químicas e físicas dos solos. Quando essas informações são insuficientes ou mal distribuídas, os cálculos podem subestimar ou superestimar as necessidades de insumos, levando a decisões inadequadas de manejo.

Por exemplo, áreas com solos ácidos e baixa fertilidade natural, como os Latossolos e Argissolos predominantes no Cerrado, exigem doses mais altas de calcário para corrigir o pH e reduzir a toxicidade por alumínio. No entanto, a ausência de amostras em regiões onde essas classes de solos são dominantes pode resultar em recomendações genéricas que não refletem as condições locais. Da mesma forma, a adubação fosfatada é altamente dependente dos teores de fósforo disponível no solo, que variam significativamente entre diferentes classes de solos. Sem uma representatividade adequada dessas variações, há o risco de aplicação excessiva ou insuficiente de fertilizantes, impactando tanto a produtividade quanto os custos operacionais.

Outro aspecto crítico é a influência da textura do solo nos cálculos de calagem e adubação. Solos argilosos, por exemplo, têm maior capacidade de troca catiônica e, portanto, demandam doses diferentes de corretivos e fertilizantes em comparação com solos arenosos. A falta de amostras em áreas com solos arenosos, que são mais suscetíveis à lixiviação de nutrientes, pode levar a recomendações inadequadas, comprometendo a eficiência do manejo e aumentando o risco de degradação ambiental.

Figura 12 - Distribuição das amostras disponíveis no PRONASOLOS, 2021



Fonte: O autor (2024) a partir dos dados do PRONASOLOS, 2021.

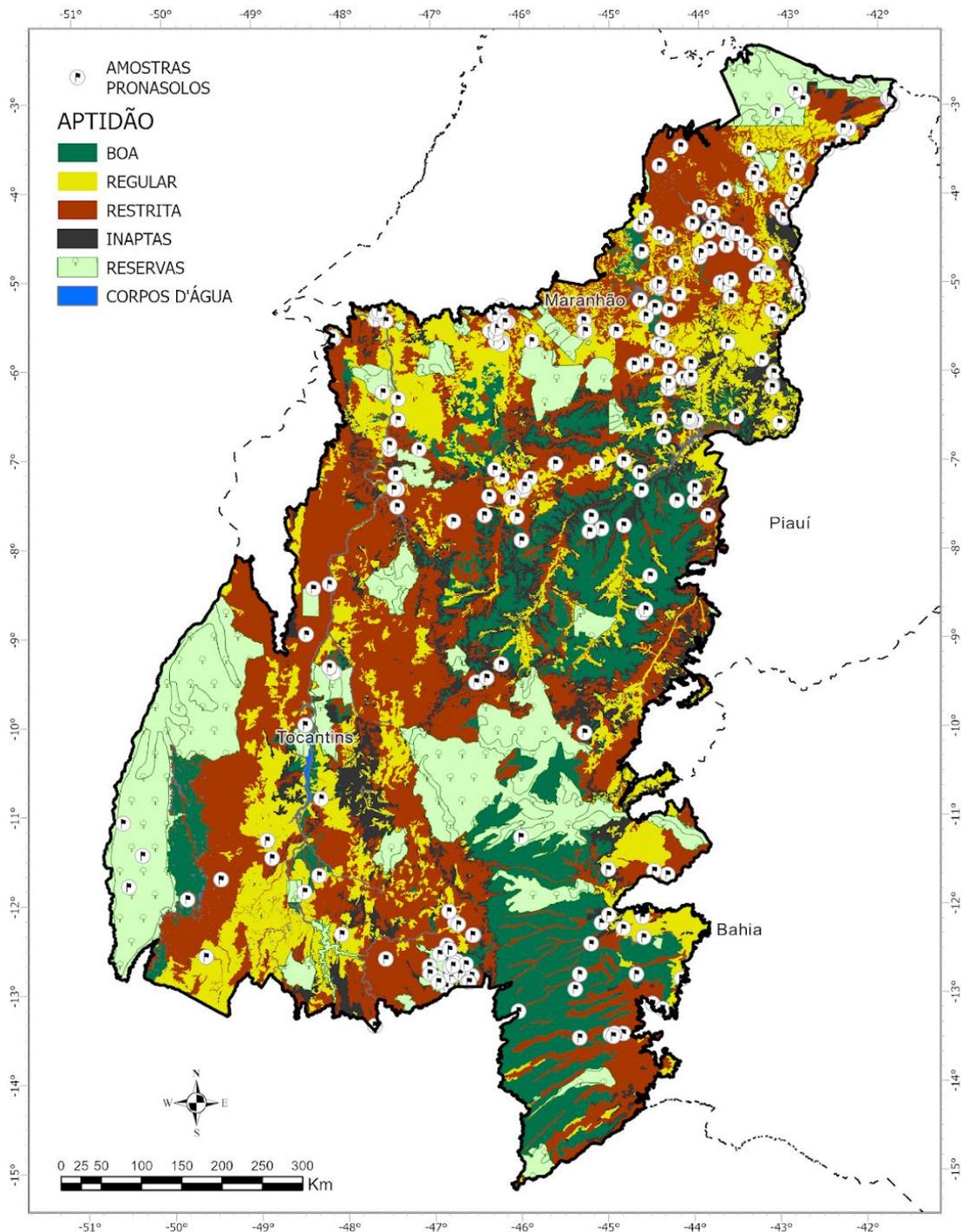
O estado do Tocantins, que abriga uma parcela significativa das áreas de pastagens degradadas do Cerrado do MATOPIBA, enfrenta um grave desafio relacionado à baixa cobertura de amostras de perfis de solos disponibilizadas pelo PRONASOLOS. Essa escassez de dados pedológicos compromete a capacidade de realizar análises precisas e embasar decisões estratégicas para o manejo sustentável dos recursos naturais. A figura 13 ilustra a distribuição espacial dessas

amostras sobre o mapa de aptidão agrícola (Lumbreras *et al.*, 2015), evidenciando lacunas críticas em regiões com elevada variabilidade edáfica e grande importância econômica.

Com uma área territorial de aproximadamente 27,8 milhões de hectares, o Tocantins é o segundo maior estado da região Norte do Brasil e desempenha um papel estratégico na produção agropecuária nacional. No entanto, a baixa densidade amostral de solos, especialmente quando comparada à extensão territorial e à diversidade de classes de solos presentes no estado, limita a compreensão das características edáficas e sua influência na aptidão agrícola. A heterogeneidade edáfica do Tocantins, que abrange desde Latossolos profundos e bem drenados até solos mais rasos e arenosos, como Neossolos e Argissolos, exige uma abordagem regionalizada e baseada em dados representativos. A ausência de amostras em determinadas regiões pode levar à generalização de práticas inadequadas, resultando em sub ou superdosagem de insumos.

Diante desses desafios, torna-se imperativo ampliar a cobertura amostral de solos no Tocantins, priorizando áreas com maior variabilidade edáfica e maior potencial para atividades agrícolas e de recuperação ambiental. Investimentos em novas campanhas de amostragem, aliados ao uso de tecnologias modernas como sensoriamento remoto e modelagem digital de solos, podem contribuir significativamente para preencher essas lacunas. Além disso, a integração desses dados com outras fontes de informação, como mapas de aptidão agrícola e monitoramento de pastagens degradadas, pode gerar insights mais robustos e orientar intervenções mais assertivas.

Figura 13 – Distribuição das amostras disponíveis no PRONASOLOS, 2021 sobre o mapa de aptidão agrícola (Lumbreras, 2015)

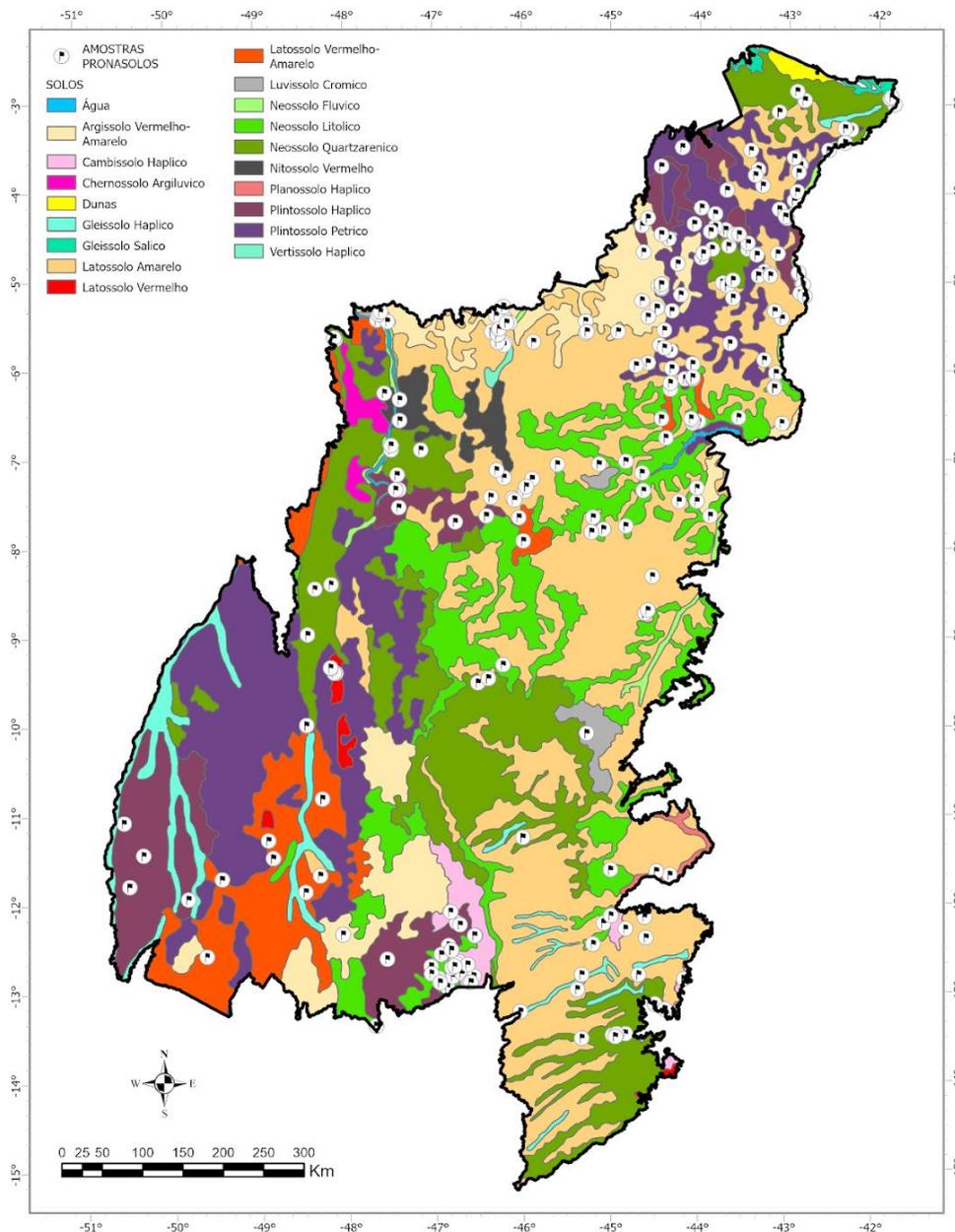


Fonte: O autor (2024) a partir dos dados do PRONASOLOS, 2021.

A Figura 14 evidencia a má distribuição das amostras de solo e a ausência de pontos em diversas classes de solos e classes de aptidão agrícola, uma lacuna que

introduz desafios significativos para a análise e interpretação dos dados. Essa carência de representatividade é particularmente crítica em áreas onde as classes de solos e aptidão agrícola apresentam maior variabilidade espacial, comprometendo a capacidade de realizar inferências precisas sobre as propriedades do solo e sua influência no cálculo de calagem a adubação fosfatada.

Figura 14 - Distribuição das amostras disponíveis no PRONASOLOS, 2021 sobre o mapa de solos no segundo nível categórico (Lumbreras, 2015)



Fonte: O autor (2024) a partir dos dados do PRONASOLOS, 2021.

Essa limitação impõe dificuldades na integração dos dados disponíveis, especialmente devido à quantidade amostral insuficiente para capturar a heterogeneidade inerente às diferentes classes de solo e aptidão agrícola. Nesse contexto, a escassez de amostras em classes específicas de solo pode levar à generalização de resultados, comprometendo a precisão das análises e a eficácia das intervenções planejadas.

Para mitigar essas limitações, foi adotada uma abordagem metodológica estatística que considerou a classificação dos solos no segundo nível hierárquico, permitindo uma agregação mais robusta dos dados disponíveis. Dessa forma, as amostras foram integradas aos seus respectivos tipos de solo com base na relação espacial de interseção, buscando maximizar o uso das informações existentes.

No entanto, mesmo essa estratégia não elimina completamente as incertezas decorrentes da quantidade amostral limitada. A integração dos dados em classes mais amplas pode mascarar variações locais importantes, especialmente em regiões com alta diversidade edáfica, onde pequenas diferenças nas propriedades do solo podem ter impactos significativos no manejo agrícola.

A má distribuição das amostras e a falta de pontos em classes específicas de solo e aptidão agrícola introduzem incertezas significativas nas análises, dificultando a integração dos dados e a formulação de estratégias de manejo adequadas. A carência de dados atualizados e espacialmente representativos restringe a capacidade de modelagem e predição de propriedades do solo, limitando o desenvolvimento de estratégias eficazes para o cálculo de insumos na região.

Embora a abordagem metodológica adotada tenha buscado contornar essas limitações, a escassez de amostras permanece um obstáculo crítico que demanda esforços adicionais para ampliar e atualizar as bases de dados pedológicos, garantindo maior robustez às avaliações futuras.

Dentro das áreas classificadas como de aptidão agrícola "boa" e "regular", as propriedades médias dos perfis de amostras de solos do PRONASOLOS foram distribuídas espacialmente entre os polígonos correspondentes a cada tipo de solo. Essa abordagem permitiu atribuir valores médios às áreas que, apesar de não possuírem amostras diretas, pertenciam à mesma classe de solo. Dessa forma, foi possível preencher lacunas nos dados, garantindo uma representação mais contínua

e coerente das propriedades edáficas nessas regiões. A Tabela 3 apresenta os resultados dessa metodologia, que, embora constitua uma simplificação, foi a estratégia mais viável para aplicar os dados disponíveis do PRONASOLOS de maneira espacialmente representativa.

Essa abordagem, no entanto, não está isenta de limitações. A utilização de valores médios pode mascarar variações locais importantes, especialmente em classes de solo com alta heterogeneidade ou em áreas onde as amostras disponíveis são escassas.

Tabela 3 - Distribuição dos valores médios das amostras disponíveis no PRONASOLOS (2021), sobre o mapa de solos no segundo nível categórico e aptidão agrícola (Lumbreras, 2015)

APTIDÃO AGRÍCOLA	SOLOS (2N)	ARGILA %	VALOR V	P ASSIMILAVEL	CTC	CLASSE TEXTURAL SIMPLIFICADA	AREA (ha)
BOA	ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO	8	69	6	5,2	ARENOSA	182.104,34
REGULAR	ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO	12	30	5	6	ARENOSA	1.396.118,37
BOA	CAMBISSOLO HAPLICO	34	50	30	17,3	ARGILOSA	128.871,99
REGULAR	CAMBISSOLO HAPLICO	53	52	0,93	9,4	ARGILOSA	108.115,33
BOA	CHERNOSSOLO ARGILUVICO	42	68	1,6	15	ARGILOSA	32.940,58
REGULAR	CHERNOSSOLO ARGILUVICO	42	68	1,6	15	ARGILOSA	121.231,90
BOA	GLEISSOLO HAPLICO	14	5	0,93	4,1	ARENOSA	414.298,39
REGULAR	GLEISSOLO HAPLICO	14	5	1	4	ARENOSA	95.559,56
BOA	LATOSSOLO AMARELO	31	3	0,93	2,9	ARGILOSA	6.611.243,94
REGULAR	LATOSSOLO AMARELO	9	9,1	0,66	10,9	ARENOSA	4.435.809,86
BOA	LATOSSOLO VERMELHO	48,2	11	1	10,86	ARGILOSA	27.461,05
REGULAR	LATOSSOLO VERMELHO	48	11	1	11	ARGILOSA	89.029,58
BOA	LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO	39	10	1	10,6	ARGILOSA	262.371,95
REGULAR	LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO	28	1	1	9,6	ARGILOSA	2.209.964,48
BOA	LUVISSOLO CROMICO	16	83	9	10,9	ARENOSA	20.041,52
REGULAR	LUVISSOLO CROMICO	22	55	9	6,6	ARENOSA	104.846,14
BOA	NEOSSOLO FLUVICO	37	62	6,7	14,5	ARGILOSA	5.059,50
REGULAR	NEOSSOLO FLUVICO	38	62	6,7	14,5	ARGILOSA	195.894,54
BOA	NEOSSOLO LITOLICO	34	12	0,93	4,2	ARGILOSA	1.200.639,39
REGULAR	NEOSSOLO LITOLICO	20	38	11	11,3	ARGILOSA	887.293,29
BOA	NEOSSOLO QUARTZARENICO	6	3	3	88	ARENOSA	421.976,89
REGULAR	NEOSSOLO QUARTZARENICO	6,1	42	0,3	1,42	ARENOSA	554.770,91
BOA	NITOSSOLO VERMELHO	67	80	7,2	13	ARGILOSA	201.912,04
REGULAR	NITOSSOLO VERMELHO	68	80	7,2	13,7	ARGILOSA	415.275,57
REGULAR	PLANOSSOLO HAPLICO	38	49	2,9	6,3	ARGILOSA	8.575,01
BOA	PLINTOSSOLO HAPLICO	39	5	1	14,6	ARGILOSA	463.647,06
REGULAR	PLINTOSSOLO HAPLICO	14	19	0,93	2,1	ARENOSA	156.308,69
BOA	PLINTOSSOLO PETRICO	34	53	1	8,3	ARGILOSA	120.233,26
REGULAR	PLINTOSSOLO PETRICO	25	15	1	6,8	SILTOSA	1.383.369,69
BOA	VERTISSOLO HAPLICO	43	80	4	40	ARGILOSA	18.241,51
REGULAR	VERTISSOLO HAPLICO	43	80	4	40	ARGILOSA	44.427,59

Fonte: Elaborado pelo autor (2024) a partir dos dados do PRONASOLOS, 2021.

A análise de conjuntos de dados incompletos ou restritos exige estratégias metodológicas robustas para garantir conclusões confiáveis. No estudo dos solos do MATOPIBA, a escassez de amostras em determinadas classes de solo (destacadas em vermelho na Tabela 3) representou um desafio crítico. Para superar essa limitação, valores médios das classes equivalentes no bioma Cerrado foram utilizados para preencher lacunas (Figura 15). Essa imputação, fundamentada em

medidas de tendência central, garantiu a representatividade estatística mínima necessária para evitar viés nas análises subsequentes. A escolha da mediana, em vez de outros métodos, justifica-se por sua capacidade de sintetizar a tendência central dos dados disponíveis, ainda que em contextos restritos, preservando a coerência do conjunto de dados.

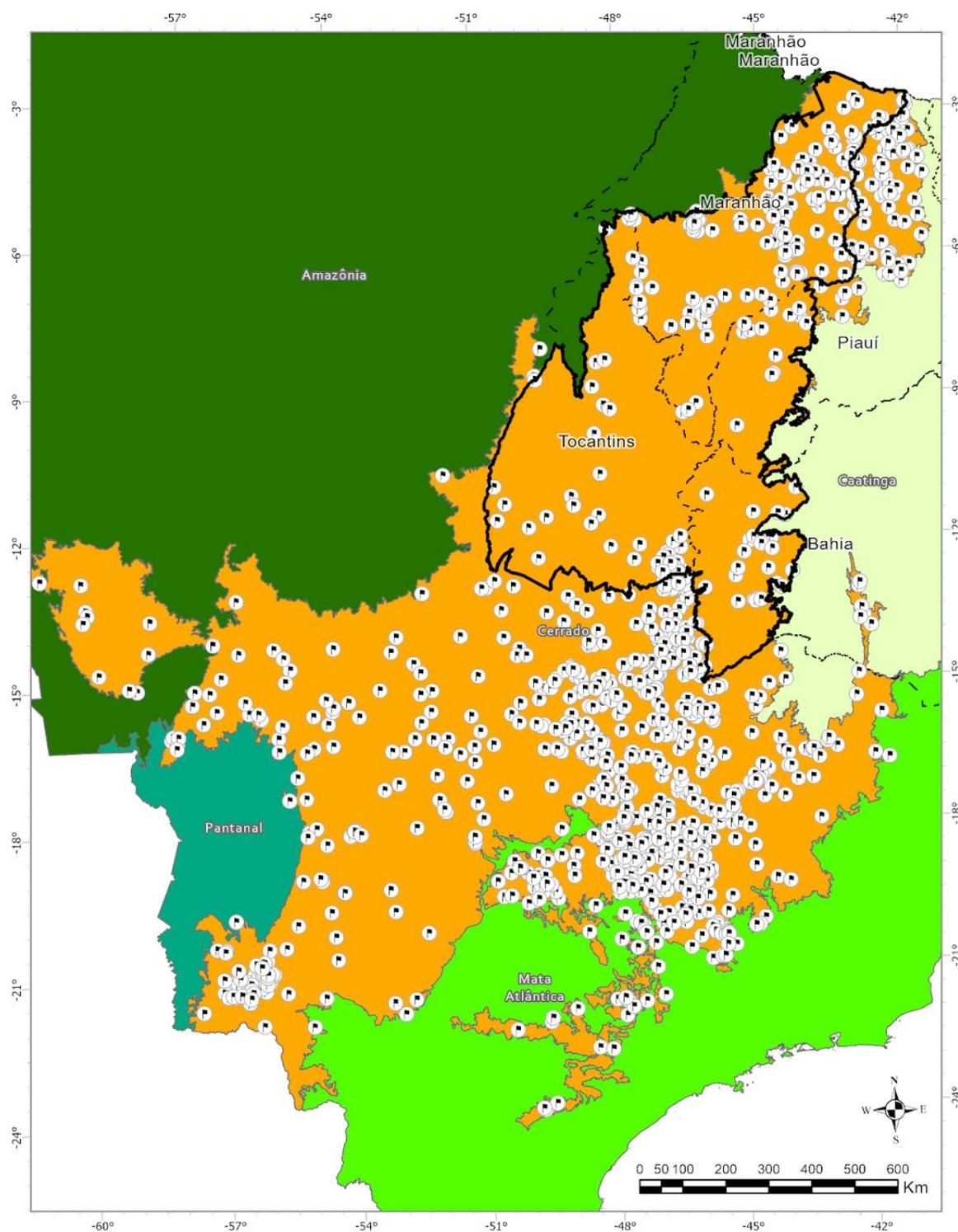
A simplificação das classes texturais em categorias amplas (Argilosa, Siltosa, Arenosa) e sua codificação numérica foram etapas essenciais para viabilizar análises estatísticas em um cenário de dados limitados. Essa redução de dimensionalidade não apenas minimizou a complexidade, mas também permitiu a aplicação eficiente de estatísticas descritivas (como média, mediana e desvio padrão), calculadas no software JASP. Tais métricas desempenham um papel dual em contextos de escassez de dados:

- Síntese da distribuição: A média e a mediana oferecem insights sobre a tendência central, enquanto o desvio padrão quantifica a dispersão, destacando heterogeneidades mesmo em amostras reduzidas.
- Mitigação de incertezas: Em dados esparsos, a mediana atua como um estimador robusto contra outliers, e o desvio padrão sinaliza a confiabilidade das inferências baseadas na média.

Essa abordagem metodológica demonstra como estatísticas descritivas e medidas de tendência central são ferramentas indispensáveis para transformar dados fragmentados em informações acionáveis. Ao preencher lacunas com valores representativos (média e mediana) e simplificar variáveis categóricas, foi possível estabelecer uma base quantitativa sólida para correlações e análises multivariadas. Em ambientes com restrições amostrais, como o MATOPIBA, essas técnicas não apenas contornam limitações operacionais, mas também reduzem riscos de interpretações equivocadas, garantindo que decisões técnicas ou políticas sejam respaldadas por evidências estatisticamente estruturadas, mesmo que parciais.

O uso estratégico de estatísticas descritivas e medidas de tendência central transcende a mera descrição dos dados, ele viabiliza a extração de padrões críticos em cenários de escassez, assegurando que restrições amostrais não comprometam a integridade científica ou a aplicabilidade prática dos resultados.

Figura 15 – Distribuição das amostras disponíveis do PRONASOLOS, 2021 utilizadas para complementar os dados do Cerrado do MATOPIBA

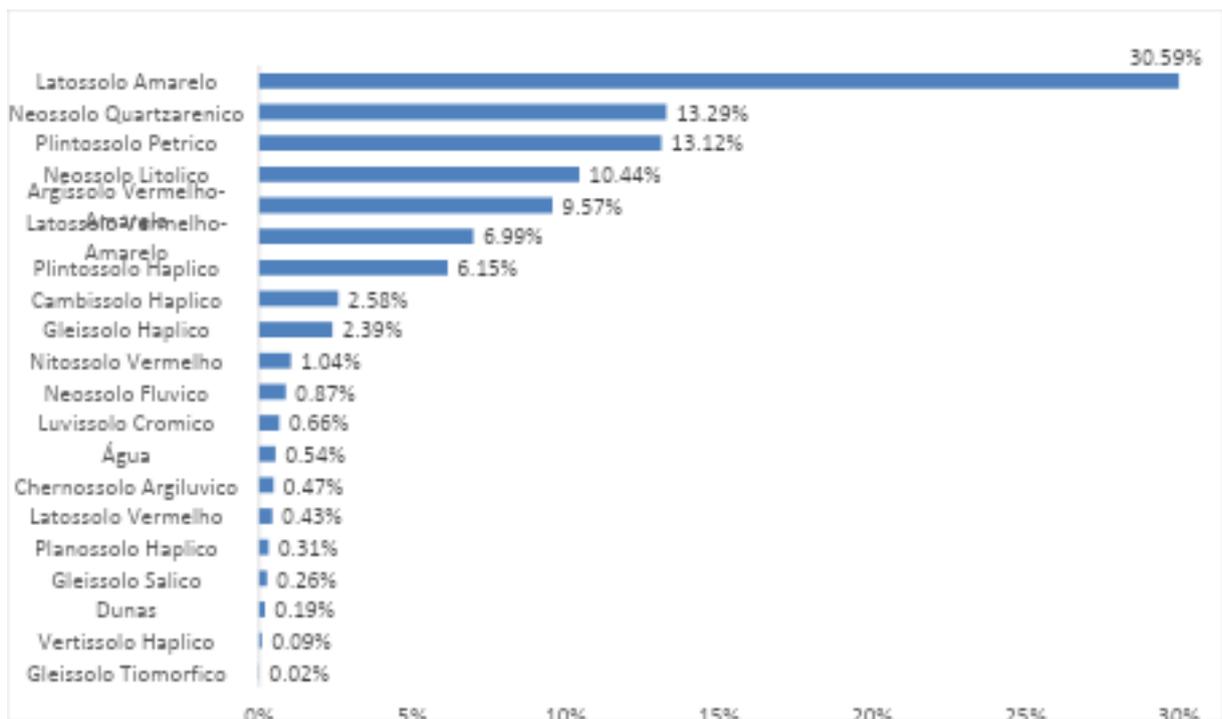


Fonte: O autor (2024) a partir dos dados do PRONASOLOS, 2021.

A análise foi restrita aos dados das classes de solo que apresentam maior

representatividade espacial, uma vez que a baixa cobertura amostral compromete a confiabilidade das informações relativas às classes com menor representatividade. Nesse contexto, apenas os solos que têm representatividade de mais de 6% em relação a área total do MATOPIBA foram incluídos nas análises, conforme ilustrado no Gráfico 6. Essa decisão metodológica foi tomada para mitigar os efeitos das limitações associadas à escassez de amostras e garantir que os resultados refletissem de forma mais precisa as características predominantes dos solos na região. Esse critério também permitiu focar os esforços analíticos nas classes de solo que exercem maior influência sobre o uso agrícola e a aptidão das terras no MATOPIBA.

Gráfico 6 – Porcentagem de cobertura de cada classe de solo em relação a área total do Cerrado do MATOPIBA



Fonte: O autor (2024) a partir dos dados de solos do mapeamento de aptidão agrícola do MATOPIBA (Lumbreras *et al.*, 2015).

As amostras do PRONASOLOS foram georreferenciadas e correlacionadas espacialmente com os polígonos de solos do mapeamento de aptidão agrícola. Em seguida, essas amostras foram categorizadas utilizando o segundo nível categórico

da classificação de solos, permitindo uma organização sistemática dos dados por classe pedológica. Para cada grupo categorizado, estatísticas descritivas foram calculadas para quatro parâmetros fundamentais: teor de argila, saturação por bases (V), CTC (Capacidade de Troca de Cátions) e fósforo assimilável (P). Essas análises quantitativas, detalhadas nas tabelas e gráficos subsequentes, forneceram uma base empírica para interpretar a variabilidade e a consistência das propriedades edáficas na região.

A aplicação de medidas descritivas (média, mediana, moda, desvio padrão, variância, quartis, percentis, mínimo e máximo), aliada a ferramentas de visualização (histogramas e gráficos de dispersão), desempenhou um papel crítico na investigação. Essas técnicas permitiram:

- Caracterizar a distribuição dos dados, identificando centralidade (via média e mediana), dispersão (desvio padrão e variância) e assimetria (quartis e percentis);
- Detectar anomalias, como outliers que poderiam distorcer interpretações;
- Revelar padrões subjacentes, como tendências lineares ou não lineares entre variáveis, visíveis em gráficos de dispersão.

Além de sintetizar informações, as estatísticas descritivas funcionaram como alicerce metodológico para etapas subsequentes. Ao expor a forma da distribuição, a magnitude da variabilidade e a presença de assimetria, elas orientaram a escolha de técnicas estatísticas avançadas, como testes de hipóteses, ANOVA e modelagem multivariada. Essa transição entre análise descritiva e inferencial foi crucial para validar pressupostos (e.g., normalidade, homoscedasticidade) e discretizar o conjunto de dados de forma metodologicamente rigorosa. Por exemplo, a identificação de distribuições assimétricas via histogramas justificou o uso de transformações de dados ou métodos não paramétricos, enquanto o desvio padrão auxiliou na definição de intervalos de confiança robustos.

A integração entre estatísticas descritivas e visualizações não apenas otimizou a interpretação inicial dos dados, mas também garantiu a validade e a reprodutibilidade das análises complexas. Em um contexto interdisciplinar como o estudo de solos, onde decisões técnicas dependem da precisão dos dados, essa

abordagem assegurou que as inferências avançadas estivessem ancoradas em uma compreensão sólida das propriedades básicas do conjunto de dados. Assim, a análise descritiva revelou-se não um mero passo preliminar, mas um pilar indispensável para a robustez estatística e a credibilidade científica do estudo.

2.4.1 Teor de Argila

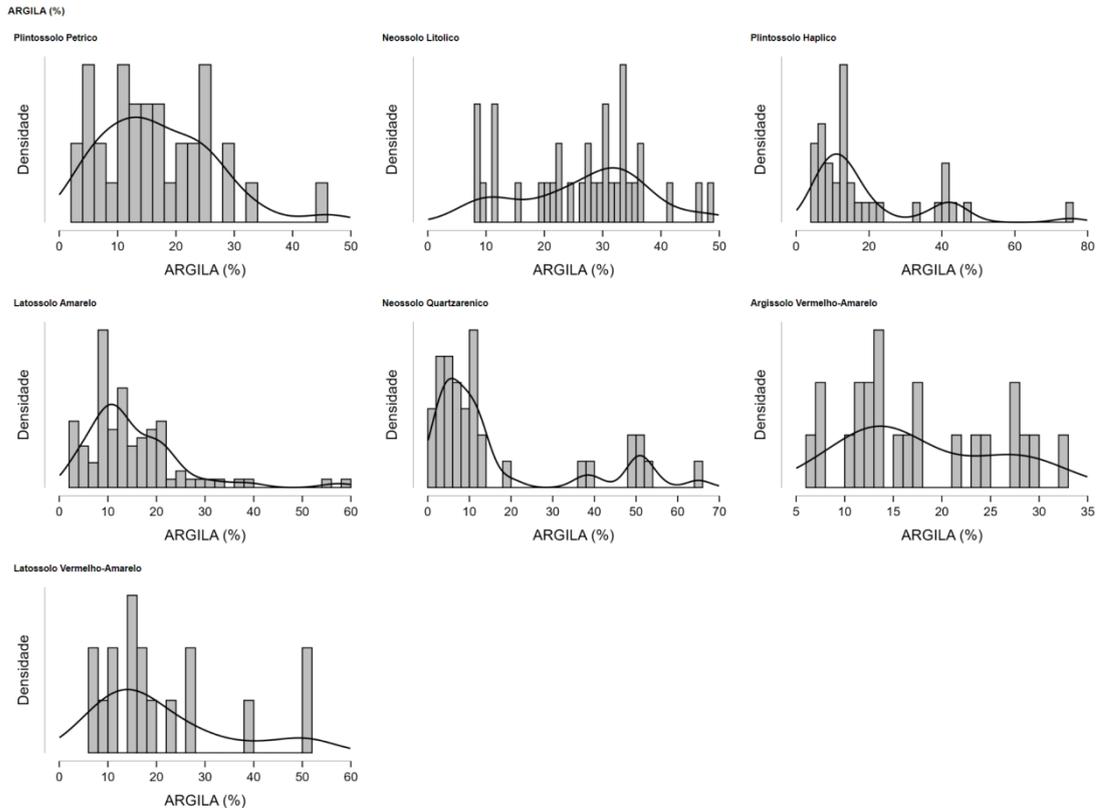
Como evidenciado na Tabela 4 e Figura 16, o número de amostras válidas varia drasticamente entre as classes: o Latossolo Amarelo, por exemplo, possui 91 amostras, enquanto o Latossolo Vermelho-Amarelo conta com apenas 17.

Tabela 4 - Distribuição dos valores de argila nas classes de solo analisadas

CLASSE DE SOLO (2N)	Válidos	Ausentes	Moda	Mediana	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	25º percentil	50º percentil	75º percentil
Plintossolo Petrico	35	1	25	16	17	10	2	46	10	16	24
Neossolo Litólico	35	3	34	29	27	11	8	49	21	29	34
Plintossolo Háplico	36	1	8	14	19	16	4	75	9	14	22
Latossolo Amarelo	91	2	9	13	15	10	3	59	9	13	20
Neossolo Quartzarenico	37	5	12	9	17	18	0	65	5	9	14
Argissolo Vermelho-Amarelo	23	2	14	16	18	8	6	33	13	16	25
Latossolo Vermelho-Amarelo	17	0	17	17	21	14	6	51	12	17	28

Fonte: O autor (2024), a partir de dados do PRONASOLOS.

Figura 16 - Distribuição do valor de argila em porcentagem nos principais solos da região do Cerrado do MATOPIBA, segundo dados do PRONASOLOS



Fonte: O autor (2024) a partir de dados do PRONASOLOS.

Essa disparidade amostral compromete diretamente a confiabilidade das estatísticas descritivas, especialmente em classes minoritárias, onde estimativas de média e desvio padrão podem ser sensíveis a flutuações aleatórias. Além disso, a presença de dados ausentes em parte das 338 amostras, revela inconsistências na coleta ou organização dos dados, limitando a completude das variáveis necessárias para análises avançadas. Optou-se por não imputar médias para evitar a introdução de viés artificial, preservando a integridade do espaço amostral, ainda que parcial.

2.4.1.1 Padrões e Anomalias no Teor de Argila

- Correlação entre média e mediana: Classes com maior teor médio de argila (e.g., Latossolo Vermelho-Amarelo: 21%) tendem a apresentar

medianas elevadas, sugerindo uma distribuição positivamente correlacionada com a centralidade dos dados.

- Variabilidade e amplitude: Classes com alto desvio padrão (e.g., Neossolo Quartzarênico: DP = 18) exibem maior amplitude (máximo - mínimo), indicando heterogeneidade intrínseca ou possíveis outliers. Apesar dos valores extremos (e.g., 0% de argila no Neossolo Quartzarênico), estes foram considerados plausíveis dentro dos limites pedológicos conhecidos, embora a falta de representatividade espacial e a antiguidade das amostras impossibilitem uma validação conclusiva.

2.4.1.2 Análise Individual do Teor de Argila por Classe de Solo

A interpretação detalhada das classes (Figura 16) destaca características críticas:

1. Plintossolo Pétrico
 - Média de argila: 17% (a mais baixa)
 - Variabilidade: DP = 10
 - Distribuição assimétrica: Moda (25%) > média, indicando concentração de valores altos em uma cauda direita alongada.
2. Neossolo Litólico
 - Média de argila: 27%
 - Variabilidade: DP = 11
 - Simetria relativa: Média \approx mediana, sugerindo distribuição balanceada.
3. Plintossolo Háptico
 - Média de argila: 19%
 - Variabilidade: DP = 16 (a mais alta)
 - Assimetria invertida: Moda (8%) < média, apontando para uma cauda esquerda pronunciada, possivelmente devido a subamostragem de solos menos argilosos.
4. Latossolo Amarelo
 - Média de argila: 15%
 - Variabilidade: DP = 10
 - Distribuição simétrica: Média \approx mediana, indicando homogeneidade relativa.

5. Neossolo Quartzarênico
 - Média de argila: 17%
 - Variabilidade: DP = 18
 - Valor extremo: Mínimo de 0%, que, embora atípico, é consistente com a natureza arenosa desta classe.
6. Argissolo Vermelho-Amarelo
 - Média de argila: 18%
 - Variabilidade: DP = 8 (a mais baixa)
 - Estabilidade: Amplitude reduzida sugere menor dispersão natural.
7. Latossolo Vermelho-Amarelo
 - Média de argila: 21% (a mais alta)
 - Variabilidade: DP = 14
 - Consistência moderada: Mediana próxima à média, apesar da amostra limitada (n=17).

Este exercício analítico evidencia que, mesmo em cenários de dados restritos e heterogêneos, as estatísticas descritivas oferecem insights valiosos sobre a variabilidade e distribuição das propriedades do solo. No entanto, a validade das inferências depende criticamente da transparência metodológica na comunicação de limitações amostrais e da prudência interpretativa ao lidar com classes sub-representadas.

2.4.2 Saturação por bases (V)

A análise da saturação por bases (V), um indicador-chave da fertilidade do solo, relacionado à capacidade de troca catiônica e disponibilidade de nutrientes, conforme detalhado na Tabela 5 e Figura 17, enfrenta desafios metodológicos críticos, comuns a estudos que lidam com dados ambientais heterogêneos. A heterogeneidade amostral, caracterizada pela variação abrupta no número de amostras válidas entre as classes de solo (e.g., Latossolo Amarelo com 89 amostras vs. Latossolo Vermelho-Amarelo com apenas 17), não apenas reflete disparidades na coleta de dados, mas também impõe limitações estatísticas significativas. Em classes com baixa representatividade, estimativas de tendência central (como média

e mediana) e dispersão (desvio padrão) tornam-se sensíveis a flutuações aleatórias, podendo gerar conclusões enviesadas. Por exemplo, em amostras pequenas ($n < 30$), o desvio padrão tende a superestimar a variabilidade real, enquanto a média pode ser distorcida por outliers não detectados.

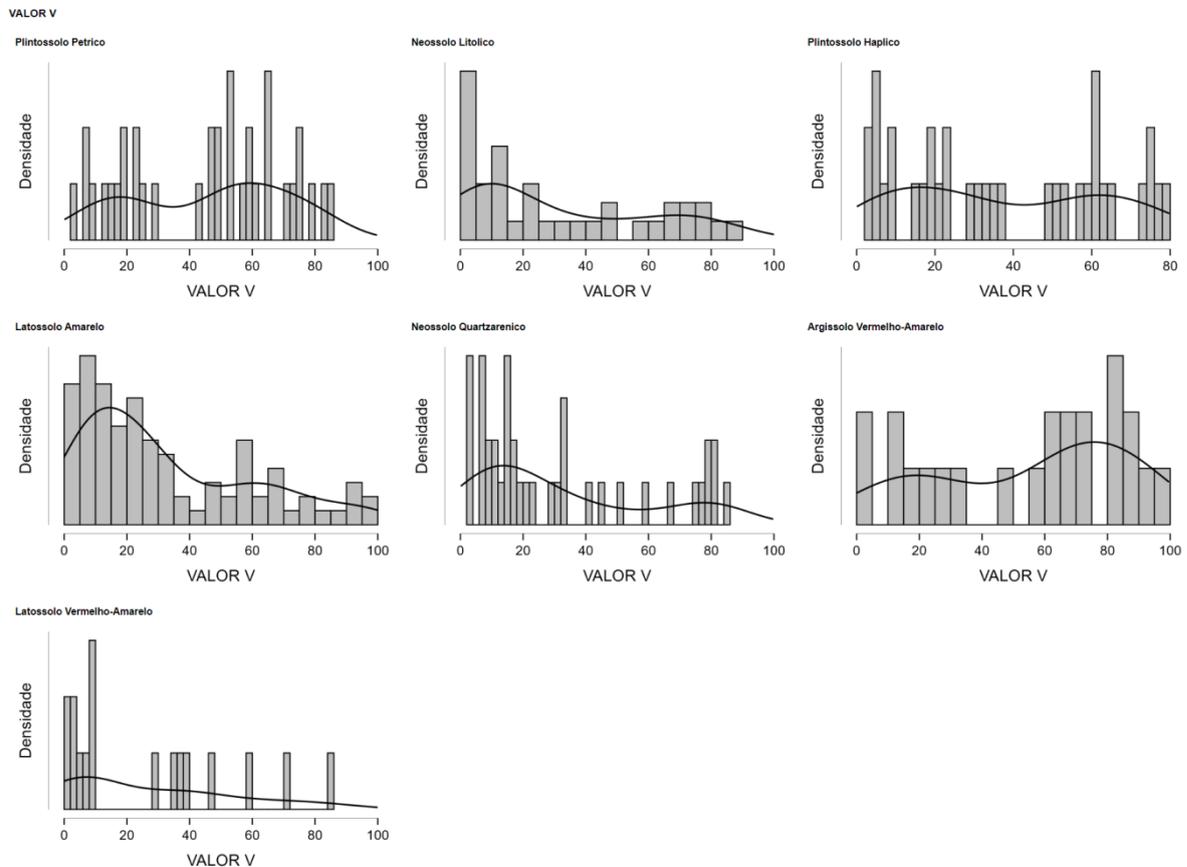
Tabela 5 - Distribuição da saturação por bases (V), nas classes de solo analisadas

CLASSE DE SOLO (2N)	Válidos	Ausentes	Moda	Mediana	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	25º percentil	50º percentil	75º percentil
Plintossolo Petrico	35	1	8	50	46	25	2	85	22	50	66
Neossolo Litólico	37	1	2	22	32	29	2	90	6	22	59
Plintossolo Háplico	35	2	5	33	38	26	2	79	17	33	61
Latossolo Amarelo	89	4	5	23	33	27	3	100	11	23	55
Neossolo Quartzarenico	39	3	33	20	32	28	3	86	11	20	49
Argissolo Vermelho-Amarelo	23	2	69	65	55	31	2	100	27	65	82
Latossolo Vermelho-Amarelo	17	0	4	10	27	26	1	85	6	10	39

Fonte: Elaborado pelo autor (2024) a partir de dados do PRONASOLOS.

Além disso, a ausência de dados completos em parte das 338 amostras originais, compromete a integridade de variáveis interdependentes.

Figura 17 - Distribuição da saturação por bases (V) nos principais solos da região do Cerrado do MATOPIBA, segundo dados do PRONASOLOS



Fonte: O autor (2024), a partir de dados do PRONASOLOS.

2.4.2.1 Padrões e Anomalias na saturação por bases (V)

Apesar dessa limitação, a interpretação dos dados revela padrões e anomalias críticas, conforme destacado:

- **Disparidade amostral:** A diferença no número de amostras entre classes introduz incertezas nas estimativas de média e desvio padrão, particularmente em classes com poucos dados (e.g., Latossolo Vermelho-Amarelo).
- **Assimetria dominante:** A maioria das classes exibe distribuições assimétricas, evidenciadas pela discrepância entre média, mediana e moda. Isso sugere a presença de valores extremos ou subpopulações não representadas equilibradamente.

- Alta variabilidade: Desvios padrão elevados (e.g., 25 a 31) indicam dispersão significativa nos dados, o que demanda cautela na interpretação de tendências centrais.

2.4.2.2 Análise Individual da Saturação por Vases (V) por Classe de Solo

1. Plintossolo Pétrico
 - Média do Valor V: 46
 - Variabilidade: DP = 25 (alta dispersão)
 - Assimetria marcante: Moda (8) << Mediana (50) << Média, indicando uma cauda direita alongada com valores excepcionalmente altos distorcendo a média.
2. Neossolo Litólico
 - Média do Valor V: 32
 - Variabilidade: DP = 29
 - Concentração em valores baixos: Moda (2) próxima ao mínimo, com distribuição assimétrica à direita, sugerindo predominância de solos com baixa saturação por bases.
3. Plintossolo Háplico
 - Média do Valor V: 38
 - Variabilidade: DP = 26
 - Divergência entre moda e média: Moda (5) significativamente inferior à mediana (33), apontando para uma distribuição bimodal ou concentração anômala em valores baixos.
4. Latossolo Amarelo
 - Média do Valor V: 33
 - Variabilidade: DP = 27 (menor dispersão relativa)
 - Simetria relativa: Média (33) próxima à mediana (23), porém a moda ausente na região central sugere possível normalidade truncada por fatores externos.
5. Neossolo Quartzarênico
 - Média do Valor V: 32
 - Variabilidade: DP = 28

- Distribuição menos assimétrica: Moda (33) alinhada à mediana (20), mas a discrepância com a média indica valores altos esparsos influenciando a tendência central.
6. Argissolo Vermelho-Amarelo
- Média do Valor V: 55 (a mais elevada)
 - Variabilidade: DP = 31
 - Assimetria invertida: Moda (69) > Mediana (65) > Média, revelando uma concentração atípica em valores altos, possivelmente ligada a condições edáficas específicas ou erro amostral.
7. Latossolo Vermelho-Amarelo
- Média do Valor V: 27 (a mais baixa)
 - Variabilidade: DP = 26
 - Distorção por valores mínimos: Moda (4) << Mediana (10), sugerindo uma cauda esquerda pronunciada, talvez associada a processos de lixiviação intensa.

A análise do Valor V destaca a complexidade inerente a conjuntos de dados desbalanceados. Embora as estatísticas descritivas revelem padrões sugestivos (e.g., correlação entre alta variabilidade e assimetria), a escassez amostral em classes críticas limita a generalização dos resultados.

2.4.3 Capacidade de troca catiônica (T)

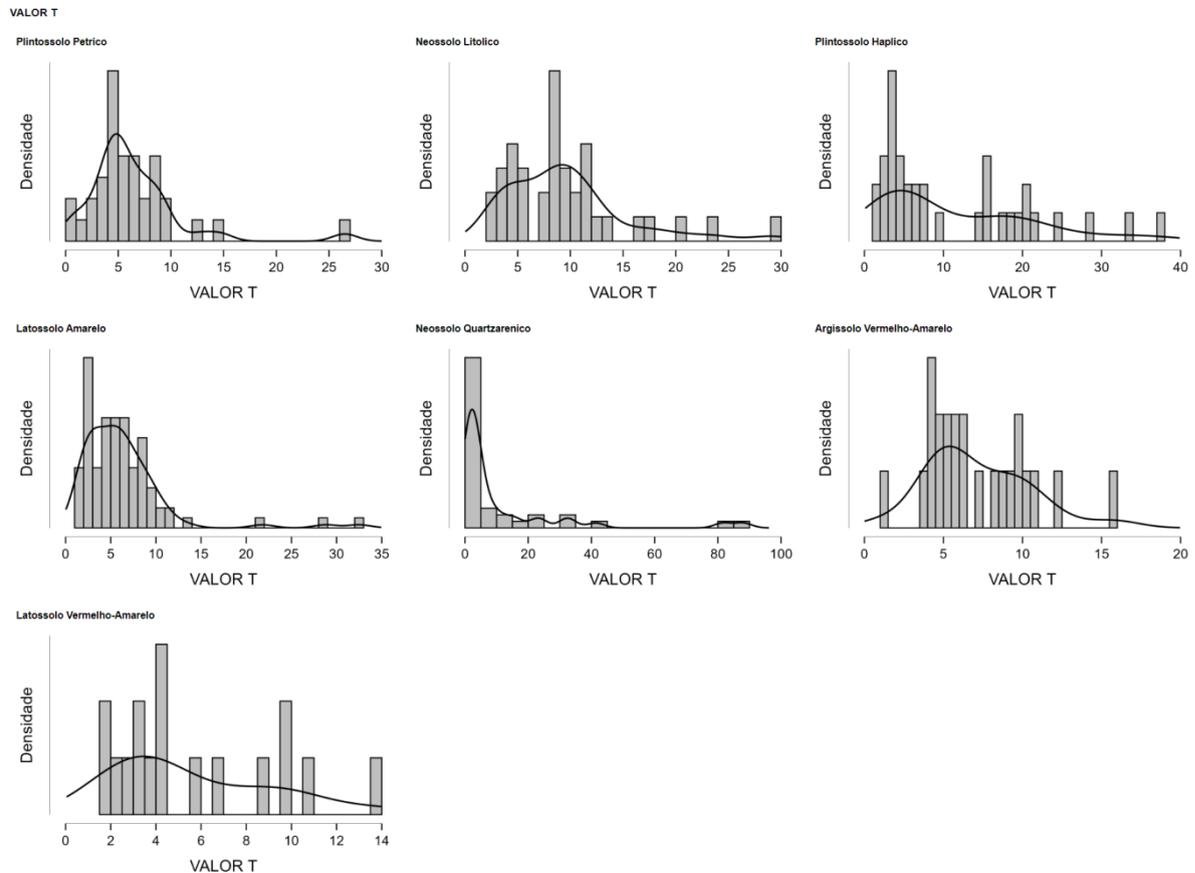
A capacidade de troca catiônica efetiva (T), assim como o valor V, opera dentro do mesmo espaço amostral restrito, compartilhando as limitações inerentes à heterogeneidade na distribuição das amostras entre classes de solo. Conforme detalhado na Tabela 6 e Figura 18, a mesma disparidade amostral observada anteriormente persiste: o Latossolo Amarelo mantém a maior representatividade (n=89), enquanto o Latossolo Vermelho-Amarelo segue sub-representado (n=17). Essa inconsistência quantitativa entre classes não apenas replica os desafios metodológicos do estudo, mas também amplifica preocupações sobre a validade estatística das inferências, especialmente em classes minoritárias, onde a escassez de dados pode distorcer métricas de tendência central e dispersão.

Tabela 6 - Distribuição do Valor T nas classes de solo analisadas

CLASSE DE SOLO (2N)	Válidos	Ausentes	Moda	Mediana	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	25º percentil	50º percentil	75º percentil
Plintossolo Petrico	35	1	4	5	6	5	0.50	27	4	5	8
Neossolo Litólico	37	1	3	9	10	6	3	29	5	9	11
Plintossolo Haplico	35	2	2	7	11	10	2	37	4	7	18
Latossolo Amarelo	89	4	3	6	6	5	1	33	3	6	8
Neossolo Quartzarenico	39	3	1	3	11	20	0.65	88	2	3	10
Argissolo Vermelho-Amarelo	23	2	5	6	7	3	1	16	5	6	9
Latossolo Vermelho-Amarelo	17	0	2	4	6	4	2	14	3	4	9

Fonte: O autor (2024), a partir de dados do PRONASOLOS.

Figura 18 - Distribuição do valor T nos principais solos da região do Cerrado do MATOPIBA, segundo dados do PRONASOLOS



Fonte: O autor (2024), a partir de dados do PRONASOLOS

A análise do valor T (capacidade de troca catiônica efetiva) revela uma tendência consistente: classes com maiores médias de valor T tendem a apresentar medianas igualmente elevadas, sugerindo uma correlação positiva entre centralidade e dispersão moderada. Esse padrão reforça a hipótese de que solos com maior capacidade de retenção de nutrientes (valor T alto) possuem distribuições mais estáveis, embora exceções pontuais (e.g., Neossolo Quartzarênico) demandem atenção crítica.

2.4.3.1 Análise Individual da capacidade de troca catiônica (T) por Classe de Solo

1. Plintossolo Pétrico
 - Média do valor T: 6
 - Variabilidade: DP = 5 (baixa dispersão)
 - Distribuição: Moda (4) < Média, indicando leve assimetria à direita, possivelmente influenciada por poucos valores elevados não capturados pela moda.
2. Neossolo Litólico
 - Média do valor T: 10
 - Variabilidade: DP = 6
 - Distribuição: Mediana (9) próxima da média, com moda (3) significativamente inferior, sugerindo duas subpopulações — uma concentrada em valores baixos e outra distribuída em faixas médias.
3. Plintossolo Háplico
 - Média do valor T: 11
 - Variabilidade: DP = 10
 - Distribuição: Moda (2) << Mediana (7) < Média, indicando assimetria extrema à direita, com cauda alongada por valores altos. Essa discrepância pode refletir mistura de perfis pedológicos ou influência de práticas de manejo não uniformes.
4. Latossolo Amarelo
 - Média do valor T: 6
 - Variabilidade: DP = 5

- Distribuição: Simetria quase perfeita (média = mediana = moda próxima), sugerindo homogeneidade química e processos pedogenéticos consistentes nesta classe.
5. Neossolo Quartzarênico
- Média do valor T: 11
 - Variabilidade: DP = 20 (a mais alta)
 - Distribuição: Moda (3) e mediana (3) muito inferiores à média, revelando assimetria extrema com valores altos isolados. Essa anomalia pode estar ligada a inclusões erráticas de matéria orgânica ou contaminação amostral.
6. Argissolo Vermelho-Amarelo
- Média do valor T: 7
 - Variabilidade: DP = 3 (a mais baixa)
 - Distribuição: Moda (5) \approx Mediana (6), indicando distribuição quasi-normal, típica de solos com processos edáficos bem estabelecidos e pouca interferência antrópica.
7. Latossolo Vermelho-Amarelo
- Média do valor T: 4 (a mais baixa)
 - Variabilidade: DP = 4
 - Distribuição: Moda (2) < Média, com assimetria à direita, possivelmente associada a episódios pontuais de adubação ou variabilidade natural não mapeada.

A análise do valor T expõe tanto a complexidade pedológica quanto as fragilidades inerentes a conjuntos de dados desbalanceados. Enquanto classes como o Argissolo Vermelho-Amarelo demonstram estabilidade química previsível, anomalias em classes como o Neossolo Quartzarênico desafiam interpretações simplistas.

2.4.4 Fósforo assimilável (P)

A distribuição do fósforo assimilável (P assimilável) nos solos do MATOPIBA apresenta variabilidade significativamente superior às demais variáveis analisadas,

conforme demonstrado na Tabela 7 e Figura 19. Essa heterogeneidade, além de refletir processos pedogenéticos distintos, evidencia desafios metodológicos críticos relacionados à representatividade amostral e à integridade dos dados. O Latossolo Amarelo, embora seja a classe com maior número de amostras válidas para a maioria das propriedades edáficas, apresenta apenas 66 amostras válidas para P assimilável, uma redução de aproximadamente 27% em comparação com outras variáveis.

Classes de solo com menor representatividade espacial na região, como o Argissolo Vermelho-Amarelo e o Latossolo Vermelho-Amarelo, apresentam números ainda mais críticos de amostras válidas para P assimilável: 14 e 4, respectivamente. No caso do Latossolo Vermelho-Amarelo, o tamanho amostral reduzido ($n=4$) inviabiliza análises estatísticas robustas, uma vez que métricas como média e desvio padrão tornam-se altamente sensíveis a flutuações casuais ou outliers. Por exemplo, a média de P assimilável nesta classe poderia variar em até 300% com a adição ou remoção de uma única amostra, comprometendo a confiabilidade de inferências agronômicas ou ambientais.

Esse desequilíbrio amostral, não apenas limita a compreensão da variabilidade pedológica regional, mas também perpetua lacunas de conhecimento sobre a dinâmica do P em ecossistemas específicos. As implicações práticas dessa disparidade amostral são multifacetadas. Em nível agronômico, a escassez de dados em classes como o Latossolo Vermelho-Amarelo inviabiliza a elaboração de recomendações precisas para manejo de insumos, aumentando riscos de sub ou super adubação. Em nível ecológico, a alta variabilidade observada (e.g., diferenças entre valores mínimos e máximos superiores a 200% em algumas classes) pode mascarar padrões essenciais, como a relação entre textura do solo e disponibilidade de P, crucial para modelos de sustentabilidade.

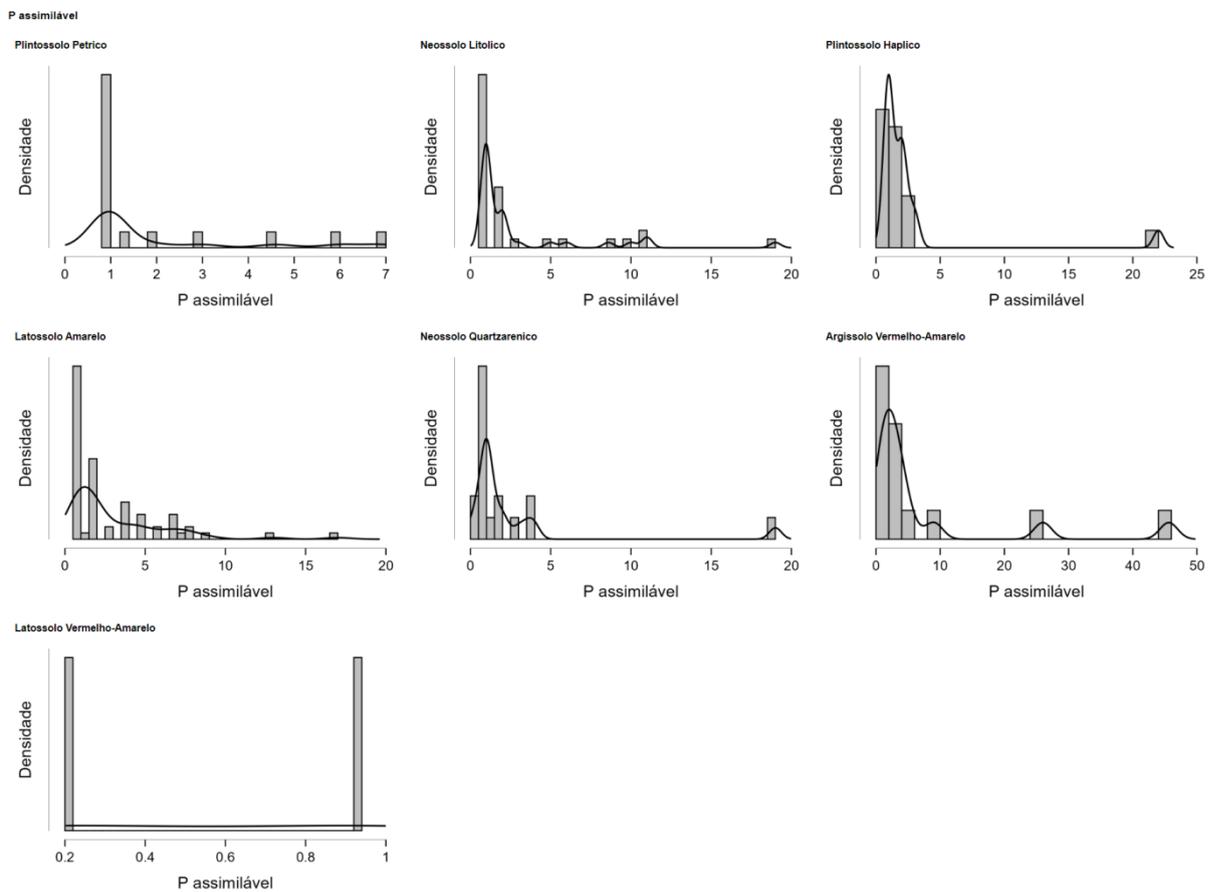
Tabela 7 - Distribuição P assimilável nas classes de solo analisadas

CLASSE DE SOLO (2N)	Válidos	Ausentes	Moda	Mediana	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	25º percentil	50º percentil	75º percentil
Plintossolo Petrico	17	19	0.93	0.93	2	2	0.93	7	0.93	0.93	2
Neossolo Litólico	35	3	1	1	3	4	0.93	19	1	1	2
Plintossolo Haplico	19	18	0.93	1	3	5	0.93	22	0.93	1	2
Latossolo Amarelo	66	27	0.93	2	3	3	0.93	17	1	2	4
Neossolo	17	25	1	1	3	4	0.20	19	1	1	2

Quartzarenico											
Argissolo Vermelho-Amarelo	14	11	1	3	8	13	0.93	46	1	3	5
Latossolo Vermelho-Amarelo	4	13	0.20	0.56	0.56	0.42	0.20	0.93	0.20	0.56	0.93

Fonte: O autor (2024), a partir de dados do PRONASOLOS

Figura 19 - Distribuição do P assimilável nos principais solos da região do Cerrado do MATOPIBA, segundo dados do PRONASOLOS



Fonte: O autor (2024), segundo dados do PRONASOLOS

2.4.4.1 Análise Individual do fósforo assimilável (P) por Classe de Solo

1. Plintossolo Pétrico

- Média de P: 2 mg/kg (extremamente baixa)
- Variabilidade: DP = 2 (homogeneidade relativa)

- Distribuição assimétrica: Moda (0,93) < Média, indicando cauda direita alongada, possivelmente influenciada por poucas amostras com P elevado em áreas localizadas.
2. Neossolo Litólico
 - Média de P: 3 mg/kg (baixa)
 - Variabilidade: DP = 4 (dispersão moderada)
 - Concentração em valores mínimos: moda (1) e mediana (1) << média, sugerindo assimetria à direita e predominância de solos com deficiência de P.
 3. Plintossolo Háptico
 - Média de P: 3 mg/kg
 - Variabilidade: DP = 6 (a mais alta entre solos com P baixo)
 - Heterogeneidade crítica: Moda (1) << Média, com amplitude elevada, indicando subgrupos distintos (e.g., áreas antropizadas com adubação esporádica).
 4. Latossolo Amarelo
 - Média de P: 3 mg/kg
 - Variabilidade: DP = 3 (baixa dispersão)
 - Distribuição quase simétrica: Moda (2) \approx Média, refletindo homogeneidade pedológica, típica de solos intemperizados e com baixa retenção de nutrientes.
 5. Neossolo Quartzarênico
 - Média de P: 3 mg/kg
 - Variabilidade: DP = 4
 - Assimetria persistente: Moda (1) < Média, apesar da dispersão moderada, sugere influência de outliers ou processos geoquímicos localizados.
 6. Argissolo Vermelho-Amarelo
 - Média de P: 8 mg/kg (a mais elevada)
 - Variabilidade: DP = 13 (dispersão extrema)
 - Distorção por outliers: Moda (1) << Média (8), com amplitude máxima, indicando valores extremos (e.g., áreas com histórico de adubação intensiva ou contaminação).

7. Latossolo Vermelho-Amarelo

- Média de P: 0,56 mg/kg (a mais baixa)
- Variabilidade: DP = 0,42 (homogeneidade extrema)
- Assimetria à direita: Moda (0,20) < Média, revelando concentração de valores próximos a zero, possivelmente associada a processos de fixação de P ou lixiviação acelerada.

A análise do fósforo assimilável (P), nas classes de solo do MATOPIBA, evidencia implicações agronômicas e metodológicas críticas. Constata-se que a maioria das classes apresenta concentrações médias de P inferiores a 3 mg/kg, sinalizando uma deficiência nutricional generalizada, particularmente problemática para cultivos com elevada demanda fosfatada.

No entanto, a interpretação dos dados requer cautela, dada a heterogeneidade subjacente. No Argissolo Vermelho-Amarelo, por exemplo, a média aparentemente elevada (8 mg/kg) mascara a predominância de valores baixos (moda = 1 mg/kg), cenário que pode levar a recomendações de manejo inadequadas se baseadas exclusivamente em estatísticas de tendência central. Paralelamente, no Latossolo Vermelho-Amarelo, a homogeneidade extrema (desvio padrão = 0,42) sugere a predominância de formas não assimiláveis de P, fenômeno típico de solos altamente intemperizados, onde o elemento encontra-se fixado em frações mineralógicas estáveis.

Do ponto de vista metodológico, a assimetria generalizada nas distribuições de P desafia a aplicação de técnicas estatísticas paramétricas convencionais, como testes t ou ANOVA, que pressupõem normalidade dos dados. Essa limitação demanda a adoção de abordagens robustas, como transformações logarítmicas ou métodos não paramétricos, para garantir a validade das inferências. Adicionalmente, a escassez amostral em classes minoritárias, como o Latossolo Vermelho-Amarelo (n=17), compromete a precisão das estimativas, evidenciando a necessidade de ampliação amostral em estudos futuros.

Em síntese, os resultados não apenas expõem a variabilidade edáfica intrínseca ao MATOPIBA, mas também destacam a necessidade de estratégias de amostragem estratificada para capturar subgrupos pedológicos críticos, como áreas com histórico de manejo diferenciado ou processos geoquímicos específicos. Para o

Argissolo Vermelho-Amarelo, recomenda-se a investigação de valores extremos para descartar interferências antrópicas, enquanto no Latossolo Vermelho-Amarelo, estudos complementares sobre formas não lábeis de P são essenciais para elucidar dinâmicas de disponibilidade nutricional. Em contextos de baixa fertilidade natural, como o observado, a análise descritiva cumpre um papel dual: além de orientar prioridades para correção fosfatada, serve como base para o monitoramento contínuo da qualidade do solo, assegurando a sustentabilidade agroecológica em longo prazo.

2.5 Correlações

A análise de correlações entre atributos do solo, como porcentagem de argila, teor de carbono orgânico, valor V (saturação por bases), capacidade de troca catiônica (CTC) e fósforo assimilável (P), configura-se como um pilar metodológico para a compreensão da dinâmica pedológica e a tomada de decisões informadas em áreas como agronomia, manejo ambiental e estudos pedogenéticos. Essa abordagem não apenas revela padrões de interdependência entre variáveis edáficas, mas também fornece subsídios para modelagens preditivas, estratégias de manejo sustentável e interpretação de processos pedogenéticos, consolidando-se como ferramenta indispensável para a ciência do solo contemporânea.

A relevância dessa análise fundamenta-se na natureza sistêmica dos atributos do solo, que raramente se manifestam de forma isolada. Por exemplo, a correlação positiva entre a porcentagem de argila e a CTC, amplamente documentada na literatura, deriva diretamente da alta capacidade de adsorção de cátions inerente às partículas argilosas, fenômeno crucial para a fertilidade química. Paralelamente, correlações negativas entre teor de carbono orgânico e densidade do solo, como observado em estudos pedogenéticos, sugerem que o acúmulo de matéria orgânica promove a formação de agregados estáveis, mitigando a compactação e melhorando a estrutura edáfica. Tais interações não apenas elucidam mecanismos de formação do solo, mas também orientam práticas de manejo, como a adoção de sistemas de plantio direto para preservação da matéria orgânica.

No contexto preditivo, a existência de correlações robustas entre atributos viabiliza a inferência indireta de propriedades de difícil mensuração direta, como a estimativa da CTC a partir da textura ou a predição da disponibilidade de P mediante

o valor V. No presente estudo, tentativas iniciais de modelagem preditiva foram conduzidas, mas foram posteriormente descontinuadas devido à baixa confiabilidade e inconsistência dos dados disponíveis, uma decisão metodológica que reforça a importância de conjuntos de dados robustos para análises multivariadas. Apesar disso, a correlação entre valor V e disponibilidade de nutrientes manteve-se como indicador válido para inferências qualitativas sobre a fertilidade do solo.

A aplicação de correlações estende-se ainda ao mapeamento da variabilidade espacial. Ao integrar correlações entre CTC, P assimilável e teor de carbono orgânico em modelos geoestatísticos, é possível gerar mapas de fertilidade que orientam a aplicação localizada de insumos, reduzindo custos e impactos ambientais. Adicionalmente, a correlação entre porcentagem de argila e capacidade de retenção hídrica oferece subsídios para a seleção de culturas adaptadas a condições edafoclimáticas específicas, enquanto correlações entre atributos do solo e produtividade agrícola informam estratégias de irrigação, controle fitossanitário e preparo do solo.

Antes da seleção do método de correlação, conduziu-se uma avaliação rigorosa da normalidade dos dados por meio do teste de Shapiro-Wilk (Tabela 8), aplicado individualmente e em pares às variáveis argila (%), carbono orgânico (C), P assimilável e valor T. Essa etapa pré-analítica foi essencial para garantir a adequação de técnicas paramétricas (e.g., Pearson) ou justificar a adoção de métodos não paramétricos (e.g., Spearman), assegurando a robustez estatística das inferências.

A análise de correlações entre atributos do solo representa uma ferramenta valiosa para a compreensão das interações entre os componentes do solo e para a tomada de decisão em diversas áreas do conhecimento. Essa análise permite a identificação de padrões, a predição de comportamentos, a otimização do uso de recursos e a promoção da sustentabilidade ambiental.

Tabela 8 – Teste de normalidade Shapiro-Wilk nos atributos de solo analisados

VARIÁVEL 1	VARIÁVEL 2	Teste de Shapiro-Wilk	
ARG ILA (%)	C (orgânico)	0.740	.001
ARG ILA (%)	P assimilável	0.698	.001
ARG ILA (%)	valor T	0.829	.001
C (orgânico)	P assimilável	0.595	.001
C (orgânico)	valor T	0.531	.001
P assimilável	valor T	0.495	.001

Fonte: O autor (2024), a partir de dados do PRONASOLOS.

A aplicação do teste de Shapiro-Wilk às variáveis ARGILA (%), C (orgânico), P assimilável e valor T (CTC) revelou valores de $p < 0,001$ para todas as análises univariadas, rejeitando-se a hipótese de normalidade das distribuições individuais. Adicionalmente, a avaliação da normalidade bivariada, realizada para pares de variáveis, também apresentou $p < 0,001$ em todos os casos, indicando a ausência de distribuição normal conjunta. Esses resultados sinalizam que as variáveis edáficas analisadas exibem distribuições assimétricas ou com curtose pronunciada, tanto isoladamente quanto em suas interações.

A decisão metodológica subsequente foi crítica, a violação do pressuposto de normalidade inviabilizou o uso de testes paramétricos clássicos (e.g., correlação de Pearson), que exigem distribuição normal dos dados. Optou-se, portanto, por métodos não paramétricos, robustos a desvios de normalidade. Ressalta-se que o teste de Shapiro-Wilk, embora sensível ao tamanho amostral em grandes conjuntos de dados ($n > 5.000$), não foi influenciado por esse viés no presente estudo, dada a modéstia da amostra ($n = 338$).

A correlação de Spearman (ρ) foi selecionada como método central para análise das relações entre os atributos porcentagem de argila, valor V, carbono orgânico, valor T (CTC) e P assimilável. Essa escolha fundamentou-se em três pilares:

1. Robustez a outliers: O ρ de Spearman, ao operar com ranks (ordenações) em vez de valores brutos, minimiza a influência de valores extremos, comum em conjuntos de dados pedológicos heterogêneos.
2. Flexibilidade metodológica: A técnica é aplicável a variáveis contínuas ou ordinais, não exigindo linearidade na associação nem homocedasticidade.
3. Adequação a distribuições não normais: Ao avaliar relações monotônicas (i.e., tendências crescentes ou decrescentes consistentes), o método é ideal para dados com assimetria ou curtose, como os observados.

O coeficiente ρ de Spearman quantifica a força e direção da associação monotônica entre variáveis, variando de -1 (relação monotônica decrescente perfeita) a +1 (relação monotônica crescente perfeita). Contudo, é imperativo destacar que o ρ não implica causalidade, servindo apenas como indicador de associação. Sua interpretação exige contextualização com base no conhecimento pedológico prévio e em análises complementares.

No escopo desta pesquisa, a correlação de Spearman foi aplicada aos atributos diretamente vinculados ao cálculo de calagem e fosfatagem, valor V, valor T, P assimilável e porcentagem de argila, com exceção do carbono orgânico, que atuou como variável auxiliar. Os resultados, consolidados na Tabela 9 e em gráficos associados, revelaram padrões de associação críticos para a compreensão da fertilidade do solo e a otimização de práticas de manejo. Por exemplo, correlações significativas entre CTC e porcentagem de argila reforçam o papel da fração argilosa na retenção de cátions, enquanto associações entre P assimilável e valor V podem orientar estratégias de adubação fosfatada.

A seleção criteriosa da correlação de Spearman, respaldada pela rejeição da normalidade via teste de Shapiro-Wilk, assegurou a robustez estatística das análises em um contexto de dados restritos e assimétricos. Essa abordagem metodológica não apenas validou a investigação das interações edáficas, mas também estabeleceu um precedente para estudos futuros em ambientes com características pedológicas similares, onde a normalidade dos dados não pode ser presumida a priori.

Tabela 4 – Correlação de Spearman entre as variáveis estudadas

VARIÁVEL 1	VARIÁVEL 2	n	rho de Spearman	p	Covariância
ARGILA (%)	C (orgânico)	273	0.604	< .001	68.176
ARGILA (%)	P assimilável	169	-0.088	0.255	-1.032
ARGILA (%)	valor T	271	0.688	< .001	57.390
C (orgânico)	P assimilável	170	0.178	0.020	7.060
C (orgânico)	valor T	273	0.890	< .001	74.564
P assimilável	valor T	169	0.275	< .001	7.734

Fonte: Adaptado de PRONASOLOS, 2021.

A análise das correlações de Spearman entre os atributos do solo, apresentada na Tabela 9, revela padrões complexos que podem refletir tanto interações físico-químicas intrínsecas quanto influências antrópicas e metodológicas. A relação mais robusta observada é entre o teor de carbono orgânico (C) e o valor T (CTC), com um coeficiente ρ de 0.890 ($p < 0.001$), corroborando a premissa de que a matéria orgânica é um componente central da capacidade de troca catiônica em solos tropicais. Essa associação, amplamente documentada na literatura, deriva da presença de grupos funcionais ionizáveis na matéria orgânica, que contribuem para a retenção de nutrientes. A covariância elevada (74.564) reforça a interdependência dessas variáveis, sugerindo que estratégias de manejo focadas no incremento de carbono orgânico, como a adoção de sistemas de plantio direto ou a incorporação de resíduos vegetais, podem otimizar a fertilidade química do solo de forma sustentável.

A porcentagem de argila também exibe correlações significativas, embora com magnitudes distintas. Sua associação positiva muito forte com a CTC ($\rho = 0.688$; $p < 0.001$) está alinhada ao conhecimento pedológico clássico, onde partículas argilosas, especialmente minerais de carga variável como esmectitas e vermiculitas, aumentam a capacidade de adsorção de cátions. Paralelamente, a correlação moderada entre argila e carbono orgânico ($\rho = 0.604$; $p < 0.001$) sugere que solos argilosos favorecem a estabilização da matéria orgânica por meio da formação de complexos organominerais, um mecanismo crítico para a mitigação da decomposição microbiana em climas tropicais úmidos. Contudo, a relação entre argila e P assimilável mostrou-se contraditória, onde a correlação negativa fraca ($\rho = -0.088$; $p = 0.255$) contraria a expectativa teórica de que solos argilosos retenham mais fósforo. Essa divergência pode ser explicada por fatores como a mineralogia

específica da argila (e.g., predomínio de óxidos de Fe e Al, que fixam P) ou práticas de manejo heterogêneas (e.g., adubação fosfatada intensiva em solos arenosos), que não foram controladas no estudo.

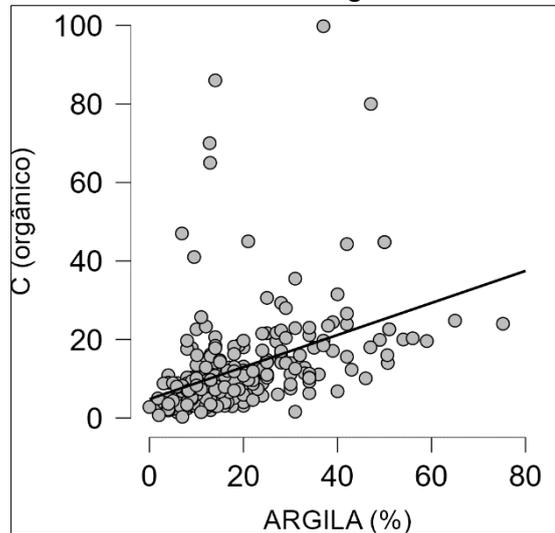
O P assimilável, por sua vez, apresentou correlações positivas, porém modestas, com o carbono orgânico ($\rho = 0.178$; $p = 0.020$) e o valor T ($\rho = 0.275$; $p < 0.001$). A primeira associação pode estar ligada à liberação de fosfato durante a decomposição da matéria orgânica ou à formação de quelatos orgânicos que reduzem a fixação de P em minerais. Já a segunda relação pode refletir a influência indireta da CTC na disponibilidade de P, em solos com maior CTC, frequentemente mais argilosos e ricos em matéria orgânica, podem ter maior capacidade de manter o P em formas lábeis. No entanto, a magnitude reduzida dessas correlações indica que outros fatores, como pH, atividade microbiana e mineralogia, desempenham papéis mais decisivos na dinâmica do fósforo, exigindo abordagens multivariadas para desvendar essas interações.

Um aspecto metodológico crítico é a heterogeneidade amostral, evidenciada pela variação no número de observações (n entre 169 e 273). Por exemplo, a análise entre argila e P assimilável ($n = 169$) teve poder estatístico reduzido, o que pode ter contribuído para a ausência de significância. Além disso, a escolha da correlação de Spearman, embora adequada para dados não normais, limita a interpretação causal. O coeficiente ρ quantifica associações monotônicas, mas não discrimina entre relações diretas, indiretas ou espúrias. Essa limitação ressalta a importância de complementar análises correlacionais com modelos de regressão ou técnicas de machine learning que incorporem variáveis de controle (e.g., pH, textura).

As implicações práticas desses resultados são multifacetadas. A forte ligação entre carbono orgânico e CTC reforça a necessidade de políticas agrícolas que incentivem a manutenção da matéria orgânica no solo, como a integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF). Por outro lado, a dinâmica complexa do P assimilável demanda estratégias de adubação fosfatada adaptadas às características mineralógicas locais, como o uso de fosfatos parcialmente acidulados em solos com alta capacidade de fixação. A ausência de correlação significativa entre argila e P também alerta para o risco de generalizações em recomendações agrônômicas, sublinhando a necessidade de diagnósticos edáficos específicos para cada contexto

pedoclimático.

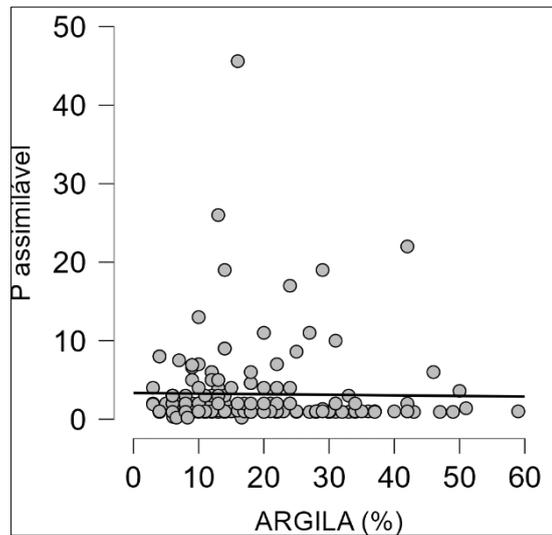
Gráfico 7 – Correlação de Spearman entre teor de argila e carbono orgânico.



Fonte: Adaptado de PRONASOLOS, 2021.

A correlação positiva forte e altamente significativa entre a porcentagem de argila e o teor de carbono orgânico, gráfico 7, sugere que solos argilosos tendem a acumular mais matéria orgânica. Esse fenômeno é amplamente documentado na literatura, pois partículas argilosas formam complexos organominerais estáveis, protegendo a matéria orgânica da decomposição microbiana. A covariância elevada reforça que essas variáveis variam conjuntamente de forma consistente, indicando uma relação estrutural relevante para a fertilidade do solo.

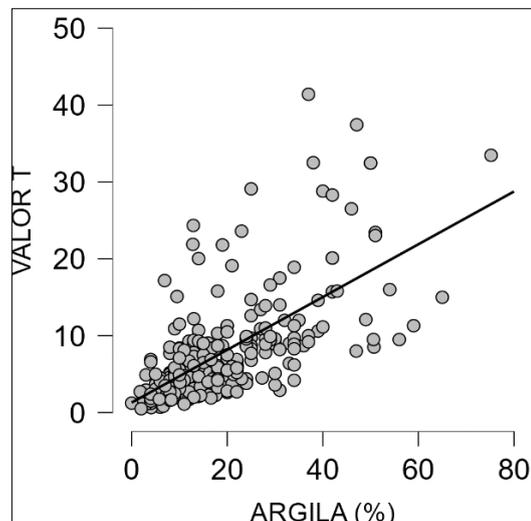
Gráfico 8 – Correlação de Spearman entre teor de argila e P assimilável



Fonte: Adaptado de PRONASOLOS, 2021.

A correlação negativa fraca e não significativa entre argila e P assimilável, gráfico 8, contraria a expectativa teórica, já que solos argilosos geralmente retêm mais fósforo devido à maior capacidade de adsorção. A ausência de significância estatística ($p > 0.05$) e o pequeno tamanho amostral ($n = 169$) indicam que essa relação pode ser espúria ou influenciada por fatores externos não controlados, como manejo diferenciado (e.g., adubação fosfatada em solos arenosos) ou variações na mineralogia da argila (e.g., predominância de caulinitas vs. óxidos de Fe e Al).

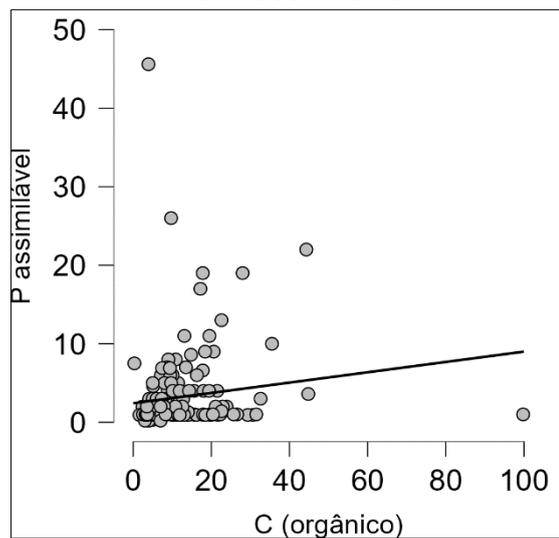
Gráfico 9 – Correlação de Spearman entre teor de argila e CTC



Fonte: Adaptado de PRONASOLOS, 2021.

A correlação positiva muito forte entre argila e CTC, gráfico 9, é consistente com a teoria pedológica: partículas argilosas, especialmente as de carga negativa (e.g., esmectitas), possuem alta capacidade de troca catiônica. A covariância elevada confirma que solos mais argilosos apresentam maior CTC, um dado crítico para recomendações de calagem e adubação, já que a CTC determina a capacidade do solo de reter nutrientes.

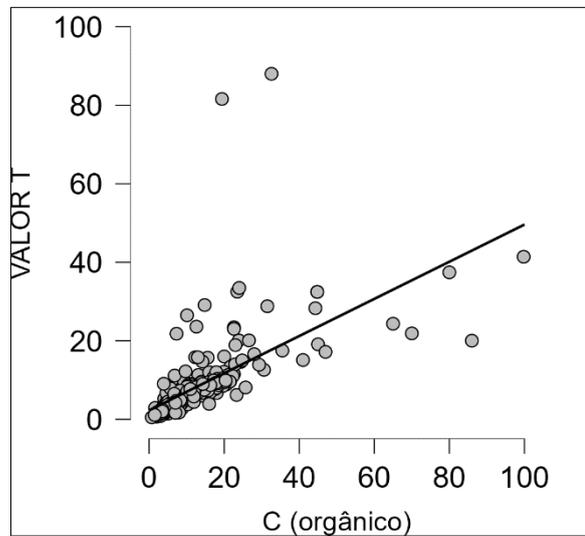
Gráfico 10 – Correlação de Spearman entre carbono orgânico e P assimilável



Fonte: Adaptado de PRONASOLOS, 2021.

A correlação positiva fraca, porém estatisticamente significativa ($p < 0.05$), entre carbono orgânico e P assimilável, gráfico 10, sugere que solos com maior matéria orgânica podem ter maior disponibilidade de P, possivelmente devido à liberação de fósforo durante a decomposição da matéria orgânica ou à formação de complexos orgânicos que reduzem a fixação de P. No entanto, a magnitude reduzida do ρ (0.178) indica que outros fatores (e.g., pH, mineralogia) exercem influência dominante na disponibilidade de P.

Gráfico 11 – Correlação de Spearman entre carbono orgânico e CTC



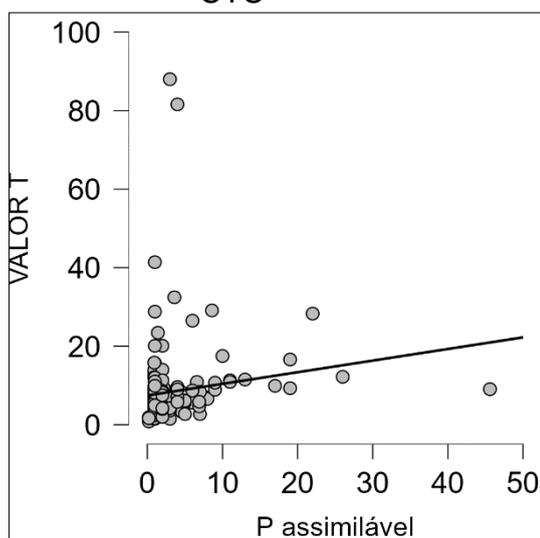
Fonte: Adaptado de PRONASOLOS, 2021.

A correlação excepcionalmente forte entre o teor de carbono orgânico e a capacidade de troca catiônica (CTC), expressa pelo coeficiente ρ de Spearman de 0.890 ($p < 0.001$), gráfico 11, não apenas confirma a relevância da matéria orgânica na dinâmica da fertilidade do solo, mas também ressalta seu papel estrutural como componente ativo na retenção de nutrientes em ambientes tropicais. Essa relação robusta está ancorada na natureza química da matéria orgânica, que atua como um reservatório dinâmico de cargas negativas devido à presença de grupos funcionais ionizáveis, como carboxílicos (-COOH) e fenólicos (-OH). Em solos tropicais altamente intemperizados, onde a fração mineral (argila) é frequentemente dominada por óxidos de ferro e alumínio de baixa atividade química, o carbono orgânico emerge como o principal regulador da CTC, compensando a capacidade limitada desses minerais em reter nutrientes.

A magnitude dessa correlação ($\rho = 0.890$) transcende uma mera associação estatística, ela reflete um mecanismo pedogenético fundamental. Em regiões de clima úmido e quente, como o Cerrado, a decomposição acelerada da matéria orgânica é mitigada por sua interação com partículas minerais, formando complexos organoargilosos que estabilizam o carbono e, ao mesmo tempo, preservam a capacidade de troca iônica. Esse processo é crítico para a sustentabilidade agrícola, pois solos com CTC elevada são mais resilientes à lixiviação de nutrientes, reduzindo a necessidade de adubações sucessivas. A covariância extremamente

elevada (74.564) entre essas variáveis reforça que sua interdependência não é aleatória, mas sim um reflexo de processos biogeoquímicos intrínsecos aos ecossistemas tropicais.

Gráfico 12 – Correlação de Spearman entre P assimilável e CTC



Fonte: Adaptado de PRONASOLOS, 2021.

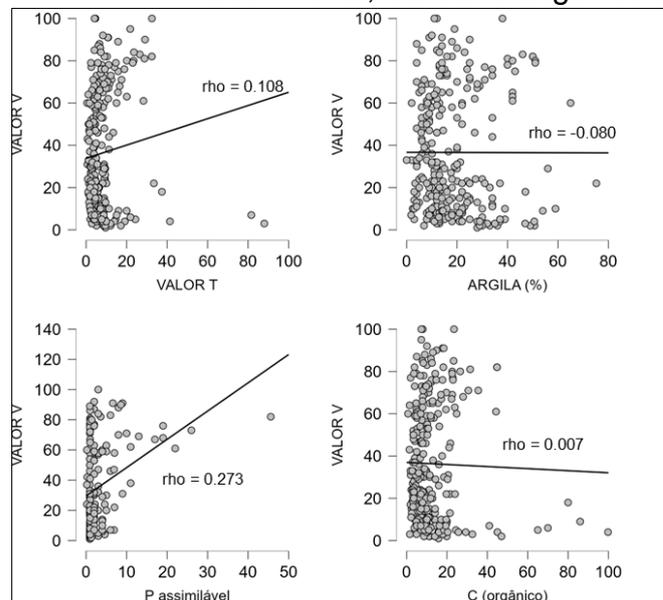
A correlação positiva moderada e estatisticamente significativa entre o fósforo assimilável (P) e a capacidade de troca catiônica (CTC) ($\rho = 0,275$; $p < 0,001$), tabela 9 e gráfico 12, evidencia uma relação multifatorial, cuja interpretação requer a integração de mecanismos pedoquímicos e influências antrópicas. Do ponto de vista pedológico, solos com CTC elevada, frequentemente associados a maiores teores de argila e matéria orgânica, apresentam maior densidade de cargas negativas superficiais, que atuam na retenção de nutrientes. Embora a CTC esteja tradicionalmente vinculada à adsorção de cátions, sua interação com ânions como o fosfato (H_2PO_4^-) pode ser modulada por processos indiretos. A matéria orgânica, componente-chave da CTC em solos tropicais, exerce papel dual: além de contribuir com grupos funcionais carboxílicos e fenólicos, ela atua como agente quelante, formando complexos estáveis com íons de Fe^{3+} e Al^{3+} . Essa quelação reduz a disponibilidade desses metais para reações de precipitação com fosfato, favorecendo a permanência do P em formas lábeis. Adicionalmente, solos com alta CTC tendem a apresentar pH menos ácido devido à maior saturação por bases, o que diminui a solubilidade de óxidos de Fe e Al, mitigando a fixação de P e

ampliando sua disponibilidade para as plantas.

Paralelamente, a influência antrópica não pode ser negligenciada. Solos com CTC elevada, por sua fertilidade natural, são frequentemente alvo de práticas agrícolas intensivas, incluindo a aplicação recorrente de fertilizantes fosfatados. Essa dinâmica cria um viés amostral, em que os teores de P assimilável são artificialmente elevados em áreas de alta fertilidade, gerando uma correlação espúria que não reflete necessariamente processos pedogenéticos intrínsecos. Em regiões como o MATOPIBA, onde a agricultura comercial prioriza solos com maior aptidão agrônômica, essa associação pode ser amplificada pelo manejo diferenciado, mascarando interações complexas entre atributos edáficos e práticas humanas. Nesse caso, qualquer relação antrópica foi descartada, uma vez que as amostras em questão refletem o estado natural dos solos.

As correlações com Valor V não foram significativas com nenhum dos outros atributos, conforme pode ser visto no gráfico 13.

Gráfico 13 – Correlação de Spearman entre valor V, Valor T, P assimilável, Carbono Orgânico e Teor de Argila.



Fonte: Adaptado de PRONASOLOS, 2021.

2.6 Estratégias de coleta e análise de dados

Conforme discutido no capítulo anterior, as limitações inerentes à disponibilidade, qualidade e distribuição espacial dos dados impõem desafios

significativos à precisão das análises sobre degradação de pastagens. Para contornar essas restrições, adotou-se duas abordagens metodológicas complementares, fundamentadas em recortes espaciais distintos, que permitiram segmentar e quantificar áreas degradadas com maior robustez técnica e relevância socioambiental.

A primeira estratégia baseou-se na utilização de dados históricos do Programa de Agricultura Municipal (PAM/IBGE), visando mapear a dinâmica temporal da expansão agrícola nos municípios do MATOPIBA. Ao analisar séries temporais da Produção Agrícola Municipal, identificou-se padrões de crescimento da área plantada, priorizando municípios com tendências recentes de expansão. Essa abordagem visa reduzir pressões sobre o bioma Cerrado ao direcionar intervenções para áreas de pastagens degradadas classificadas como de aptidão agrícola boa e regular, evitando a abertura de novas fronteiras agrícolas. A seleção de municípios com expansão consolidada justifica-se pela premissa de que a intensificação sustentável em áreas já antropizadas pode conciliar produtividade e conservação, mitigando a conversão de vegetação nativa.

Paralelamente, para aprimorar o recorte territorial e incorporar uma perspectiva ecossistêmica, adotou-se a divisão por bacias hidrográficas, utilizando o método Ottobacias no nível categórico 6. Essa escala, que segmenta bacias em unidades homogêneas quanto a características morfométricas e hidrológicas, permitiu calcular a extensão e o custo aproximado de recuperação de pastagens degradadas em cada unidade hidrográfica. As bacias hidrográficas representam unidades naturais estratégicas para o planejamento integrado, pois articulam processos ecológicos (e.g., ciclagem de nutrientes, regulação hídrica) com dinâmicas antrópicas (e.g., uso do solo, infraestrutura). Ao associar a degradação de pastagens a essas unidades, foi possível espacializar custos ambientais e econômicos, orientando prioridades de intervenção com base na sinergia entre conservação de recursos hídricos e restauração produtiva.

A complementaridade dessas abordagens reside em sua capacidade de integrar escalas geográficas e dimensões analíticas distintas, enquanto os dados do PAM/IBGE oferecem uma visão macroeconômica e municipal da expansão agrícola, as bacias hidrográficas fornecem uma lente microespacial e ecossistêmica. Essa articulação metodológica não apenas supera lacunas de dados pontuais, mas

também subsidia políticas públicas alinhadas aos princípios de intensificação sustentável preconizados pelo Plano ABC+ (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono). Ao direcionar investimentos para a recuperação de pastagens em áreas de aptidão consolidada e bacias críticas, promove-se a otimização do uso do solo, a redução de emissões de GEE e a preservação de serviços ecossistêmicos, como a regulação do ciclo hidrológico e a manutenção da biodiversidade.

Essa dualidade escalar não apenas responde às limitações de dados discutidas anteriormente, mas também estabelece um modelo replicável para outras regiões tropicais onde a expansão agropecuária colide com a conservação de biomas sensíveis.

2.7 Quantificação segundo crescimento de área plantada por município

Nessa abordagem metodológica de recorte espacial, foram utilizados os dados da Produção Agrícola Municipal - PAM de 2022, o mapa de pastagens degradadas elaborado pelo LAPIG em 2022, o mapa de aptidão agrícola do MATOPIBA (Lumbreras *et al.*, 2015).

Para mapear o vetor de crescimento agrícola, os dados históricos do PAM (1998–2022), originalmente organizados em formato tabular, foram espacializados na malha municipal disponibilizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Com o intuito de garantir comparabilidade entre municípios de diferentes dimensões territoriais, os valores absolutos de área plantada, disponíveis na Tabela 5457 do Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA), foram normalizados mediante o cálculo da proporção de área plantada em relação à área total de cada município. Essa etapa foi crucial para eliminar vieses inerentes à comparação direta de valores absolutos, que tendem a privilegiar municípios extensos, distorcendo a percepção da intensidade agrícola local. A normalização possibilitou a conversão dos dados brutos em percentuais de ocupação agrícola, viabilizando análises espaciais equitativas. Por exemplo, tornou-se possível comparar adequadamente um município de 10.000 km² com 1.000 km² de área plantada (10%) e outro de 2.000 km² com 400 km² (20%), sem que o tamanho territorial mascarasse a área agrícola real. A normalização de valores para municípios com áreas territoriais diferentes é crucial para realizar análises e comparações justas e significativas. Sem a

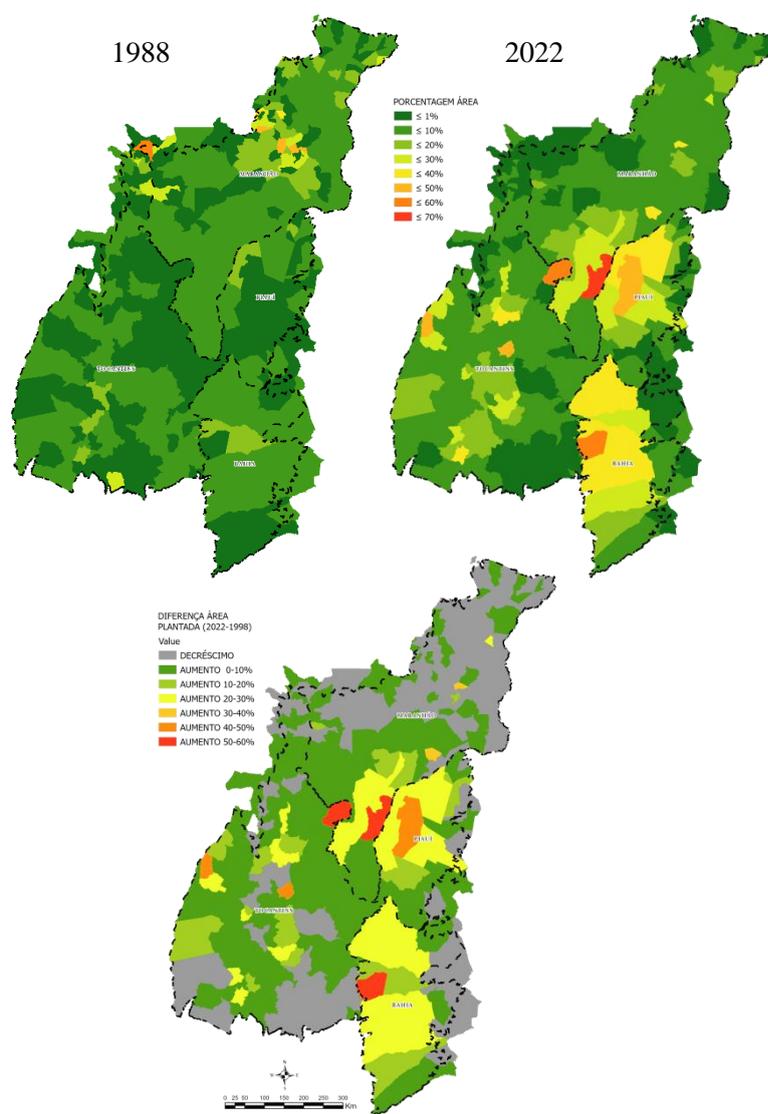
normalização, municípios maiores tendem a apresentar valores absolutos mais altos em diversos indicadores, simplesmente por terem uma área maior. Isso pode levar a conclusões equivocadas e distorcer a realidade dos municípios menores.

Os percentuais normalizados foram representados cartograficamente por meio de gradientes de cor, gerando mapas temáticos referentes aos anos de 1998 e 2022, Figura 33. A análise comparativa desses mapas revelou padrões espaço temporais de expansão e retração agrícola. O mapa de diferença resultante (2022 – 1998) quantificou variações percentuais na área plantada, que oscilaram entre +60% (expansão máxima) e -50% (retração máxima). Áreas em cinza, que indicam declínio, foram excluídas das análises subsequentes, uma vez que o foco do estudo reside na pressão de expansão sobre o Cerrado. Contudo, reconhece-se que essas áreas podem representar oportunidades para a intensificação sustentável em terras já antropizadas, demandando investigações complementares.

A exclusão de áreas com retração agrícola reflete uma escolha metodológica estratégica, alinhada ao objetivo de subsidiar políticas de contenção do desmatamento. No entanto, essa decisão introduz um viés analítico, pois ignora processos locais de abandono ou transição para outros usos, como urbanização ou reflorestamento. Adicionalmente, a normalização por área municipal não captura variações intra municipais, como hotspots de intensificação agrícola em microbacias, limitando a granularidade das conclusões. Essas limitações evidenciam a necessidade de estudos futuros que incorporem escalas mais detalhadas e considerem dinâmicas locais específicas.

A Figura 20 sintetiza não apenas a trajetória histórica da agricultura no MATOPIBA, mas também fornece subsídios concretos para intervenções prioritárias, onde a recuperação de pastagens degradadas pode conciliar produtividade e conservação ambiental. Este método, replicável em outros biomas, destaca a importância de abordagens multiescalares e interdisciplinares para enfrentar desafios socioambientais complexos, como o desmatamento e a degradação de terras.

Figura 20 – Evolução da área plantada nos municípios do MATOPIBA



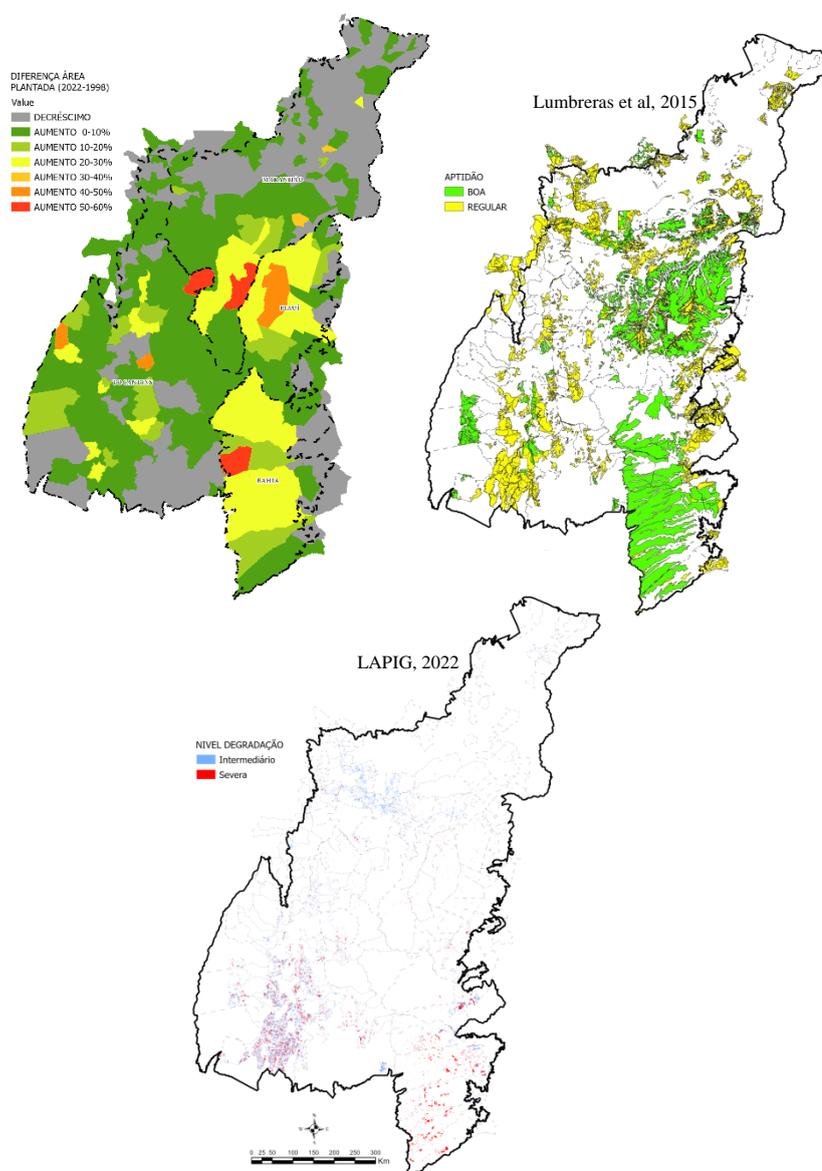
Fonte: Adaptado de SIDRA/IBGE, 2024.

A delimitação de áreas com potencial agrícola e tendência de crescimento foi realizada por meio de uma abordagem de segmentação espacial, utilizando o mapa de aptidão agrícola como critério principal. Para tanto, foram consideradas apenas as classes boa e regular, que indicam maior viabilidade para atividades agrícolas sustentáveis. Essa metodologia teve como objetivo otimizar a identificação de áreas propícias à recuperação e conversão de pastagens degradadas, alinhando-se às diretrizes do Programa Nacional de Conversão de Pastagens Degradadas (PNCPD), que busca promover a intensificação sustentável do uso da terra.

No contexto específico do MATOPIBA, observou-se que, entre os 342

municípios que compõem a região, 199 apresentaram expansão significativa da área plantada ao longo das últimas três décadas e meia, correspondendo a 59% do total de municípios. Esse dado reflete a dinâmica agrícola crescente na região e reforça a importância de estratégias voltadas à recuperação de áreas degradadas, visando conciliar produtividade agrícola com a conservação dos recursos naturais.

Figura 21 – Integração entre mapas para delimitação de áreas prioritárias para recuperação



Fonte: Adaptado de SIDRA/IBGE (2024), Lumbreras *et al.* (2015) e LAPIG ([2022]).

A identificação de áreas prioritárias para recuperação de pastagens

degradadas no Cerrado do MATOPIBA baseou-se em uma abordagem integrativa de geoprocessamento, envolvendo a sobreposição espacial de três camadas temáticas críticas:

1. Mapa de diferença de área plantada (1998–2022), derivado dos dados do PAM/IBGE, que quantifica a expansão ou retração agrícola municipal;
2. Mapa de aptidão agrícola (Lumbreras *et al.*, 2015), que classifica áreas conforme seu potencial produtivo (boa, regular ou restrita);
3. Mapa de pastagens degradadas (LAPIG, [2022]), categorizado por níveis de degradação (severa ou intermediária).

A intersecção dessas camadas permitiu delimitar áreas com tripla congruência:

1. Expansão agrícola recente (aumento de área plantada $\geq 1\%$ entre 1998 e 2022);
2. Aptidão agrícola (classes boa ou regular);
3. Presença de pastagens degradadas (níveis severo ou intermediário).

A partir dessa delimitação, foi possível quantificar o potencial de recuperação das pastagens degradadas no Cerrado do MATOPIBA, oferecendo subsídios fundamentais para o planejamento de ações estratégicas de recuperação e conversão produtiva. Essas áreas, ilustradas na Figura 21, representam zonas estratégicas onde a recuperação de pastagens pode conciliar intensificação produtiva e conservação ambiental. Ao direcionar intervenções para esses locais, evita-se a abertura de novas fronteiras agrícolas sobre vegetação nativa, alinhando-se aos princípios de sustentabilidade e eficiência no uso da terra preconizados pelos Decretos Federais nº 7.390/2010 (Política Nacional sobre Mudança do Clima), 10.431/2020 (Programa ABC+), 10.605/2021 (Regularização Ambiental) e 11.815/2023 (Pagamento por Serviços Ambientais).

2.8 Quantificação segundo bacias hidrográficas

A metodologia adotada nesta abordagem, fundamentou-se na integração de

recortes espaciais, combinando dados geoespaciais de pastagens degradadas (LAPIG, [2022]) com a delimitação hidrográfica das Ottobacias nível 6 (IBGE, 2024), restritas ao Cerrado do MATOPIBA. Em casos pontuais, nas bordas do MATOPIBA, optou-se por manter polígonos de bacias que, embora parcialmente extrapolassem os limites da área de estudo, possuíam a maior parte de sua extensão territorial inserida na região. Essa flexibilidade garantiu a preservação da integridade hidrológica das unidades, essencial para análises de conectividade e dinâmica de fluxos.

As bacias hidrográficas constituem unidades naturais de planejamento amplamente reconhecidas por sua capacidade de integrar a gestão dos recursos hídricos e o uso do solo. Uma bacia hidrográfica é definida como uma área de drenagem onde toda a água precipitada converge para um único ponto de saída, como um rio, lago ou oceano. Essa característica intrínseca faz das bacias hidrográficas unidades ideais para o planejamento ambiental, permitindo a análise integrada de processos hidrológicos, ecológicos e socioeconômicos (Tucci, 2005).

A classificação de Ottobacias, desenvolvida pelo geógrafo alemão Otto Pfafstetter, é um sistema hierárquico amplamente utilizado em estudos hidrológicos e de planejamento territorial. Esse método baseia-se na topografia e na rede de drenagem, dividindo as bacias em unidades menores, conhecidas como sub-bacias, que podem ser agrupadas em estruturas maiores conforme necessário (Pfafstetter, 1989). A aplicação desse sistema permite a hierarquização das bacias em diferentes níveis de detalhamento, facilitando análises comparativas e replicáveis entre regiões distintas.

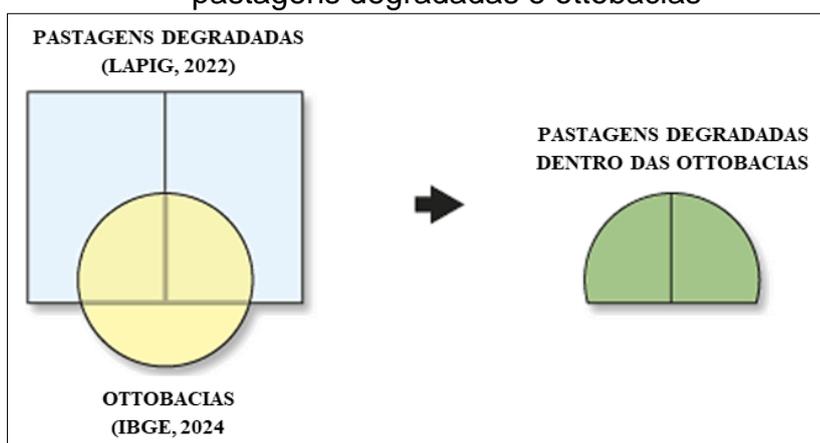
A utilização da classificação de Ottobacias para a divisão de áreas com pastagens degradadas oferece diversas vantagens metodológicas. Primeiramente, possibilita uma análise espacialmente explícita da distribuição das pastagens degradadas, facilitando a identificação de padrões e tendências. Além disso, promove a integração de dados ambientais, como tipo de solo, cobertura vegetal e precipitação, com indicadores socioeconômicos, como densidade populacional e atividades econômicas predominantes. Essa integração resulta em uma compreensão mais holística das dinâmicas territoriais, além de padronizar as análises, favorecendo a replicabilidade da metodologia em outros contextos.

Adicionalmente, a divisão das áreas de pastagens degradadas em bacias

hidrográficas apresenta benefícios significativos para o planejamento e execução de ações de recuperação. Essa abordagem permite a identificação de áreas prioritárias para intervenção com base em critérios como o grau de degradação, a vulnerabilidade do solo à erosão e a relevância da bacia para a conservação dos recursos hídricos. Também facilita a articulação de políticas públicas voltadas à gestão de recursos hídricos, ao ordenamento territorial e à conservação da biodiversidade. Por fim, promove a participação comunitária e a governança local, uma vez que as bacias hidrográficas são unidades espaciais amplamente reconhecidas pelas comunidades locais e pelos gestores públicos.

A implementação prática dessa abordagem foi realizada por meio de operações com dados vetoriais, utilizando ferramentas de geoprocessamento no software *ArcGIS Pro*. A funcionalidade *Pairwise Intersect* foi utilizada para identificar e delinear as áreas de pastagens classificadas como degradação severa e intermediária dentro dos limites de cada Ottobacia nível 6, conforme ilustrado na Figura 22. Essa etapa foi essencial para garantir a precisão e a consistência das análises espaciais, fornecendo subsídios concretos para o planejamento de intervenções direcionadas à recuperação sustentável das áreas degradadas no Cerrado do MATOPIBA.

Figura 22 – Diagrama do processo de interseção entre os dados de pastagens degradadas e ottobacias



Fonte: Adaptado *ArcGIS PRO*, 2024.

A interseção espacial dos dados é uma ferramenta analítica de grande relevância para a compreensão da complexa relação entre a degradação das pastagens e a saúde das bacias hidrográficas no MATOPIBA. Essa abordagem

metodológica permite transcender a simples sobreposição de camadas de informação, possibilitando uma análise integrada que revela as interconexões entre os processos ambientais, socioeconômicos e hidrológicos em escala regional. Ao cruzar informações detalhadas sobre a extensão e o nível de degradação das pastagens (classificadas como severa ou intermediária) com os limites das bacias hidrográficas, torna-se viável não apenas identificar e quantificar as áreas afetadas, mas também desvendar padrões espaciais e dinâmicas territoriais que influenciam diretamente a sustentabilidade ambiental e a resiliência dos ecossistemas.

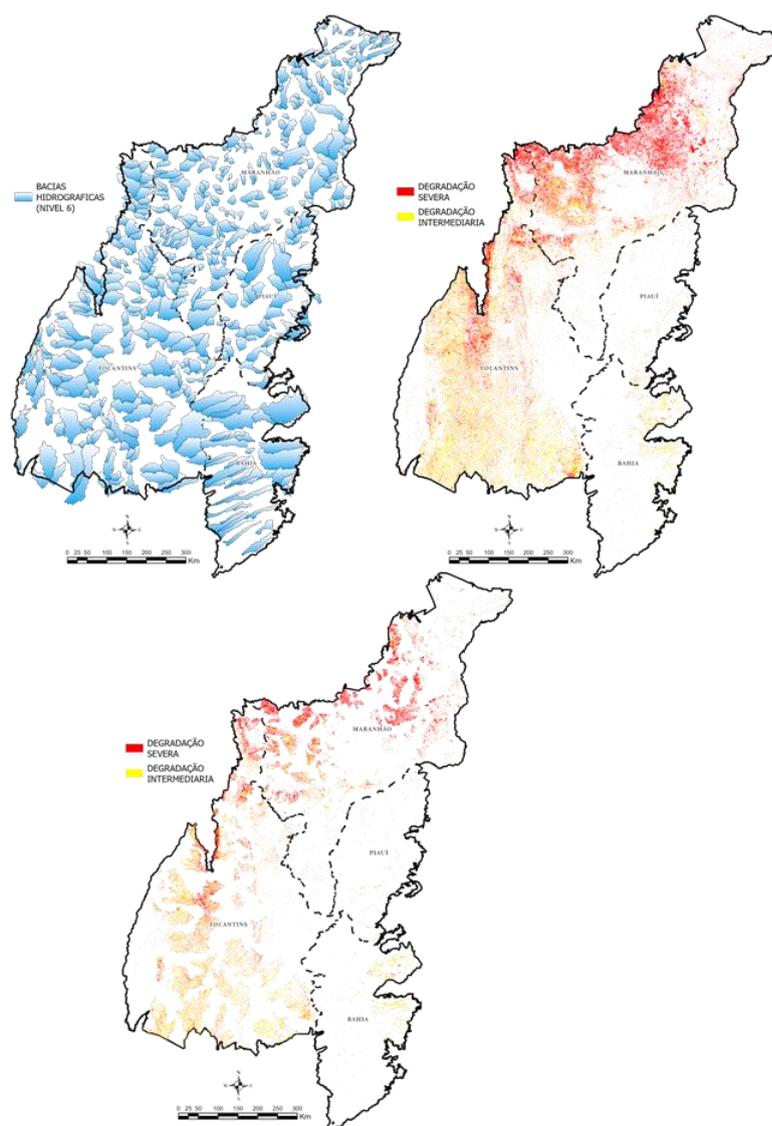
Essa metodologia oferece um panorama detalhado dos desafios enfrentados pelas bacias hidrográficas do MATOPIBA, particularmente no contexto do avanço agrícola e da intensificação do uso do solo nas últimas décadas. A degradação das pastagens, muitas vezes resultado de práticas inadequadas de manejo, está intrinsecamente ligada à redução da capacidade de infiltração de água no solo, ao aumento do escoamento superficial e à erosão, impactando negativamente a qualidade e a disponibilidade hídrica. Assim, ao mapear essas áreas degradadas dentro dos limites das bacias, é possível identificar zonas críticas onde a recuperação das pastagens pode gerar benefícios significativos tanto para a conservação dos recursos naturais quanto para a produtividade agrícola.

Além disso, essa abordagem fornece informações valiosas sobre as potencialidades da região para intervenções estratégicas de recuperação ambiental. Por exemplo, áreas classificadas como de aptidão agrícola boa ou regular, mas que atualmente apresentam pastagens degradadas, podem ser priorizadas para programas de recuperação, como o Programa Nacional de Conversão de Pastagens Degradadas (PNCPD). Essas intervenções podem incluir práticas de manejo sustentável, como a adoção de sistemas integrados de produção agropecuária (ILPF), a recuperação de solos por meio de técnicas de conservação e a reintrodução de cobertura vegetal nativa. Tais medidas não apenas contribuem para a mitigação dos impactos ambientais, mas também promovem a segurança hídrica e a estabilidade econômica das comunidades locais.

Outro aspecto relevante dessa análise espacial é a possibilidade de integrar múltiplas dimensões de planejamento territorial. As bacias hidrográficas, enquanto unidades naturais de gestão, permitem uma abordagem holística que articula fatores ambientais (como tipo de solo, declividade e cobertura vegetal), socioeconômicos

(como densidade populacional e atividades produtivas predominantes) e climáticos (como regime de precipitação e vulnerabilidade a eventos extremos). Essa integração facilita a formulação de políticas públicas mais eficazes e adaptadas às especificidades regionais, alinhando-se aos objetivos de desenvolvimento sustentável e aos marcos regulatórios vigentes, como os Decretos Federais nº 7.390/2010 (Brasil, 2010), 10.431/2020 (Brasil, 2020), 10.605/2021 (Brasil, 2021) e 11.815/2023 (Brasil, 2023).

Figura 23 – Operação de interseção entre os mapas do MATOPIBA, para segmentar áreas degradadas dentro dos limites das bacias



Fonte: Adaptado de LAPIG ([2022]) e IBGE, 2024.

A possibilidade de estratificar a demanda de insumos, como o calcário e adubação fosfatada, por diferentes parâmetros, incluindo classe de degradação, unidade federativa e até mesmo nível municipal, oferece um nível de granularidade essencial para o planejamento estratégico e a alocação eficiente de recursos. Essa abordagem permite identificar áreas prioritárias com base em critérios específicos, como o grau de degradação das pastagens e a demanda por insumos corretivos. Por exemplo, ao cruzar informações sobre áreas com alta degradação e elevada necessidade de calagem dentro de bacias hidrográficas, é possível direcionar investimentos e implementar ações de recuperação de forma mais precisa e assertiva. Tal estratégia não apenas maximiza o impacto social e ambiental das intervenções, mas também otimiza os recursos financeiros disponíveis, promovendo uma gestão territorial sustentável.

A representação cartográfica dos dados utilizados, figura 23, evidencia a integração metodológica empregada e reforça a robustez da análise realizada. A visualização espacial da distribuição das pastagens degradadas em relação às bacias hidrográficas facilita a compreensão de processos complexos, como erosão, transporte de sedimentos e contaminação dos recursos hídricos. Essa perspectiva integrada permite identificar áreas críticas que demandam medidas urgentes de conservação do solo e da água, além de subsidiar a formulação de políticas públicas e estratégias de intervenção adaptadas às especificidades locais. A clareza e precisão dessas representações cartográficas são fundamentais para comunicar resultados a gestores públicos, comunidades locais e outros interessados, contribuindo para decisões informadas e participativas.

Além disso, a análise espacial minuciosa e a segmentação dos dados possibilitam a criação de cenários prospectivos e a simulação dos impactos de diferentes intervenções. Entre as ações simuladas, podem existir a recuperação de áreas degradadas, a adoção de práticas agrícolas sustentáveis (como sistemas integrados de produção agropecuária) e a implantação de sistemas agroflorestais. Essa capacidade de antecipar os efeitos das intervenções propostas é crucial para orientar a tomada de decisões, permitindo a seleção das estratégias mais eficazes e viáveis sob os aspectos socioambiental e econômico. Dessa forma, a metodologia adotada amplia significativamente o potencial de benefícios gerados pela recuperação das pastagens no MATOPIBA, contribuindo para a promoção de um

modelo de desenvolvimento territorial sustentável.

2.9 Quantificação da Calagem

O cálculo da quantidade de calagem e adubação fosfatada necessárias para a correção dos solos enfrenta desafios significativos relacionados à qualidade e representatividade dos dados disponíveis. Esses desafios incluem o número limitado de amostras coletadas, a antiguidade e, particularmente, a distribuição espacial inadequada, que pode comprometer a acurácia e a generalização dos resultados. A escassez de amostras em determinadas regiões ou sua concentração em áreas específicas pode levar a uma sub-representação das variações edáficas locais, resultando em estimativas imprecisas. Além disso, a idade das amostras pode não refletir as condições atuais do solo, especialmente em áreas sujeitas a processos intensivos de uso agrícola ou degradação ambiental. Esses fatores reforçam a necessidade de uma abordagem metodológica robusta, capaz de mitigar os impactos das lacunas nos dados e fornecer estimativas confiáveis.

Diante dessas limitações, optou-se por utilizar as medianas dos valores de saturação por bases (V) e capacidade de troca catiônica (T), agrupadas por suas respectivas classes de solos, conforme detalhado na Tabela 10. Esse procedimento foi realizado considerando as sete classes de solos mais representativas dentro da área de estudo, garantindo que os resultados refletissem de forma mais precisa as condições predominantes na região. A escolha das medianas, em vez de médias, foi estratégica para minimizar o impacto de valores extremos ou atípicos nos dados, aumentando a robustez das estimativas. Essa abordagem também permitiu contornar, em parte, a heterogeneidade espacial dos solos, ao agrupar informações por classes texturais e características físico-químicas similares.

Do ponto de vista teórico e prático, a utilização de medianas e a segmentação por classes de solos são amplamente reconhecidas como estratégias eficazes para lidar com conjuntos de dados incompletos ou desiguais. Estudos como os de van Raij *et al.* (2001) destacam que a saturação por bases (V) e a capacidade de troca catiônica (T) são indicadores-chave para a recomendação de calagem e fertilizantes, pois refletem diretamente a fertilidade do solo e sua capacidade de retenção de nutrientes. No entanto, a precisão desses indicadores depende da qualidade dos

dados de entrada, o que reitera a importância de metodologias adaptativas, como a empregada neste estudo.

Embora essa abordagem seja reconhecidamente limitada pela disponibilidade e qualidade dos dados, ela representa um esforço metodológico relevante para superar as lacunas existentes e fornecer subsídios consistentes para o planejamento da recuperação das pastagens no MATOPIBA. Os resultados obtidos, ainda que condicionados pelas restrições dos dados, constituem uma base sólida para orientar intervenções futuras, alinhadas aos objetivos de sustentabilidade ambiental e aumento da produtividade agrícola. Além disso, os métodos aqui empregados podem servir como referência para estudos semelhantes em outras regiões, onde a escassez de dados também representa um obstáculo ao planejamento agrícola sustentável.

Tabela 5 – Distribuição dos valores V e T das amostras do Pronasolos

SOLO	MEDIANA	
	Valor V	Valor T
Argissolo Vermelho-Amarelo	65,00	6,30
Latossolo Amarelo	23,00	5,50
Latossolo Vermelho-Amarelo	10,00	4,06
Neossolo Litólico	22,00	8,90
Neossolo Quartzarenico	20,00	2,72
Plintossolo Haplíco	33,00	6,60
Plintossolo Petríco	50,00	5,20
OUTROS SOLOS	33,00	6,35

Fonte: Adaptado de PRONASOLOS, 2021.

As classes de solos com menor representatividade espacial, que correspondem a aproximadamente 10% do total da área estudada, foram tratadas de forma distinta no processo de análise. Para essas classes, optou-se por utilizar a mediana de todos os 322 valores válidos disponíveis, sem realizar qualquer segmentação por tipo ou classe específica de solo dentro da região do Cerrado do MATOPIBA. Essa abordagem foi adotada devido à baixa disponibilidade de dados representativos para essas classes, o que inviabilizava uma análise mais detalhada e segmentada. A utilização da mediana geral, nesse caso, permitiu incorporar essas classes ao estudo de maneira consistente, garantindo que todas as áreas fossem consideradas no cálculo final, mesmo que de forma simplificada. Esse procedimento

busca preservar a integridade dos resultados, evitando exclusões que poderiam comprometer a completude da análise regional.

Tabela 6 – Valores de Calagem por classe de solo

SOLOS (2N)	CALAGEM PASTAGEM (t/ha)	CALAGEM AGRICULTURA (t/ha)
ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO	-0,32	0,95
CAMBISSOLO HAPLICO	1,71	2,98
CHERNOSSOLO ARGILUVICO	1,71	2,98
DUNAS	0,00	0,00
GLEISSOLO HAPLICO	1,71	2,98
LATOSSOLO AMARELO	2,04	3,14
LATOSSOLO VERMELHO	1,71	2,98
LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO	2,00	2,80
LUVISSOLO CROMICO	1,71	2,98
NEOSSOLO FLUVICO	1,71	2,98
NEOSSOLO LITOLICO	3,38	5,16
NEOSSOLO QUARTZARENICO	1,09	1,63
NITOSSOLO VERMELHO	1,71	2,98
PLINTOSSOLO HAPLICO	1,78	3,10
PLINTOSSOLO PETRICO	0,52	1,56

Fonte: Adaptado de PRONASOLOS, 2021.

A quantidade de calcário necessária para a recuperação das áreas foi calculada com a equação descrita abaixo e os valores de calagem estão descritos na tabela 11.

$$\text{Calcário (t/ha)} = ((V2-V1) \times (T)) / 100$$

Onde,

V2 é a saturação por bases desejada:

- ✓ **60** para pastagem
- ✓ **80** para uso agrícola

V1 é a saturação por bases atual = **valor da mediana na classe do solo**

T é a capacidade de troca catiônica = **valor da mediana na classe do solo**

PRNT é o poder relativo de neutralização total do calcário a ser aplicado =

100

A análise da tabela 11, fundamentada nas medianas de saturação por bases

(V1) e capacidade de troca catiônica (T) das amostras de solos do PRONASOLOS, com valores-alvo de V2 estabelecidos em 60% para pastagens e 80% para agricultura, sob PRNT 100, permite elucidar as relações entre propriedades pedológicas, metas agronômicas e demandas de correção da acidez. A variação nas recomendações de calcário entre classes de solo e sistemas produtivos reflete a interação complexa entre características intrínsecas dos solos, como mineralogia, estágio de intemperismo e dinâmica de nutrientes, e as exigências impostas pelos diferentes usos da terra. Observa-se que as maiores demandas de calagem ocorrem em solos com baixa saturação por bases original (V1 abaixo do V2 alvo) e alta capacidade de troca catiônica (T), como no Neossolo Litólico (3,38 t/ha para pastagem e 5,16 t/ha para agricultura), cuja combinação de baixa fertilidade natural e elevada CTC potencial amplifica a necessidade de correção para atingir os patamares de V2 estabelecidos.

A discrepância entre as recomendações para pastagem e agricultura, com incrementos médios de 1,5 a 2 vezes nas doses para o sistema agrícola, deriva diretamente da elevação do V2 alvo de 60% para 80%. Essa diferença evidencia a maior exigência nutricional das culturas agrícolas, que demandam ambientes com menor toxicidade de alumínio e maior disponibilidade de cálcio e magnésio para maximizar a produtividade. O caso do Argissolo Vermelho-Amarelo, que registra valor negativo de calagem (-0,32 t/ha) para pastagem, reflete que a mediana da saturação por bases original (V1) já supera o V2 de 60%, tornando desnecessária a aplicação de calcário nesse contexto. Contudo, para a agricultura, mesmo nesse solo, a necessidade surge (0,95 t/ha) devido à elevação do V2 para 80%, revelando como a meta agronômica redefine criticamente a estratégia de manejo.

Esses resultados sublinham a importância de critérios técnicos precisos no planejamento da calagem, evitando tanto a subaplicação, que compromete a produtividade, quanto a superaplicação, que eleva custos e riscos ambientais, como a salinização ou a lixiviação de nitratos. A tabela reforça que a definição de V2 deve ser adaptativa, considerando não apenas o tipo de cultura, mas também a resiliência do solo a alterações químicas. Em regiões tropicais, onde a acidez é ubíqua, a integração desses dados pedológicos com modelos de recomendação dinâmicos pode otimizar a eficiência do uso de insumos, alinhando-se a princípios de agricultura de precisão e sustentabilidade. Portanto, a discussão transcende a mera

prescrição agrônômica, posicionando-se como um instrumento crítico para políticas de manejo conservacionista e segurança alimentar em contextos de solos heterogêneos. Esses resultados refletem as características intrínsecas desses solos, como baixa fertilidade natural e elevada acidez, que são típicas de regiões tropicais como o Cerrado.

É importante destacar que, para algumas classes de solos com pouca representatividade espacial (aproximadamente 10% do total), o valor de calagem foi estimado em 1,71 t/ha para pastagens e 2,981 t/ha para agricultura. Esses valores correspondem à mediana de todos os 322 registros válidos disponíveis no banco de dados do PRONASOLOS, sem segmentação por classe específica de solo dentro da área do Cerrado do MATOPIBA. Essa abordagem foi adotada para garantir que todas as classes de solo fossem incluídas na análise, mesmo aquelas com dados limitados. Os valores obtidos corroboram a extensa literatura sobre os solos do Cerrado, que aponta para uma tendência generalizada de acidez nesses solos, reforçando a importância da calagem como prática essencial para a correção da fertilidade.

No caso das Dunas, os valores de V (saturação por bases) e T (capacidade de troca catiônica) foram zerados, uma vez que essas áreas apresentam características edáficas extremamente pobres e arenosas, inviabilizando a aplicação de práticas convencionais de correção do solo.

A determinação das demandas de calagem para recuperação de pastagens degradadas, conforme exposto na Tabela 11, foi realizada mediante a aplicação de valores específicos por classe de solo, os quais foram multiplicados pelas respectivas áreas mapeadas em hectares, previamente segmentadas conforme descrito na metodologia. Essa segmentação considerou as áreas prioritárias e a divisão por bacias hidrográficas.

Os resultados foram sumarizados por classe de degradação, macrorregião hidrográfica e aptidão agrícola, além de incluir a divisão por estado, proporcionando uma visão abrangente e detalhada das necessidades regionais de calagem.

Essa abordagem multicamadas, ao harmonizar critérios técnicos, ambientais e territoriais, posiciona-se como ferramenta estratégica para a governança ambiental. Ao identificar não apenas "quanto" aplicar, mas "onde" e "como priorizar", o modelo otimiza a alocação de recursos financeiros e técnicos, direcionando-os

para áreas onde a calagem atuará como catalisadora de cadeias produtivas sustentáveis, redução de passivos ambientais e incremento da resiliência climática. Assim, a metodologia proposta não apenas dimensiona um insumo, mas estrutura um arcabouço decisório capaz de harmonizar produtividade, conservação e equidade socioambiental em contextos de uso multifuncional do solo.

2.10 Quantificação da adubação fosfatada

A adubação fosfatada constitui um pilar fundamental para a viabilização da produção agrícola no Cerrado, bioma reconhecido pela baixa disponibilidade natural de fósforo (P) em seus solos. A aplicação de fertilizantes fosfatados objetiva suprir as exigências nutricionais das culturas, promovendo o desenvolvimento vegetativo e reprodutivo, com conseqüente maximização da produtividade e da rentabilidade.

A otimização da adubação fosfatada, com vistas à sustentabilidade dos sistemas agrícolas, requer a adoção de práticas de manejo embasadas em critérios técnicos rigorosos, com ênfase em vários aspectos. A análise química e granulométrica do solo, com foco na determinação dos teores de fósforo disponível, matéria orgânica, pH e textura, são imprescindíveis para a elaboração de um programa de adubação fosfatada eficiente. A interpretação dos resultados analíticos deve considerar as particularidades edafoclimáticas e o sistema de cultivo.

Além disso, a escolha do fertilizante fosfatado deve contemplar a reatividade do material, o teor de P₂O₅ total e disponível, a presença de nutrientes secundários e micronutrientes, o custo por unidade de P₂O₅ e a compatibilidade com o sistema de manejo adotado. Dentre as principais fontes de fósforo utilizadas no Cerrado, destacam-se os fosfatos naturais reativos, os superfosfatos simples e triplos, e os fertilizantes fosfatados de alta solubilidade.

A determinação da dose de fósforo a ser aplicada deve ser definida com base na análise de solo, na curva de resposta da cultura ao fósforo, no índice de eficiência agrônômica do fertilizante e no sistema de cultivo. O método de aplicação (a lanço, em sulco, localizado ou em faixas) exerce influência significativa na eficiência de utilização do fósforo pelas culturas e deve ser selecionado considerando o tipo de fertilizante, o sistema de plantio e o estágio fenológico da cultura.

A gestão eficiente da adubação fosfatada no Cerrado demanda uma

abordagem holística que englobe o planejamento agrícola de longo prazo. A definição das estratégias de adubação fosfatada deve ser realizada em uma perspectiva temporal de médio a longo prazo, integrando o histórico da área, o sistema de rotação de culturas, as práticas de manejo e as metas de produtividade.

A adubação fosfatada, quando conduzida de forma racional e planejada, com base em critérios técnicos e econômicos robustos, representa um instrumento essencial para a consolidação de uma agricultura sustentável no Cerrado. A busca constante por tecnologias e práticas inovadoras que promovam o uso eficiente dos fertilizantes fosfatados é crucial para assegurar a produtividade e a sustentabilidade dos sistemas agrícolas no bioma.

A quantificação da adubação fosfatada seguiu a metodologia descrita por Sousa *et al.* (2002). Essa metodologia foi baseada em diversos experimentos nos solos do Cerrado, que culminaram em relações entre o P disponível no solo e o teor de argila. Esses experimentos de campo, em diversas culturas, permitiram estabelecer doses de P para máximo retorno econômico.

A elaboração de um plano de adubação fosfatada para a recuperação de áreas degradadas no Cerrado, com foco na região do MATOPIBA, requer uma análise criteriosa de diversos fatores. Seria necessário um levantamento detalhado do histórico das áreas, culturas implantadas, produtividade alcançada, insumos utilizados e práticas de manejo do solo adotadas, no entanto, nenhuma dessas informações está disponível de forma consolidada e atualizada.

Dessa forma, procedeu-se com os dados das análises de solos, utilizando métodos como o Mehlich 1, para determinar a disponibilidade de fósforo no solo. As recomendações da adubação fosfatada são baseadas nos níveis críticos de P em função do teor de argila, conforme Sousa *et al.* (2002).

A determinação da dose de P a ser aplicada baseia-se na relação entre a produtividade das culturas, o teor de P no solo e a dose de P aplicada, ajustada pelo teor de argila. Através dessa metodologia, busca-se otimizar a utilização de fertilizantes fosfatados, garantindo a recuperação da pastagem degradada e a sustentabilidade do sistema produtivo. A tabela 12, demonstra essas relações e as classes discretizadas como muito baixo, baixo, médio, adequado e alto.

Tabela 7 – Interpretação da análise de solo para P extraído pelo método Mehlich 1, de acordo com o teor de argila, para recomendação de adubação fosfatada em sistemas de sequeiro com culturas anuais e pastagem

TEOR DE P NO SOLO PARA CULTURA ANUAL (mg/dm ³)					
Teor de Argila (%)	Muito Baixo	Baixo	Médio	Adequado	Alto
≤ 15	0-6	6,1-12	12,1-18	18,1-25	> 25
16 a 35	0-5	5,1-10	10,1-15	15,1-20	> 20
36 a 60	0-3	3,1-5	5,1-8	8,1-12	> 12
> 60	0-2	2,1-3	3,1-4	4,1-6	> 6

Fonte: Adaptado de Sousa *et al.*, 2002.

A Tabela 12, apresenta um quadro interpretativo da análise química do solo, coletado na camada de 0 a 20 cm de profundidade, especificamente direcionado para o manejo de culturas anuais em sistemas de sequeiro (sem irrigação). A interpretação dos dados baseia-se em dois parâmetros fundamentais: a quantidade de fósforo (P) extraível pelo método Mehlich-1 e o teor de argila do solo, variáveis que exercem influência decisiva na disponibilidade e dinâmica desse nutriente no sistema solo-planta. Para auxiliar na tomada de decisão agrônômica, foram estabelecidas faixas de classificação que correlacionam os teores de fósforo com o potencial produtivo da área. No sistema de sequeiro, as faixas são divididas em cinco categorias: 0 a 40%, 41 a 60%, 61 a 80%, 81 a 90% e acima de 90% do potencial máximo de produção. Já para áreas irrigadas, as faixas são ajustadas para refletir as condições de maior disponibilidade hídrica, sendo elas: 0 a 60%, 61 a 80%, 81 a 90%, 91 a 100% e acima de 100%. Cada uma dessas faixas corresponde a um nível de disponibilidade de fósforo no solo, classificados como muito baixo, baixo, médio, adequado e alto, respectivamente (Sousa *et al.*, 2002).

A interpretação dos resultados é fortemente influenciada pelo teor de argila no solo, uma vez que a capacidade de retenção e disponibilidade de fósforo está diretamente relacionada à textura. Para solos cultivados em regime de sequeiro, foram definidos valores mínimos de fósforo necessários para atingir 80% do potencial produtivo, variando conforme a textura do solo: 4 mg/dm³ para solos muito argilosos, 8 mg/dm³ para solos argilosos, 15 mg/dm³ para solos de textura média e 18 mg/dm³ para solos arenosos. Esses valores representam a concentração de fósforo abaixo da qual a adubação fosfatada se torna indispensável para garantir

níveis satisfatórios de produtividade. Acima desses limiares, é possível atingir 80% do potencial produtivo mesmo sem a aplicação adicional de fósforo no ano agrícola em questão, evidenciando a importância da reserva natural do solo e da eficiência no manejo nutricional (Sousa *et al.*, 2002).

A Tabela 13, apresenta as faixas de teor de fósforo (P) no solo para pastagens baseadas em espécies pouco exigentes, revelando uma estratificação crítica das necessidades nutricionais, adaptada às particularidades edáficas e às demandas fisiológicas das plantas. As faixas de classificação, divididas em muito baixo, baixo, médio e adequado, variam significativamente conforme a interação entre a capacidade de retenção de fósforo no solo (influenciada pela textura e mineralogia) e a eficiência de absorção das espécies forrageiras. Observa-se que os limiares para cada categoria são progressivamente menores em solos com maior teor de argila, refletindo a maior capacidade desses solos em reter e disponibilizar fósforo às plantas, mesmo em concentrações aparentemente reduzidas.

Tabela 8 – Interpretação da análise de solo para P extraído pelo método Mehlich 1, de acordo com o teor de argila, para recomendação de adubação fosfatada em sistemas de sequeiro com culturas anuais e pastagem.

TEOR DE P NO SOLO PARA PASTAGEM (mg/dm³)				
ESPÉCIES POUCO EXIGENTES				
Teor de Argila (%)	Muito Baixo	Baixo	Médio	Adequado
≤ 15	0 a 3,0	3,1 a 6,0	6,1 a 9,0	> 9,0
16 a 35	0 a 2,5	2,6 a 5,0	5,1 a 7,0	> 7,0
36 a 60	0 a 1,5	1,6 a 3,0	3,1 a 4,5	> 4,5
> 60	0 a 1,0	1,1 a 1,5	1,6 a 2,0	> 2,0

Fonte: Adaptado de Souza *et al.*, 2002.

Essa diferenciação evidencia a importância de ajustar as recomendações de adubação fosfatada não apenas à exigência da espécie cultivada, mas também às características intrínsecas do solo. Para espécies pouco exigentes, como braquiárias e andropogon adaptadas a solos ácidos, a faixa classificada como adequado (> 2,0 mg/dm³ em solos muito argilosos) representa um equilíbrio entre a suficiência nutricional e a sustentabilidade econômica, evitando aplicações excessivas que poderiam resultar em fixação irreversível do nutriente ou contaminação de aquíferos.

A classificação proposta também sublinha a relação entre fertilidade química e resiliência do sistema produtivo. Em condições de muito baixo teor de P (0 a 1,0

mg/dm³ em solos argilosos), mesmo espécies pouco exigentes enfrentam restrições significativas ao crescimento radicular e à biomassa aérea, comprometendo a recuperação de pastagens degradadas. Por outro lado, teores classificados como adequado (> 4,5 mg/dm³ em solos arenosos) indicam um ambiente edáfico capaz de suportar ciclos produtivos contínuos sem depender de aportes externos frequentes, desde que associados a práticas de manejo conservacionistas, como rotação de pastagens e integração com sistemas agroflorestais.

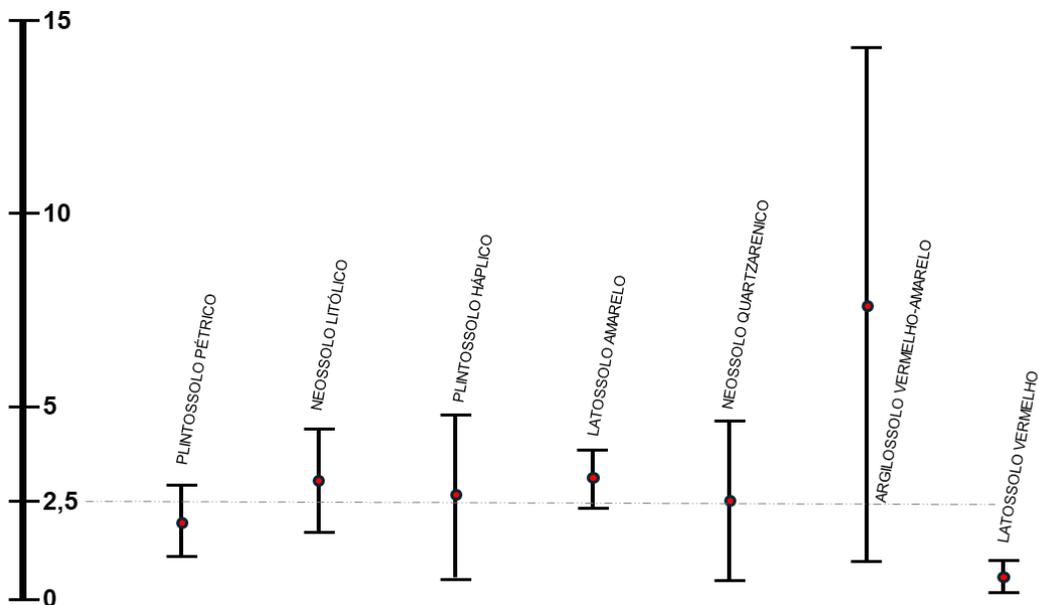
A implicação prática dessas faixas reside na otimização de custos e na mitigação de impactos ambientais. A aplicação de fertilizantes fosfatados acima do necessário, especialmente em solos com alta capacidade de fixação, representa não apenas um desperdício econômico, mas também um risco de eutrofização de corpos hídricos adjacentes. Assim, a tabela serve como ferramenta para equilibrar a eficiência agrônômica com a responsabilidade ecológica, orientando técnicos e produtores na tomada de decisões baseadas em diagnósticos precisos. A adaptação das faixas às diferentes texturas reforça a necessidade de integração entre análise laboratorial, conhecimento pedológico e manejo adaptativo, essencial para a sustentabilidade de sistemas pastoris em regiões tropicais, onde a heterogeneidade dos solos e a sazonalidade climática impõem desafios complexos à gestão de nutrientes.

A análise dos dados dos perfis do Pronasolos revelou que, dentre todas as amostras coletadas, apenas 172 apresentavam valores válidos de fósforo assimilável (P assimilável). A distribuição desses valores é representada na Figura 37, que exibe um gráfico de intervalos, ilustrando a variabilidade do P assimilável entre diferentes classes de solo. Cada ponto no gráfico corresponde à média amostral do P assimilável para uma classe específica de solo, enquanto as barras verticais associadas a cada ponto demarcam o intervalo de confiança de 95%, refletindo a precisão estatística da estimativa. Essa abordagem permite não apenas visualizar as tendências centrais, mas também avaliar a confiabilidade das diferenças observadas entre as classes de solo.

É importante considerar a variabilidade intrínseca dos solos ao planejar estratégias de manejo nutricional, especialmente em sistemas agrícolas que dependem da eficiência no uso de fertilizantes fosfatados. A heterogeneidade observada reforça a necessidade de abordagens personalizadas, que levem em

conta não apenas a classe de solo, mas também suas interações com práticas de manejo e condições ambientais. Além disso, a interpretação cuidadosa dos intervalos de confiança serve como um alerta para a necessidade de ampliar a base de dados, garantindo maior robustez estatística e representatividade geográfica nas futuras avaliações. Dessa forma, a Figura 24 não apenas ilustra a variabilidade do P assimilável, mas também fornece subsídios para a tomada de decisões informadas, alinhando produtividade agrícola à sustentabilidade dos recursos edáficos.

Figura 24 – Distribuição do intervalo de P assimilável segundo classes de solo dos dados de perfis de solos do Pronasolos



Fonte: Adaptado de PRONASOLOS, 2021.

A amplitude dos intervalos de confiança é um indicador fundamental da precisão das estimativas das médias amostrais. Intervalos mais amplos refletem maior incerteza e menor precisão nas estimativas, enquanto intervalos mais estreitos sugerem maior confiabilidade e consistência nos dados. Na figura 24, o Argissolo Vermelho-Amarelo destaca-se por apresentar o intervalo de confiança mais amplo, o que indica uma menor precisão na estimativa da média de fósforo assimilável (P assimilável) para essa classe de solo. Essa ampla variabilidade pode ser atribuída a fatores como a heterogeneidade intrínseca das amostras, variações nas condições edáficas ou pedogenéticas dentro dessa classe, ou mesmo a um tamanho amostral insuficiente, que pode não capturar adequadamente a diversidade de cenários em

que esse solo ocorre.

Embora o gráfico não explicita a presença de outliers (valores extremos que se desviam significativamente do padrão geral dos dados), a existência desses valores pode ser inferida indiretamente a partir da amplitude dos intervalos de confiança. Intervalos particularmente amplos, como o observado para o Argissolo Vermelho-Amarelo, podem sugerir a influência de valores atípicos que distorcem a média e aumentam a variabilidade dos dados. Além disso, a presença de pontos que se situam fora dos intervalos de confiança de outras classes de solo também pode ser um indício de outliers, embora essa análise dependa de uma inspeção mais detalhada dos dados brutos.

Essa interpretação ressalta a importância de investigar as causas subjacentes à variabilidade observada, seja por meio de uma análise mais aprofundada dos dados, seja pela coleta de amostras adicionais para aumentar a representatividade e a robustez estatística. A identificação e o tratamento adequado de outliers são essenciais para garantir que as estimativas das médias amostrais reflitam com fidelidade as condições reais do solo, evitando distorções que possam comprometer a validade das conclusões. Portanto, a amplitude dos intervalos de confiança não apenas informa sobre a precisão das estimativas, mas também serve como um alerta para a necessidade de aprimorar a qualidade e a consistência dos dados, assegurando que as inferências estatísticas sejam confiáveis e aplicáveis ao planejamento de práticas de manejo sustentável.

A análise dos dados apresentados na tabela 14, sugere uma tendência à concentração de valores de fósforo assimilável (P) abaixo de 6 mg/dm³ na maioria dos solos estudados.

Tabela 9 – Distribuição do intervalo de P assimilável segundo classes de solo dos dados de perfis de solos do PRONASOLOS

Solo	Válidos	Mediana	Média	Desvio Padrão	20o. percentil	40o. percentil	60o. percentil	80o. percentil
Plintossolo Petrico	17	0,93	2	2	0,93	0,93	0,972	3
Neossolo Litólico	35	1	3	4	0,93	1	2	3
Plintossolo Háplico	19	1	3	5	0,93	1	2	2
Latossolo Amarelo	66	2	3	3	0,93	1	2	5
Neossolo Quartzarenico	17	1	3	4	0,944	1	1	3
Argissolo Vermelho-Amarelo	14	3	8	13	1	2	3	7
Latossolo Vermelho-Amarelo	4	0,565	0,565	0,421	0,2	0,346	0,784	0,93

Fonte: Adaptado de PRONASOLOS, 2021.

Observa-se que a média amostral de fósforo assimilável (P assimilável) é inferior a 6 mg/dm³ em todas as classes de solo analisadas, com exceção do Argissolo Vermelho-Amarelo, que apresenta uma média de 8 mg/dm³. No entanto, a mediana, que representa o valor central da distribuição, não corrobora essa tendência, situando-se abaixo de 6 mg/dm³ em todos os solos, incluindo o Argissolo Vermelho-Amarelo. A análise dos percentis reforça essa conclusão, revelando que a maioria dos valores de P assimilável se concentra abaixo de 6 mg/dm³, mesmo nos percentis mais elevados. A única exceção é o Argissolo Vermelho-Amarelo, cujo percentil mais alto se aproxima de 6 mg/dm³, mas ainda assim dentro de uma faixa que indica limitações significativas na disponibilidade de fósforo.

Diante desses resultados, para fins de cálculo da adubação fosfatada, todas as classes de solo do Cerrado do MATOPIBA foram classificadas como tendo disponibilidade de fósforo muito baixa, tanto para culturas anuais quanto para pastagens. Essa generalização reflete a predominância de teores de P assimilável insuficientes para sustentar a produtividade das pastagens e culturas sem intervenções corretivas. A recuperação de pastagens degradadas nessa região apresenta desafios consideráveis, especialmente devido à variabilidade espacial das propriedades químicas do solo e à escassez de perfis detalhados que permitam uma caracterização mais precisa. Esses fatores exigem a adoção de estratégias que lidem com a incerteza inerente ao processo de recomendação de adubação fosfatada.

No caso do estabelecimento de pastagens, para a recuperação das áreas degradadas, a dose de fósforo será calculada segundo recomendação de Sousa e Lobato (2003), levando em consideração as faixas da tabela 13 e 16. Onde:

$$\text{Dose de fósforo (kg.ha}^{-1} \text{ de P}_2\text{O}_5) = \text{Argila (\%)} \times \text{Fator } \beta$$

Tabela 10 – Valores do fator β da equação para determinar a dose da adubação fosfatada para o estabelecimento de pastagens

Interpretação da análise de fósforo do solo	Espécies pouco exigentes	Espécies exigentes	Espécies muito exigentes
Muito baixo	2	3	4
Baixo	1,5	2	2,5
Médio	1	1,5	2

Fonte: Adaptado de Sousa *et al.*, 2002.

A limitada disponibilidade de dados impôs a necessidade de generalizar a classificação da disponibilidade de fósforo, considerando-a **muito baixa** para todos os solos da região. A análise textural, que variou entre 9% e 29% de argila, permitiu estabelecer uma faixa de recomendação de adubação fosfatada entre 60 e 100 kg de P_2O_5 por hectare para culturas anuais e 18 e 52 kg de P_2O_5 por hectare para estabelecimento de pastagens, ajustada às características específicas de cada solo, nesse caso, o fator β aplicado foi 2.

Para auxiliar no planejamento e na tomada de decisão, foi elaborado um mapa temático que integra informações sobre áreas de pastagens degradadas, classes de solo e recomendações de correção. Esse mapa visa orientar a alocação de recursos e a priorização de intervenções, reconhecendo que a generalização adotada pode comprometer a precisão das recomendações em escalas locais. A Tabela 16, que detalha os teores de argila e faixas de recomendação de P_2O_5 , servirá como base para calcular a quantidade total de fertilizante fosfatado necessária em cada área mapeada com degradação de pastagem, para conversão em cultura anual.

Tabela 11 – Recomendação de adubação fosfatada corretiva de acordo com a disponibilidade de fósforo, calculada com o teor de argila ou de fósforo remanescente do solo, em sistemas de sequeiro e irrigado, com culturas anuais

RECOMENDAÇÃO DE P_2O_5 (kg por hectare)			
Disponibilidade de P no Solo			
Teor de Argila (%)	Muito Baixo	Baixo	Médio
≤ 15	60	30	15
16 a 35	100	50	25
36 a 60	200	100	50
> 60	280	140	70

Fonte: Sousa *et al.*, 2002.

As recomendações calculadas conforme descrito na metodologia, serão aplicadas às áreas de pastagens degradadas, considerando suas respectivas classes de solo. Essas recomendações serão multiplicadas pelas áreas em hectares e sumarizadas, de acordo com as áreas prioritárias e as bacias hidrográficas. Essa abordagem permite não apenas dimensionar a demanda total de insumos, mas também identificar regiões críticas onde a intervenção é mais urgente, alinhando-se a estratégias de manejo sustentável e à otimização de recursos.

Assim, embora a generalização da disponibilidade de fósforo como muito baixa possa limitar a precisão em escalas locais, ela fornece uma base sólida para o planejamento regional, permitindo a priorização de ações e a alocação eficiente de recursos. A integração de mapas temáticos, tabelas de recomendação e metodologias de segmentação espacial representa um avanço na gestão de pastagens degradadas no Cerrado do MATOPIBA, contribuindo para a recuperação produtiva e a sustentabilidade ambiental da região.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Atualmente, estima-se que a região do Cerrado no MATOPIBA abrigue aproximadamente 5,8 milhões de hectares de pastagens degradadas, conforme dados calculados a partir do mapeamento realizado pelo LAPIG em 2022. Desse total, 3,8 milhões de hectares correspondem a pastagens com degradação intermediária, enquanto 2 milhões de hectares encontram-se em estágio de degradação severa, refletindo um cenário de significativa perda de produtividade e comprometimento dos serviços ecossistêmicos. Dentro da área considerada prioritária para recuperação, delimitada conforme critérios metodológicos que incluem pastagens degradadas localizadas em zonas de aptidão agrícola classificadas como boa e regular, e inseridas em municípios que apresentaram crescimento da área plantada segundo dados do PAM (Produção Agrícola Municipal), identificou-se aproximadamente 1,1 milhão de hectares com potencial para recuperação e/ou conversão em áreas agrícolas. Essa área prioritária representa uma oportunidade estratégica para a intensificação sustentável da produção, alinhando ganhos econômicos à recuperação ambiental.

A distribuição espacial dessas áreas, em relação às classes de aptidão agrícola e ao grau de degradação das pastagens, é detalhada na Tabela 17. Essa distribuição evidencia a heterogeneidade das condições edáficas e produtivas na região, destacando a necessidade de abordagens diferenciadas para a recuperação. Pastagens em áreas de aptidão agrícola classificada como boa, por exemplo, tendem a apresentar maior potencial de retorno econômico após a recuperação, justificando investimentos em práticas de correção do solo e manejo integrado. Por outro lado, áreas com aptidão regular exigem intervenções mais criteriosas, considerando limitações naturais como baixa fertilidade do solo ou restrições climáticas.

A Tabela 17 também permite identificar a proporção de pastagens com degradação intermediária e severa dentro da área prioritária, fornecendo subsídios para a priorização de ações. Enquanto pastagens com degradação intermediária podem ser recuperadas com práticas relativamente menos intensivas, como calagem e adubação fosfatada, aquelas em estágio severo podem demandar investimentos mais robustos, incluindo a renovação completa da cobertura vegetal e

a adoção de sistemas integrados de produção. Essa segmentação é essencial para otimizar a alocação de recursos e maximizar os impactos positivos das intervenções, tanto em termos de produtividade agrícola quanto de restauração ambiental.

Assim, a caracterização detalhada das pastagens degradadas na região do MATOPIBA, aliada à identificação de áreas prioritárias para recuperação, oferece uma base sólida para o planejamento de políticas públicas e iniciativas privadas voltadas à intensificação sustentável da agricultura. A integração de critérios técnicos, como aptidão agrícola e grau de degradação, com indicadores socioeconômicos, como o crescimento da área plantada, reforça o potencial da região como fronteira agrícola estratégica, onde a recuperação de pastagens pode catalisar ganhos produtivos e ambientais de forma simultânea.

Tabela 12 – Distribuição da área de pastagem degradada em relação à aptidão agrícola do MATOPIBA

CLASSE APTIDÃO	CLASSE DEGRADAÇÃO	ÁREA (ha)
BOA	SEVERA	129.398,80
REGULAR	SEVERA	489.859,36
BOA	INTERMEDIÁRIO	87.755,01
REGULAR	INTERMEDIÁRIO	401.848,50
	total	1.108.861,67

Fonte: Adaptado de LAPIG, [2022] e Lumbreras *et al.*, 2015.

Com base nos dados apresentados, referentes à área total de pastagens degradadas no MATOPIBA, observa-se que a maior parte dessas áreas está localizada em solos com aptidão agrícola classificada como regular, totalizando 891.707,86 hectares, o que corresponde a 80% da área total mapeada. Em contraste, apenas 20% (217.153,81 hectares) das pastagens degradadas estão situadas em solos de boa aptidão agrícola. Essa distribuição desigual ressalta a predominância de solos com limitações moderadas à produção, como menor fertilidade natural ou restrições físicas, que exigem intervenções mais criteriosas para sua recuperação.

A degradação das pastagens na região ocorre em diferentes níveis de intensidade, demandando estratégias de recuperação adaptadas a cada cenário. As áreas com degradação severa, que representam 56% do total, talvez requeiram intervenções mais intensivas, como a renovação completa da cobertura vegetal, correção profunda do solo e adoção de sistemas integrados de produção. Por outro

lado, as áreas com degradação intermediária, que correspondem a 44% do total, podem ser recuperadas com práticas menos intensivas, como calagem, adubação fosfatada e manejo adequado da pastagem. Essa diferenciação é crucial para otimizar o uso de recursos e maximizar a eficiência das intervenções.

As áreas com aptidão agrícola boa, embora representem apenas 20% do total de pastagens degradadas, destacam-se pelo maior potencial de retorno com a recuperação. Nessas áreas, as condições edáficas mais favoráveis, como maior fertilidade natural e menor suscetibilidade à erosão, permitem resultados mais rápidos e expressivos. Dentro dessa classe de aptidão, as pastagens com degradação intermediária apresentam um potencial de recuperação ainda mais elevado em comparação às áreas com degradação severa, uma vez que o processo de degradação é menos avançado e as condições originais do solo estão menos comprometidas.

Embora a maior parte das pastagens degradadas esteja em áreas de aptidão agrícola regular, o foco inicial na recuperação das áreas de boa aptidão pode gerar resultados mais imediatos e eficientes, contribuindo para a expansão sustentável da produção agrícola na região. A recuperação dessas áreas liberaria 217.153,81 hectares para uso produtivo, com retornos econômicos e ambientais significativos. No entanto, é igualmente crucial investir na recuperação das áreas de aptidão regular, que, apesar de demandarem intervenções mais complexas e de longo prazo, representam um potencial produtivo considerável, especialmente quando integradas a práticas de manejo conservacionistas e sistemas agrícolas diversificados.

A distribuição dos investimentos deve considerar não apenas a extensão das áreas degradadas, mas também o potencial produtivo e a viabilidade econômica da recuperação em cada classe de aptidão agrícola e nível de degradação. Além disso, a adoção de práticas de manejo sustentáveis após a recuperação é essencial para assegurar a manutenção da produtividade e prevenir a recorrência da degradação, garantindo a sustentabilidade do investimento a longo prazo.

A alocação de recursos para a recuperação de pastagens degradadas no MATOPIBA deve considerar não apenas o retorno econômico imediato, mas também o impacto ambiental a longo prazo. Priorizar áreas com aptidão regular e degradação severa, apesar dos custos mais elevados, é crucial para reverter o

passivo ambiental e promover a sustentabilidade da produção agropecuária na região.

A metodologia empregada, embora de natureza generalista ao utilizar dados em escala municipal como tendência e variável discriminante, permite a correlação com informações relevantes e de granularidade adequada para a validação de áreas com potencial de recuperação e conversão agrícola. A análise objetiva dos dados disponíveis é essencial para subsidiar políticas e iniciativas público-privadas, visando a recuperação de pastagens degradadas, com impactos positivos tanto na esfera econômica quanto ambiental.

Para o cálculo de calagem, adotou-se a abordagem metodológica das medianas por classes de solos. A Tabela 18 apresenta os resultados de necessidade de calagem por classe de aptidão agrícola, nível de degradação e estado, fornecendo uma base sólida para o planejamento e a implementação de práticas de correção do solo. Essa abordagem metodológica, aliada à análise detalhada das características edáficas e do potencial produtivo, representa um avanço significativo no planejamento de ações de recuperação, alinhando produtividade agrícola à sustentabilidade ambiental no MATOPIBA.

Tabela 13 – Necessidade de Calcário nas áreas prioritárias para recuperação, segmentado por aptidão agrícola, Classe de degradação e estado

UF	CLASSE DE DEGRADAÇÃO DA PASTAGEM	APTIDÃO AGRÍCOLA	AREA (ha)	QTD CALCÁRIO AGRICULTURA (T)	QTD CALCÁRIO PASTAGEM (T)
MA	SEVERA	BOA	80.413,61	213.186,98	117.845,36
MA	INTERMEDIÁRIO	BOA	29.916,41	92.186,64	57.398,61

Fonte: O autor, 2024.

A análise dos dados apresentados na tabela 18, segmentada por Unidade Federativa (UF) e aptidão agrícola, revela padrões significativos em relação à degradação de pastagens e demanda por calcário para correção do solo. No estado do Tocantins (TO), observa-se uma predominância de áreas com aptidão agrícola classificada como regular, totalizando 549.832,72 hectares, sendo 293.068,92 hectares com degradação intermediária e 256.763,80 hectares com degradação severa. A demanda por calcário destinadas à conversão de áreas degradadas nesse estado é expressiva, com 723.463,78 toneladas para a agricultura e 454.716,73 toneladas para pastagens nas áreas de degradação intermediária, enquanto nas

áreas de degradação severa, a necessidade é de 628.051,23 toneladas para agricultura e 389.307,49 toneladas para pastagens. Já nas áreas com aptidão agrícola boa, o Tocantins apresenta 44.530,59 hectares com degradação severa e 33.618,36 hectares com degradação intermediária, demandando 129.622,25 e 97.059,20 toneladas de calcário para agricultura, respectivamente.

No Maranhão (MA), a situação é semelhante, com maior concentração de áreas de aptidão regular e degradação severa, totalizando 218.349,89 hectares, que requerem 579.838,92 toneladas de calcário para conversão de pastagens degradadas em agricultura e 319.337,04 toneladas para pastagens. As áreas com aptidão boa no Maranhão, embora menores em extensão (80.413,61 hectares com degradação severa e 29.916,41 hectares com degradação intermediária), também demandam quantidades consideráveis de calcário destinadas à conversão de áreas degradadas, com 213.186,98 e 92.186,64 toneladas para agricultura, respectivamente. A Bahia (BA) apresenta uma distribuição mais equilibrada entre as classes de degradação e aptidão agrícola, com destaque para 40.957,81 hectares de aptidão regular e degradação intermediária, que necessitam de 131.511,40 toneladas de calcário para agricultura. Já nas áreas de aptidão boa, a Bahia possui 21.653,36 hectares com degradação intermediária, demandando 68.386,46 toneladas de calcário para recuperação das pastagens.

O Piauí (PI), por sua vez, apresenta as menores áreas e demandas de calcário entre os estados analisados. A maior parte de sua área cultivável está classificada como aptidão regular, com 5.579,42 hectares em degradação intermediária e 3.742,56 hectares em degradação severa, exigindo 17.283,28 e 12.818,06 toneladas de calcário para agricultura, respectivamente. Nas áreas de aptidão boa, o Piauí possui apenas 2.566,88 hectares com degradação intermediária e 766,81 hectares com degradação severa, com demandas de 8.501,14 e 2.672,84 toneladas de calcário para agricultura, respectivamente. Em síntese, os dados evidenciam uma correlação entre o grau de degradação das pastagens, a aptidão agrícola e a necessidade de correção do solo, com variações significativas entre os estados. O Tocantins e o Maranhão destacam-se pelas maiores áreas e demandas de calcário, enquanto o Piauí apresenta os menores valores, refletindo diferenças regionais nas condições agrícolas e de manejo do solo. Esses resultados sugerem a importância de políticas públicas e práticas de manejo adaptadas às especificidades

de cada região, visando à recuperação e à sustentabilidade dos solos agrícolas.

Quando considerada a aptidão agrícola, observa-se que áreas classificadas como boa geralmente requerem volumes menores de calcário, independentemente do estado (UF) ou da classe de degradação. Por exemplo, no Maranhão, mesmo com pastagens severamente degradadas, as áreas de boa aptidão agrícola demandam apenas 117.845,36 toneladas de calcário para agricultura e 75.781,17 toneladas para pastagem. Isso ocorre porque solos com boa aptidão agrícola tendem a apresentar melhores condições químicas e físicas, reduzindo a necessidade de correção intensiva da acidez.

Por outro lado, áreas classificadas como regular são responsáveis pela maior parte da demanda de calcário em todos os estados analisados. Isso se deve ao fato de que esses solos, embora ainda viáveis para uso agrícola e pastagem, apresentam deficiências significativas que precisam ser corrigidas para garantir níveis adequados de produtividade. Tal padrão reforça a importância de políticas públicas voltadas à recuperação de solos degradados, especialmente nas regiões onde a agricultura e a pecuária constituem pilares econômicos fundamentais.

No contexto geral, o total acumulado de área analisada alcança 1.108.861,66 hectares, demandando 2.950.150,19 toneladas de calcário para recuperação de áreas para agricultura e 1.783.804,09 toneladas para pastagem.

A análise revela que os estados de Tocantins, Maranhão e Bahia concentram as maiores demandas de calcário, refletindo suas extensões territoriais significativas e as condições específicas de degradação das pastagens. Além disso, a classificação da aptidão agrícola influencia diretamente os volumes necessários de insumo, sendo as áreas regulares as principais responsáveis pela maior parte da demanda.

Tabela 14 – Necessidade de adubação fosfatada nas áreas prioritárias para recuperação, segmentado por aptidão agrícola, classe de degradação e estado.

	CLASSE DE DEGRADAÇÃO DA PASTAGEM	APTIDÃO AGRÍCOLA	AREA (ha)	QTD P2O5 PARA PASTAGEM (kg)	MÉDIA DE P2O5 PARA PASTAGEM (kg)	QTD P2O5 PARA AGRICULTURA (kg)	MÉDIA P2O5 PARA AGRICULTURA (kg)
TO	INTERMEDIÁRIO	REGULAR	293.068,92	9.503.867,54	423,96	27.976.041,39	1.247,98
TO	SEVERA	REGULAR	256.763,80	7.959.560,63	254,42	22.876.045,89	731,21
MA	SEVERA	REGULAR	218.349,89	6.589.410,15	455,38	16.189.111,95	1.118,81
MA	SEVERA	BOA	80.413,61	2.346.928,77	534,12	5.648.266,26	1.285,45
MA	INTERMEDIÁRIO	REGULAR	62.242,35	1.859.866,63	327,79	4.118.177,18	725,80
TO	SEVERA	BOA	44.530,59	1.257.858,34	250,17	2.958.992,39	588,50
BA	INTERMEDIÁRIO	REGULAR	40.957,81	1.119.015,06	740,09	2.522.562,30	1.668,36
TO	INTERMEDIÁRIO	BOA	33.618,36	980.267,76	285,38	2.463.122,32	717,07
MA	INTERMEDIÁRIO	BOA	29.916,41	902.797,83	271,76	2.019.329,21	607,87
BA	INTERMEDIÁRIO	BOA	21.653,36	580.853,28	176,55	1.322.432,01	401,96
BA	SEVERA	REGULAR	11.003,10	326.575,90	126,97	709.732,65	275,95
PI	INTERMEDIÁRIO	REGULAR	5.579,42	159.287,91	76,80	351.961,71	169,70
PI	SEVERA	REGULAR	3.742,56	121.787,86	63,10	257.015,56	133,17
BA	SEVERA	BOA	3.687,79	99.712,59	71,53	225.289,69	161,61
PI	INTERMEDIÁRIO	BOA	2.566,88	75.602,41	59,62	165.766,03	130,73
PI	SEVERA	BOA	766,81	24.240,32	64,47	51.361,20	136,60
		total	1.108.861,66	33.907.632,98	4.182,12	89.855.207,75	10.100,76

Fonte: O autor, 2024.

A tabela 19, revela padrões distintos na distribuição das áreas de pastagens degradadas, bem como nas demandas de fósforo (P_2O_5) para recuperação em sistemas de pastagem e agricultura. No estado do Tocantins (TO), que concentra a maior área de pastagens degradadas (549.832,31 ha), observa-se uma predominância de solos com aptidão agrícola regular, tanto para pastagens com degradação intermediária (293.068,92 ha) quanto severa (256.763,80 ha). Nessas áreas, a quantidade média de P_2O_5 necessária para recuperação em sistemas de pastagem varia entre 254,42 kg/ha (degradação severa) e 423,96 kg/ha (degradação intermediária), enquanto para sistemas agrícolas, as demandas são significativamente maiores, variando de 731,21 kg/ha a 1.247,98 kg/ha. Essa diferença reflete as exigências nutricionais mais elevadas das culturas agrícolas em comparação com as pastagens, além da necessidade de correção mais intensiva para garantir a produtividade em solos com limitações moderadas.

No Maranhão (MA), a distribuição das áreas degradadas também é marcada pela predominância de solos com aptidão regular, especialmente em pastagens com degradação severa (218.349,89 ha). No entanto, o estado apresenta uma proporção relevante de áreas com aptidão agrícola boa (80.413,61 ha para degradação severa e 29.916,41 ha para intermediária), onde as demandas médias de P_2O_5 são mais elevadas, atingindo 534,12 kg/ha para pastagens e 1.285,45 kg/ha para agricultura em áreas de boa aptidão com degradação severa. Esse padrão sugere que, embora as áreas de boa aptidão exijam maiores investimentos iniciais, seu potencial produtivo justifica a aplicação de doses mais altas de fertilizantes, especialmente em sistemas agrícolas.

Na Bahia (BA), as áreas degradadas são menores em extensão, mas apresentam demandas médias de P_2O_5 particularmente elevadas em solos com aptidão regular e degradação intermediária, atingindo 740,09 kg/ha para pastagens e 1.668,36 kg/ha para agricultura. Esse cenário pode estar associado a características edáficas específicas, como baixa fertilidade natural ou alta capacidade de fixação de fósforo, que exigem correções mais robustas para garantir a disponibilidade do nutriente. Já no Piauí (PI), que possui a menor área de pastagens degradadas (12.655,67 ha), as demandas médias de P_2O_5 são as mais baixas entre os estados analisados, variando de 59,62 kg/ha a 136,60 kg/ha para pastagens e de 130,73 kg/ha a 169,70 kg/ha para agricultura. Essa redução pode

estar relacionada a condições edáficas mais favoráveis ou a um menor grau de degradação nas áreas mapeadas.

A análise por aptidão agrícola evidencia que as áreas classificadas como de boa aptidão, embora representem uma fração menor do total (217.153,81 ha), demandam investimentos mais elevados em P_2O_5 , tanto para pastagens quanto para agricultura. Essa tendência é particularmente evidente no Maranhão, onde as médias de P_2O_5 para agricultura em áreas de boa aptidão com degradação severa atingem 1.285,45 kg/ha, contrastando com 731,21 kg/ha em áreas de aptidão regular no Tocantins. Essa diferença ressalta a importância de priorizar investimentos em áreas de maior potencial produtivo, onde os retornos econômicos e ambientais podem ser mais expressivos.

Por outro lado, as áreas com aptidão regular, que representam 80% do total (891.707,86 ha), exigem uma abordagem diferenciada, considerando suas limitações edáficas e o menor potencial de retorno imediato. No entanto, a recuperação dessas áreas é crucial para reverter o passivo ambiental e ampliar a base produtiva da região, especialmente em estados como o Tocantins e o Maranhão, onde a extensão das pastagens degradadas é significativa. A adoção de práticas de manejo sustentáveis, como a integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), pode otimizar o uso de insumos e garantir a manutenção da produtividade a longo prazo.

A segmentação dos dados por unidades federativas e aptidão agrícola permite identificar padrões regionais e priorizar ações de recuperação com base no potencial produtivo e nas características edáficas de cada área. Enquanto as áreas de boa aptidão oferecem oportunidades para ganhos rápidos de produtividade, as áreas de aptidão regular demandam investimentos estratégicos e de longo prazo, visando à sustentabilidade ambiental e econômica da região do MATOPIBA. A análise detalhada das demandas de P_2O_5 , aliada à compreensão das dinâmicas locais, fornece subsídios valiosos para o planejamento de políticas públicas e iniciativas privadas voltadas à recuperação de pastagens degradadas e à intensificação sustentável da agricultura.

Esses resultados indicam a importância de se considerar a variabilidade espacial na necessidade de calagem e fosfatagem para a recuperação de pastagens degradadas no MATOPIBA. A aplicação de calcário e adubação fosfatada deve ser realizadas de forma criteriosa, com base em análises de solo e levando em conta as

características específicas de cada área. O manejo adequado das pastagens, incluindo práticas de conservação do solo e da água, também é fundamental para garantir a eficiência da calagem e a sustentabilidade dos sistemas produtivos.

Sugere-se a realização de estudos complementares e o investimento em levantamentos de perfis de solos para aprofundar a análise da relação entre a necessidade de calagem e adubação fosfatada e as demais variáveis consideradas.

É importante observar que a alocação de recursos não deve perpetuar um viés ambiental que negligencia áreas com aptidão agrícola regular em detrimento daquelas com aptidão boa. Essa tendência pode levar à persistência da degradação em áreas com menor potencial produtivo imediato, perpetuando um ciclo de exploração insustentável dos recursos naturais.

Além disso, para contribuir de forma mais assertiva para o planejamento e aplicação de políticas de recuperação de pastagens degradadas que visem preponderantemente os benefícios ambientais, os cálculos de calagem e adubação fosfatada também foram realizados utilizando o recorte de bacias hidrográficas como unidade de análise espacial para a recuperação de pastagens degradadas. Essa abordagem apresentou-se como uma estratégia promissora, levando-se em consideração os desafios metodológicos.

Especialmente em regiões com elevada heterogeneidade de solos e relevo, como o Cerrado do MATOPIBA, a delimitação de áreas com base na classificação de Ottobacias, no nível 6, proporcionou um refinamento da escala espacial, contribuindo para a obtenção de resultados mais robustos e aplicáveis. Essa segmentação permite a caracterização detalhada das unidades de análise, considerando aspectos como, geomorfologia (declividade, altitude, forma do relevo), pedologia (tipo de solo, textura, profundidade, fertilidade) e hidrologia (padrões de drenagem, áreas de recarga, nascentes).

A utilização de unidades hidrográficas como base para o planejamento da recuperação de pastagens degradadas oferece diversas vantagens, mitigando erros na estimativa da necessidade de corretivos, pois otimiza a homogeneidade das unidades de análise, permitindo a obtenção de valores mais representativos para os parâmetros do solo, resultando em recomendações mais acertadas de calcário e fósforo. Contribui na melhoria da eficiência do manejo da pastagem, pois a caracterização detalhada das unidades facilita a escolha de práticas de manejo e

conservação do solo mais adequadas a cada situação, como o terraceamento, curvas de nível e sistemas de pastejo rotacionado. Proporciona redução dos custos de produção, uma vez que a aplicação mais precisa de corretivos e a adoção de práticas de manejo eficientes contribuem para a redução dos custos de produção e o aumento da rentabilidade da atividade pecuária. Isso permite uma abordagem mais efetiva para minimização dos impactos ambientais, onde a recuperação de pastagens degradadas com base em unidades hidrográficas auxilia na proteção dos recursos hídricos, na conservação da biodiversidade e na redução da emissão de gases de efeito estufa. Deve ser levada em conta a dinâmica desses sistemas ambientais, que precisam ser retratados segundo uma sucessão de instâncias, escolhidas para representar a alteração do ambiente em uma determinada faixa de tempo (Silva; Zaidan, 2004).

A compreensão da distribuição espacial das mesorregiões hidrográficas, com suas áreas e características específicas, é crucial para um planejamento e uma gestão eficaz dos recursos hídricos no MATOPIBA. Essa compreensão permite identificar áreas vulneráveis, *hotspots* de biodiversidade e potenciais conflitos de uso da água, orientando políticas e ações de conservação e manejo sustentável.

A tabela 20 apresenta a distribuição espacial das otobacias de nível 6, que são unidades intermediárias dentro do sistema de classificação Ottocódigo, representando bacias hidrográficas de tamanho médio e sendo amplamente utilizadas para planejamento regional e estudos ambientais. Sua principal vantagem está na capacidade de fornecer um nível de detalhamento adequado para análises que exigem uma visão equilibrada entre amplitude e precisão.

Tabela 15 – Distribuição das bacias hidrográficas no MATOPIBA

MACRO REGIAO HIDROGRAFICA	MESOREGIAO HIDROGRAFICA	QTD DE OTTOBACIAS NIVEL 6	AREA (ha)	AREA RELATIVA (BACIA)	AREA RELATIVA (MATOPIBA)
ATLÂNTICO NORDESTE OCIDENTAL	ITAPECURU	56	1.899.866,82	6,10%	3,02%
ATLÂNTICO NORDESTE OCIDENTAL	MEARIM	62	2.206.394,11	7,08%	3,50%
PARNAÍBA	ALTO PARNAÍBA	109	6.554.049,74	21,03%	10,41%

MACRO REGIAO HIDROGRAFICA	MESOREGIAO HIDROGRAFICA	QTD DE OTTOBACIAS NIVEL 6	AREA (ha)	AREA RELATIVA (BACIA)	AREA RELATIVA (MATOPIBA)
PARNAÍBA	BAIXO PARNAÍBA	18	701.007,70	2,25%	1,11%
PARNAÍBA	MÉDIO PARNAÍBA	14	885.498,75	2,84%	1,41%
SÃO FRANCISCO	MÉDIO SÃO FRANCISCO	28	2.947.222,23	9,46%	4,68%
TOCANTINS-ARAGUAIA	ALTO TOCANTINS	120	8.996.790,64	28,87%	14,29%
TOCANTINS-ARAGUAIA	ARAGUAIA	75	6.968.870,37	22,37%	11,07%
TOTAL			31.159.700,36		49,49%

Fonte: O autor, 2024.

A análise da tabela, com foco nas macrorregiões e mesorregiões hidrográficas, permite compreender a distribuição espacial e a relevância de cada unidade no contexto hidrológico e territorial, especialmente em relação à região do MATOPIBA, área de grande importância agropecuária e ambiental. A tabela organiza as informações em quatro macrorregiões hidrográficas principais: Atlântico Nordeste Ocidental, Parnaíba, São Francisco e Tocantins-Araguaia, cada uma subdividida em mesorregiões específicas, com dados quantitativos sobre o número de ottobacias de nível 6, área total, área relativa à bacia e área relativa ao MATOPIBA.

A macrorregião do Tocantins-Araguaia destaca-se como a mais extensa e relevante no contexto analisado, abrangendo 51,24% da área total (15.965.661,01 ha). Essa macrorregião é composta por duas mesorregiões: Alto Tocantins e Araguaia. A mesorregião do Alto Tocantins é a mais significativa, com 120 ottobacias de nível 6, cobrindo 28,87% da área total e 14,29% em relação ao MATOPIBA. Essa predominância reflete a importância hidrológica e socioeconômica dessa região, que abriga uma das principais bacias hidrográficas do país, essencial para a dinâmica ambiental e econômica da região central do Brasil. A mesorregião do Araguaia, por sua vez, contribui com 22,37% da área total e 11,07% em relação ao MATOPIBA, reforçando o papel estratégico dessa macrorregião na integração hidrográfica e no desenvolvimento regional.

Em contraste, a macrorregião do Parnaíba apresenta uma distribuição mais fragmentada, com três mesorregiões: Alto Parnaíba, Baixo Parnaíba e Médio Parnaíba. A mesorregião do Alto Parnaíba é a mais extensa, com 109 ottobacias de nível 6, representando 21,03% da área total e 10,41% em relação ao MATOPIBA. Essa mesorregião é crucial para a gestão dos recursos hídricos na região, dada sua complexidade hidrográfica e sua relevância para o abastecimento de água e a sustentabilidade ambiental. Já as mesorregiões do Baixo Parnaíba e Médio Parnaíba têm áreas menores, representando 2,25% e 2,84% da área total, respectivamente, com contribuições relativas ao MATOPIBA de 1,11% e 1,41%. Esses valores indicam uma menor influência dessas áreas no contexto do MATOPIBA, mas ainda assim são relevantes para a dinâmica hidrológica local.

A macrorregião do Atlântico Nordeste Ocidental é composta pelas mesorregiões do Itapicuru e Mearim, que juntas somam 13,18% da área total. A mesorregião do Mearim é a mais extensa, com 62 ottobacias de nível 6, representando 7,08% da área total e 3,50% em relação ao MATOPIBA. Essa região é fundamental para o abastecimento hídrico e a sustentabilidade ambiental no Nordeste brasileiro, uma área historicamente afetada por secas e desafios relacionados à gestão da água. A mesorregião do Itapicuru, por sua vez, contribui com 6,10% da área total e 3,02% em relação ao MATOPIBA, reforçando a importância dessa macrorregião para a segurança hídrica e o desenvolvimento regional.

Por fim, a macrorregião do São Francisco, representada apenas pela mesorregião do Médio São Francisco, contribui com 9,46% da área total e 4,68% em relação ao MATOPIBA. Essa mesorregião é estratégica, dada a importância da bacia do São Francisco para a integração regional e o desenvolvimento socioeconômico, especialmente considerando seu papel no abastecimento de água para irrigação, geração de energia e consumo humano.

Recomenda-se, portanto, a realização de estudos que aprofundem a análise da correlação entre as ottobacias e as classes de solo predominantes em cada mesorregião, com o intuito de avaliar a influência das características hidrológicas nos processos de degradação das pastagens. Tais investigações são essenciais para embasar o desenvolvimento de práticas de manejo sustentável e estratégias de recuperação ambiental, adaptadas às especificidades de cada unidade espacial. Ao

considerar as interações entre solo, água e vegetação, esses estudos poderão contribuir para o uso mais eficiente dos recursos naturais, a mitigação dos impactos ambientais e a promoção da conservação dos ecossistemas, alinhando-se aos princípios de sustentabilidade e resiliência frente às mudanças climáticas e às pressões antrópicas.

A tabela 21, fornece uma análise detalhada do cálculo de calagem necessário para a recuperação de pastagens degradadas na região do Cerrado do MATOPIBA, considerando diferentes classes de degradação (severa e intermediária) e estratificada por macrorregiões e mesorregiões hidrográficas. O cálculo foi realizado com base em dois cenários: um voltado para pastagens ($V2 = 60$) e outro para culturas anuais ($V2 = 80$), refletindo as necessidades distintas de correção do solo para cada tipo de uso. Além disso, foram calculadas as médias de calcário necessárias por hectare, tanto para agricultura quanto para pastagem, permitindo uma comparação entre as diferentes regiões e níveis de degradação.

Tabela 16 – Distribuição da quantidade de calcário necessário para recuperação das pastagens degradadas em cada classe de degradação e região hidrográfica no MATOPIBA

UF	CLASSE DE DEGRADAÇÃO DA PASTAGEM	MACRORREGIÃO O HIDROGRAFICA	MESORREGIÃO O HIDROGRAFICA	AREA (ha)	QTD CALCÁRIO AGRICULTURA (T)	QTD CALCÁRIO PASTAGEM (T)	MÉDIA CALCÁRIO AGRICULTURA (T)	MÉDIA CALCÁRIO PASTAGEM (T)
BA	SEVERA	PARNAÍBA	Alto Parnaíba	2,69	4,38	2,92	1,63	1,09
BA	SEVERA	SÃO FRANCISCO	Médio São Francisco	44.872,15	145.673,11	93.686,26	3,24	2,08
BA	INTERMEDIÁRIO	PARNAÍBA	Alto Parnaíba	5,24	8,55	5,70	1,63	1,09
BA	INTERMEDIÁRIO	SÃO FRANCISCO	Médio São Francisco	153.789,41	482.085,76	309.410,50	3,13	2,00
BA	INTERMEDIÁRIO	TOCANTINS-ARAGUAIA	Alto Tocantins	17,30	73,58	48,06	3,42	2,23
MA	SEVERA	ATLÂNTICO NORDESTE OCIDENTAL	Itapecuru	532.138,47	1.199.149,17	609.931,52	2,35	1,31
MA	SEVERA	ATLÂNTICO NORDESTE OCIDENTAL	Mearim	479.266,85	1.067.991,91	497.429,43	2,42	1,24
MA	SEVERA	PARNAÍBA	Alto Parnaíba	88.842,32	314.091,15	200.700,44	3,74	2,42
MA	SEVERA	PARNAÍBA	Baixo Parnaíba	18.120,42	46.640,83	28.030,06	2,37	1,44
MA	SEVERA	PARNAÍBA	Médio Parnaíba	14.370,00	46.598,41	28.838,22	3,11	1,89
MA	SEVERA	TOCANTINS-ARAGUAIA	Alto Tocantins	351.635,13	963.656,28	534.117,35	2,99	1,82

UF	CLASSE DE DEGRADAÇÃO DA PASTAGEM	MACRORREGIÃO O HIDROGRAFICA	MESORREGIÃO O HIDROGRAFICA	AREA (ha)	QTD CALCÁRIO AGRICULTURA (T)	QTD CALCÁRIO PASTAGEM (T)	MEDIA CALCÁRIO AGRICULTURA (T)	MÉDIA CALCÁRIO PASTAGEM (T)
MA	INTERMEDIÁRIO	ATLÂNTICO NORDESTE OCIDENTAL	Itapecuru	41.343,38	106.869,12	61.107,30	2,66	1,61
MA	INTERMEDIÁRIO	ATLÂNTICO NORDESTE OCIDENTAL	Mearim	53.898,27	160.137,29	95.287,43	3,03	1,87
MA	INTERMEDIÁRIO	PARNAÍBA	Alto Parnaíba	78.493,76	281.065,03	181.034,51	3,91	2,54
MA	INTERMEDIÁRIO	PARNAÍBA	Baixo Parnaíba	6.555,28	18.679,88	11.359,38	2,75	1,68
MA	INTERMEDIÁRIO	PARNAÍBA	Médio Parnaíba	3.171,91	10.276,28	6.016,87	2,88	1,56
MA	INTERMEDIÁRIO	TOCANTINS-ARAGUAIA	Alto Tocantins	91.106,53	301.945,54	189.824,26	2,75	1,72
PI	SEVERA	PARNAÍBA	Alto Parnaíba	20.823,30	74.046,00	47.334,62	3,63	2,31
PI	INTERMEDIÁRIO	PARNAÍBA	Alto Parnaíba	31.920,02	105.849,67	67.046,32	3,44	2,17
TO	SEVERA	TOCANTINS-ARAGUAIA	Alto Tocantins	888.341,48	2.060.082,76	1.129.915,73	2,38	1,30
TO	SEVERA	TOCANTINS-ARAGUAIA	Araguaia	563.097,48	1.112.522,12	550.644,68	1,96	0,96
TO	INTERMEDIÁRIO	TOCANTINS-ARAGUAIA	Alto Tocantins	902.897,17	2.123.620,34	1.166.541,41	2,35	1,25
TO	INTERMEDIÁRIO	TOCANTINS-ARAGUAIA	Araguaia	596.269,59	1.145.146,80	550.280,21	2,03	1,01
total				4.960.978,16	11.766.213,97	6.358.593,16		

Fonte: O autor, 2024.

A análise dos dados revela que a macrorregião do Tocantins-Araguaia apresenta as maiores demandas de calcário, tanto em termos absolutos quanto relativos. No estado do Tocantins, por exemplo, áreas com degradação severa na mesorregião do Alto Tocantins requerem 2,38 toneladas de calcário por hectare para agricultura e 1,30 toneladas para pastagem, enquanto na mesorregião do Araguaia, esses valores são menores, com 1,96 e 0,96 toneladas por hectare, respectivamente. Essa diferença pode estar relacionada às características edafoclimáticas específicas de cada mesorregião, como a textura do solo, o teor de matéria orgânica e a dinâmica hidrológica, que influenciam diretamente a necessidade de correção do solo.

Na macrorregião do Parnaíba, destaca-se a mesorregião do Alto Parnaíba, que apresenta as maiores médias de calcário por hectare, tanto para agricultura (3,63 toneladas) quanto para pastagem (2,31 toneladas) em áreas com degradação severa no Piauí. Esse padrão se repete em áreas com degradação intermediária, onde a média de calcário para agricultura é de 3,44 toneladas por hectare e para

pastagem, 2,17 toneladas. Esses valores elevados sugerem que o solo dessa região possui alta acidez e baixa saturação de bases, características comuns em solos do Cerrado, que exigem intervenções significativas para se tornarem produtivos.

A macrorregião do Atlântico Nordeste Ocidental, que abrange principalmente o estado do Maranhão, observa-se uma demanda moderada de calcário. Na mesorregião do Itapecuru, por exemplo, áreas com degradação severa requerem 2,35 toneladas de calcário por hectare para agricultura e 1,31 toneladas para pastagem. Na mesorregião do Mearim, esses valores são ligeiramente superiores, com 2,42 e 1,24 toneladas por hectare, respectivamente. Esses resultados indicam que, embora a necessidade de calagem seja menor em comparação com outras macrorregiões, ainda é significativa, especialmente em áreas extensas, como os 532.138,47 hectares analisados no Itapecuru.

Por fim, a macrorregião do São Francisco, representada pela mesorregião do Médio São Francisco na Bahia, apresenta uma demanda de calcário relativamente alta, com médias de 3,24 toneladas por hectare para agricultura e 2,08 toneladas para pastagem em áreas com degradação severa. Esse padrão se mantém em áreas com degradação intermediária, onde a média de calcário para agricultura é de 3,13 toneladas por hectare e para pastagem, 2,00 toneladas. Esses valores reforçam a necessidade de intervenções específicas para a correção do solo nessa região, que desempenha um papel estratégico no abastecimento hídrico e na produção agropecuária.

Em termos absolutos, o total de calcário necessário para a recuperação das pastagens degradadas na região do MATOPIBA é de 11.766.213,97 toneladas para agricultura e 6.358.593,16 toneladas para pastagem, distribuídas em uma área total de 4.960.978,16 hectares. Esses números evidenciam a magnitude do desafio enfrentado para a recuperação dessas áreas, destacando a importância de políticas públicas e práticas de manejo que considerem as particularidades de cada macrorregião e mesorregião hidrográfica.

Existe uma heterogeneidade espacial significativa na demanda de calcário, refletindo as diferenças nas características do solo, no nível de degradação e no uso da terra em cada região. A macrorregião do Tocantins-Araguaia e a mesorregião do Alto Parnaíba destacam-se como áreas críticas, com maiores necessidades de correção do solo, enquanto a macrorregião do Atlântico Nordeste Ocidental

apresenta demandas moderadas, porém relevantes. Esses resultados reforçam a necessidade de estratégias de recuperação adaptadas às condições locais, visando à sustentabilidade dos solos e à manutenção da produtividade agropecuária na região do MATOPIBA.

Para uma recuperação efetiva das pastagens degradadas, a análise da necessidade de fósforo, em conjunto com a aplicação de calcário, é crucial, uma vez que a interação entre esses elementos desempenha um papel central no restabelecimento da fertilidade do solo e na promoção da produtividade das pastagens. O fósforo é um nutriente essencial para o desenvolvimento radicular, a formação de biomassa e os processos fisiológicos das plantas, enquanto o calcário atua na correção da acidez do solo, elevando o pH e aumentando a disponibilidade de nutrientes como fósforo, cálcio e magnésio. A sinergia entre esses insumos é fundamental, pois a aplicação isolada de calcário, sem a devida suplementação de fósforo, pode resultar em uma fixação ainda maior desse nutriente no solo, reduzindo sua disponibilidade para as plantas. Por outro lado, a aplicação de fósforo em solos ácidos e não corrigidos pode ser ineficaz, já que a acidez limita a absorção desse nutriente pelas plantas.

A combinação de calcário e fósforo, quando aplicados de forma equilibrada e estratégica, pode aumentar significativamente a capacidade de suporte das pastagens, reduzir os custos de produção e mitigar os impactos ambientais associados à degradação do solo, como a erosão e a perda de biodiversidade.

A tabela 22, reflete os cálculos de adubação fosfatada necessários para a recuperação de pastagens degradadas na região do Cerrado do MATOPIBA, considerando a disponibilidade de fósforo como muito baixa em toda a área estudada. Os cálculos foram baseados na porcentagem de argila do solo, com recomendações distintas para culturas anuais (entre 60 e 100 kg de P_2O_5 por hectare) e para pastagens, onde foi aplicado o fator $\beta = 2$.

A análise dos dados revela uma grande variabilidade espacial na demanda de P_2O_5 , tanto em termos absolutos quanto em médias por hectare, destacando as diferenças entre as macrorregiões e mesorregiões hidrográficas. A macrorregião do Tocantins-Araguaia destaca-se como a área com maior demanda absoluta de fósforo, especialmente no estado do Tocantins, onde as mesorregiões do Alto Tocantins e Araguaia apresentam as maiores quantidades totais de P_2O_5 .

necessárias. Por exemplo, na mesorregião do Alto Tocantins, áreas com degradação severa requerem 87,05 kg/ha de P_2O_5 para agricultura e 32,22 kg/ha para pastagem, enquanto na mesorregião do Araguaia, esses valores são ainda mais elevados, atingindo 92,03 kg/ha e 30,64 kg/ha, respectivamente.

Tabela 22 – Distribuição da quantidade de adubação fosfatada para recuperação das pastagens degradadas em cada classe e região hidrográfica no MATOPIBA

UF	CLASSE DE DEGRADAÇÃO DA PASTAGEM	MACRORREGIÃO HIDROGRÁFICA	MESORREGIÃO HIDROGRÁFICA	AREA (ha)	QTD P ₂ O ₅ AGRICULTURA (kg)	QTD P ₂ O ₅ PASTAGEM (kg)	MÉDIA P ₂ O ₅ AGRICULTURA (kg/ha)	MÉDIA P ₂ O ₅ PASTAGEM (kg/ha)
BA	SEVERA	PARNAÍBA	Alto Parnaíba	2,69	161,10	48,33	60,00	18,00
BA	SEVERA	SÃO FRANCISCO	Médio São Francisco	44.872,15	2.839.746,91	1.284.309,71	63,62	28,86
BA	INTERMEDIÁRIO	PARNAÍBA	Alto Parnaíba	5,24	314,39	94,32	60,00	18,00
BA	INTERMEDIÁRIO	SÃO FRANCISCO	Médio São Francisco	153.789,41	9.446.200,28	4.162.805,33	62,26	27,57
BA	INTERMEDIÁRIO	TOCANTINS-ARAGUAIA	Alto Tocantins	17,30	1.419,78	755,25	65,71	30,57
MA	SEVERA	ATLÂNTICO NORDESTE OCIDENTAL	Itapecuru	532.138,47	43.970.356,84	15.914.533,82	78,51	29,02
MA	SEVERA	ATLÂNTICO NORDESTE OCIDENTAL	Mearim	479.266,85	36.826.878,17	13.840.139,32	74,65	29,00
MA	SEVERA	PARNAÍBA	Alto Parnaíba	88.842,32	6.298.584,38	3.012.936,12	75,92	37,27
MA	SEVERA	PARNAÍBA	Baixo Parnaíba	18.120,42	1.146.492,87	451.891,39	63,89	23,86
MA	SEVERA	PARNAÍBA	Médio Parnaíba	14.370,00	1.082.124,53	482.675,22	75,79	32,94
MA	SEVERA	TOCANTINS-ARAGUAIA	Alto Tocantins	351.635,13	25.340.221,02	10.694.427,93	68,53	30,13
MA	INTERMEDIÁRIO	ATLÂNTICO NORDESTE OCIDENTAL	Itapecuru	41.343,38	3.038.238,47	1.172.843,64	70,74	27,94
MA	INTERMEDIÁRIO	ATLÂNTICO NORDESTE OCIDENTAL	Mearim	53.898,27	3.403.720,49	1.493.361,37	63,65	27,56
MA	INTERMEDIÁRIO	PARNAÍBA	Alto Parnaíba	78.493,76	5.733.401,58	2.729.782,06	78,87	39,52
MA	INTERMEDIÁRIO	PARNAÍBA	Baixo Parnaíba	6.555,28	419.248,12	172.798,94	65,12	26,16
MA	INTERMEDIÁRIO	PARNAÍBA	Médio Parnaíba	3.171,91	269.621,60	121.605,02	88,18	37,56
MA	INTERMEDIÁRIO	TOCANTINS-ARAGUAIA	Alto Tocantins	91.106,53	6.382.256,29	3.000.524,19	65,44	27,31
PI	SEVERA	PARNAÍBA	Alto Parnaíba	20.823,30	1.503.952,20	726.216,79	74,38	36,36

UF	CLASSE DE DEGRADAÇÃO DA PASTAGEM	MACRORREGIÃO HIDROGRAFICA	MESORREGIÃO HIDROGRAFICA	AREA (ha)	QTD P ₂ O ₅ AGRICULTURA (kg)	QTD P ₂ O ₅ PASTAGEM (kg)	MÉDIA P ₂ O ₅ AGRICULTURA (kg/ha)	MÉDIA P ₂ O ₅ PASTAGEM (kg/ha)
PI	INTERMEDIÁRIO	PARNAÍBA	Alto Parnaíba	31.920,02	2.149.454,02	998.753,86	70,09	33,52
TO	SEVERA	TOCANTINS-ARAGUAIA	Alto Tocantins	888.341,48	76.319.586,00	27.815.461,57	87,05	32,22
TO	SEVERA	TOCANTINS-ARAGUAIA	Araguaia	563.097,48	50.630.496,46	17.002.926,82	92,03	30,64
TO	INTERMEDIÁRIO	TOCANTINS-ARAGUAIA	Alto Tocantins	902.897,17	77.858.588,37	28.235.758,16	86,54	32,26
TO	INTERMEDIÁRIO	TOCANTINS-ARAGUAIA	Araguaia	596.269,59	56.739.301,47	18.668.475,07	89,60	30,29
				4.960.978,16	411.400.365,33	151.983.124,24		

Fonte: O autor, 2024.

Na macrorregião do Parnaíba, a mesorregião do Alto Parnaíba também se destaca, com demandas significativas de P_2O_5 , especialmente no estado do Piauí, onde áreas com degradação severa requerem 74,38 kg/ha para agricultura e 36,36 kg/ha para pastagem. Esse padrão se repete em áreas com degradação intermediária, com médias de 70,09 kg/ha e 33,52 kg/ha, respectivamente. Esses valores elevados estão associados à alta porcentagem de argila e à baixa fertilidade natural dos solos dessa região, que exigem aplicações robustas de fósforo para garantir a recuperação das pastagens e a manutenção da produtividade.

Já na macrorregião do Atlântico Nordeste Ocidental, que abrange principalmente o estado do Maranhão, observa-se uma demanda moderada de P_2O_5 , com médias que variam entre 63,65 kg/ha e 78,51 kg/ha para agricultura, e entre 27,56 kg/ha e 29,02 kg/ha para pastagem. A mesorregião do Itapecuru, por exemplo, apresenta uma média de 78,51 kg/ha de P_2O_5 para agricultura em áreas com degradação severa, enquanto a mesorregião do Mearim requer 74,65 kg/ha. Esses valores, embora inferiores aos observados no Tocantins-Araguaia e no Alto Parnaíba, ainda são significativos, especialmente considerando a extensão das áreas analisadas, como os 532.138,47 hectares do Itapecuru.

A macrorregião do São Francisco, representada pela mesorregião do Médio São Francisco na Bahia, apresenta demandas de P_2O_5 que variam entre 60,00 kg/ha e 63,62 kg/ha para agricultura, e entre 18,00 kg/ha e 28,86 kg/ha para pastagem. Esses valores são os mais baixos entre as macrorregiões analisadas, possivelmente devido a características edáficas mais favoráveis ou a uma menor intensidade de degradação nas áreas estudadas. No entanto, mesmo nessa região, a necessidade de adubação fosfatada é considerável, especialmente em áreas extensas, como os 153.789,41 hectares com degradação intermediária, que requerem 9.446.200,28 kg de P_2O_5 para agricultura e 4.162.805,33 kg para pastagem.

Em termos absolutos, o total de P_2O_5 necessário para a recuperação das pastagens degradadas na região do MATOPIBA é de 411.400.365,33 kg para agricultura e 151.983.124,24 kg para pastagem, distribuídos em uma área total de 4.960.978,16 hectares. A aplicação adequada de fósforo, em conjunto com outras práticas de correção do solo, como a calagem e o manejo integrado de pastagens, é essencial para garantir a eficácia dos programas de recuperação e a sustentabilidade dos sistemas agropecuários na região.

Para a obtenção de um diagnóstico preciso e confiável sobre a dinâmica de aplicação de corretivos e fertilizantes na região do MATOPIBA, é fundamental o fortalecimento e a implementação de políticas públicas robustas voltadas à aquisição, sistematização e disseminação de dados agronômicos e ambientais. Tais políticas devem priorizar a caracterização detalhada dos solos, abrangendo não apenas atributos físico-químicos, como textura, teor de matéria orgânica, pH e disponibilidade de nutrientes, mas também aspectos microbiológicos, que desempenham um papel crucial na ciclagem de nutrientes e na saúde do solo. Além disso, é imprescindível incorporar a análise de variáveis climáticas, como precipitação, temperatura e evapotranspiração, que influenciam diretamente a dinâmica dos nutrientes e a eficácia das práticas de correção e adubação.

A integração desses dados deve ser complementada por uma avaliação abrangente dos padrões de uso e ocupação do solo, considerando a expansão agrícola, a fragmentação de habitats e a conversão de áreas naturais. Paralelamente, é necessário analisar as estratégias de manejo adotadas pelos produtores, incluindo práticas de preparo do solo, rotação de culturas, integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e adoção de tecnologias de precisão. A avaliação dos impactos ambientais decorrentes dessas práticas, como a lixiviação de nutrientes, a emissão de gases de efeito estufa e a degradação dos recursos hídricos, também deve ser considerada, visando à identificação de *trade-offs* e sinergias entre produtividade e sustentabilidade.

Essa abordagem integrada permitirá uma análise mais abrangente e holística, capaz de subsidiar a formulação de práticas agrícolas mais eficientes, adaptadas às particularidades edafoclimáticas e socioeconômicas da região.

CONCLUSÃO

A presente trabalho, teve como objetivo principal estabelecer os valores necessários de calagem e adubação fosfatada necessários para a recuperação das pastagens degradadas da região do Cerrado do MATOPIBA. Para isso foi necessário caracterizar e analisar as pastagens degradadas na região do MATOPIBA, identificando áreas prioritárias para recuperação. A análise dos dados revelou que a região abriga aproximadamente 5,8 milhões de hectares de pastagens degradadas, sendo 3,8 milhões em estágio intermediário e 2 milhões em estágio severo de degradação. Essas áreas representam um passivo ambiental significativo, com impactos negativos na produtividade agropecuária e nos serviços ecossistêmicos.

A delimitação de áreas prioritárias para recuperação, baseada em critérios como aptidão agrícola, grau de degradação e crescimento da área plantada, permitiu identificar 1,1 milhão de hectares com potencial para recuperação e/ou conversão em áreas agrícolas. O total de calcário necessário para a recuperação das pastagens degradadas nesta região do MATOPIBA é de 2.950.150,19 toneladas para agricultura e 1.783.804,09 toneladas para pastagem, distribuídos em uma área total de 1.108.861,66 hectares. O total de fósforo (P₂O₅), necessário é de 89.855.207,75 kg para agricultura e 33.907.632,98 kg para pastagem.

A distribuição espacial dessas áreas evidenciou a heterogeneidade das condições edáficas e produtivas, destacando a necessidade de abordagens diferenciadas para a recuperação. Enquanto áreas de boa aptidão agrícola oferecem maior potencial de retorno econômico, justificando investimentos em práticas de correção do solo e manejo integrado, áreas de aptidão regular exigem intervenções mais criteriosas, considerando limitações naturais como baixa fertilidade do solo e restrições climáticas.

O total de calcário necessário para a recuperação das pastagens degradadas na região do MATOPIBA segmentada pelo recorte de ottobacias nível 6 é de 11.766.213,97 toneladas para agricultura e 6.358.593,16 toneladas para pastagem, distribuídos em uma área total de 4.960.978,16 hectares. O total de fósforo necessário é de 411.400.365,33 kg para agricultura e 151.983.124,24 kg para pastagem, quando analisado sob o ponto de vista da divisão por bacias

hidrográficas.

Contudo, é importante ressaltar que o presente estudo, embora elucidativo, possui caráter preliminar, visto que se fundamenta exclusivamente nos dados disponíveis, que apresentam grande limitação, tanto sob o ponto de vista espacial quanto temporal. Apesar dessas restrições, o desenvolvimento da pesquisa corroborou com a hipótese central, provando ser possível, mesmo com lacunas na qualidade e granularidade das informações, realizar cálculos robustos para quantificar os insumos necessários à recuperação das pastagens degradadas. A abordagem metodológica adotada, baseada em critérios técnicos e estratificações por aptidão agrícola, grau de degradação e bacias hidrográficas, permitiu não apenas estimar demandas específicas de calcário e adubação fosfatada, mas também compreender as limitações inerentes aos dados utilizados.

Os resultados desta tese destacam a importância de políticas públicas e iniciativas privadas voltadas à recuperação de pastagens degradadas no MATOPIBA, alinhando produtividade agrícola à sustentabilidade ambiental. A adoção de práticas de manejo adaptadas às especificidades de cada região, aliada ao fortalecimento de sistemas de monitoramento e avaliação, é essencial para garantir a eficácia das intervenções e a resiliência dos sistemas agropecuários frente às mudanças climáticas e às pressões antrópicas. A recuperação dessas áreas não apenas contribui para a expansão sustentável da produção agrícola, mas também para a conservação dos recursos naturais e a promoção do desenvolvimento regional.

Dessa forma, as contribuições da pesquisa podem ser destacadas como a quantificação da necessidade de calagem e adubação fosfatada para recuperação de pastagens degradadas no Cerrado do MATOPIBA, delimitação de áreas prioritárias para recuperação, considerando a aptidão agrícola e o grau de degradação das pastagens, análise da variabilidade espacial na necessidade de calagem e adubação fosfatada, considerando as diferentes classes de solo e bacias hidrográficas, proposição de estratégias para otimizar o uso de recursos e maximizar os benefícios da recuperação de pastagens degradadas.

Para um diagnóstico fidedigno e ações de recuperação efetivas, torna-se imperativo o fortalecimento das políticas de aquisição e disseminação de dados, contemplando a caracterização detalhada dos solos, variáveis climáticas, padrões de

uso e ocupação do solo, estratégias de manejo e avaliação de impactos ambientais. A integração de critérios técnicos, como aptidão agrícola e grau de degradação, com indicadores socioeconômicos, como o crescimento da área plantada, reforçou o potencial da região do MATOPIBA como fronteira agrícola estratégica. A recuperação de pastagens degradadas nessa região pode catalisar ganhos produtivos e ambientais de forma simultânea, contribuindo para a intensificação sustentável da agricultura. No entanto, a efetividade dessas intervenções depende da adoção de práticas de manejo sustentáveis, como a integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), que otimizam o uso de insumos e garantem a manutenção da produtividade a longo prazo.

A recuperação de pastagens degradadas no Cerrado do MATOPIBA é crucial para a expansão da produção agrícola sustentável, a segurança alimentar e a conservação ambiental. A presente pesquisa contribui para o desenvolvimento de estratégias eficientes e eficazes para a recuperação dessas áreas, promovendo o uso sustentável dos recursos naturais e a melhoria da qualidade de vida da população local.

REFERÊNCIAS

AB'SABER, A. N. O domínio dos cerrados: introdução ao conhecimento. **Revista Servidor Público**, [Brasília, DF], v. 40, n. 1, p. 41-55, 1983.

AB'SABER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil**: potencialidades paisagísticas. São Paulo: Ateliê Editorial, 2007.

ALMEIDA, J. C. C. *et al.* Recuperação de pastagens degradadas: uma revisão. **Revista Brasileira de Zootecnia**, [Viçosa], v. 42, n. 1, p. 1-12, 2013.

ALTIERI, M. A. **Agroecologia**: a dinâmica produtiva da agricultura sustentável. São Paulo: Editora Expressão Popular, 2012.

ARAGÃO, L. E. O. C. *et al.* *Amazonian fire season breaks historical records and threatens the integrity of the rainforest.* **Nature Climate Change**, [s. l.], p. 1078-1083, 2022.

BRANCALION, P. H. S. *et al.* A critical review of the restoration of the Brazilian Cerrado. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 197, p. 107-115, 2016.

BRASIL. **Decreto-lei nº 8.447, de 6 de maio de 2015**. Dispõe sobre o Plano de Desenvolvimento Agropecuário do Matopiba e a criação de seu Comitê Gestor. Brasília [DF]: Presidência da República, 2015. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2015/decreto/d8447.htm. Acesso em: 30 set. 2023.

BRASIL. **Decreto nº 7.390, de 9 de dezembro de 2010**. Regulamenta os arts. 6º, 11 e 12 da Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009, que institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima PNMC, e dá outras providências. Brasília [DF]: Presidência da República, 2010. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/decreto/d7390.htm#:~:text=Decreto%20n%C2%BA%207390&text=DECRETO%20N%C2%BA%207.390%2C%20DE%209%20DE%20DEZEMBRO%20DE%202010.&text=Regulamenta%20os%20arts.,PNMC%2C%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%Aancias. Acesso em: 30 set. 2023.

BRASIL. **Decreto nº 9.414, de 19 de junho de 2018**. Institui o Programa Nacional de Levantamento e Interpretação de Solos do Brasil. Brasília [DF]: Presidência da República, 2018. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/decreto/d7390.htm#:~:text=Decreto%20n%C2%BA%207390&text=DECRETO%20N%C2%BA%207.390%2C%20DE%209%20DE%20DEZEMBRO%20DE%202010.&text=Regulamenta%20os%20arts.,PNMC%2C%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%Aancias. Acesso em: 30 set. 2023.

BRASIL. **Decreto nº 10.431, de 20 de julho de 2020**. Institui a Comissão Executiva Nacional do Plano Setorial para Adaptação à Mudança do Clima e Baixa Emissão de Carbono na Agropecuária. Brasília [DF]: Presidência da República, 2020. Disponível

em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/decreto/d10431.htm#:~:text=DECRETO%20N%C2%BA%2010.431%2C%20DE%20,Emiss%C3%A3o%20de%20Carbono%20na%20Agricultura. Acesso em: 30 set. 2023.

BRASIL. **Decreto nº 10.605, de 22 de janeiro de 2021**. Institui o Grupo de Trabalho Interministerial com a finalidade de desenvolver o Plano Nacional de Fertilizantes. Brasília [DF]: Presidência da República, 2021. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2021/decreto/d10605.htm#:~:text=D10605&text=Institui%20o%20Grupo%20de%20Trabalho,que%20lhe%20confere%20o%20art. Acesso em: 30 set. 2023.

BRASIL. **Decreto nº 11.815, de 5 de dezembro de 2023**. Institui o Programa Nacional de Conversão de Pastagens Degradadas em Sistemas de Produção Agropecuários e Florestais Sustentáveis e o seu Comitê Gestor Interministerial. Brasília [DF]: Presidência da República, 2023. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2023-2026/2023/decreto/d11815.htm. Acesso em: 30 set. 2023.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília [DF]: Presidência da República, 1997. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm. Acesso em: 30 set. 2023.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. **Plano ABC**: agricultura de baixo carbono. Brasília: MAPA, 2017.

BUAINAIN, A. M. *et al.* (eds.). **O mundo rural no Brasil do século 21**: a formação de um novo padrão agrário e agrícola. Brasília, DF: Embrapa, 2014.

BUOL, S. W. *et al.* **Soil Genesis and Classification**. [New Jersey]: John Wiley & Sons, 2011.

CARVALHO, J. L. N. *et al.* 2010 Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 2, p. 277-290, abr. 2010.

CHAZDON, R. L. **Second Growth**: the Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation. Chicago: University of Chicago Press, 2014

COOPER, M.; VIDAL-TORRADO, P.; LEPSCH, I. F. Soil-landscape relationships in the Brazilian Cerrado: a case study in western Bahia. **Catena**, [s. l.], v. 63, n. 1, p. 1-17, 2005.

CURI, N.; FRANZMEIER, D. P. Toposequence of Oxisols from the Central Plateau of Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 48, p. 341-346, 1984. Disponível em:

<https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2136/sssaj1984.03615995004800020024x>. Acesso em: 05 fev. 2024.

CRUZ, N. T. *et al.* Alternatives for the recovery and renewal of degraded pastures. [S. l.], Pesquisa Agropecuária Gaúcha, v. 28, n. 1, p. 15-35, 2022.

EMBRAPA. **Cerrado**: O bioma brasileiro. Brasília: Embrapa, 2019.

FAGERIA, N. K. Resposta de arroz de terras altas, feijão, milho e soja de terras altas, feijão, milho e soja à saturação por base em solo de cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campinas Grande, v. 5, n.3, p.416-424, 2001.

FALKENMARK, M.; ROCKSTRÖM, J. **Balancing Water for Humans and Nature: the New Approach in Ecohydrology**. [London]: Routledge, 2004.

FAO. **World reference base for soil resources 2014**: internacional soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps: update 2015. Rome: FAO, 2015. (World Soil Resources Reports, n. 106). Disponível em: <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/bcdecec7-f45f-4dc5-beb1-97022d29fab4/content>. Acesso em 05 jan. 2024

FAO *et al.* **The State of Food Security and Nutrition in the World 2017**: building resilience for peace and food security. Rome: FAO, 2017. Disponível em: https://www.unicef.org/media/49031/file/State_of_Food_Security_and_Nutrition_in_the_World_2017-ENG.pdf. Acesso em: 16 nov. 2023.

FAO. **The state of the world's land and water resources for food and agriculture**: systems at breaking point: synthesis report 2021. Rome: FAO, 2021. Disponível em: <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/ecb51a59-ac4d-407a-80de-c7d6c3e15fcc/content>. Acesso em: 16 nov. 2023.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation of the Brazilian Amazon. **Environmental Science**, [s. l.], 2017.

FEARNSIDE, P.M. Desmatamento na Amazônia brasileira: História, índices e consequências. *In*: FEARNSIDE P.M. (ed.) **Destrução e Conservação da Floresta Amazônica**. Manaus: Editora do INPA, 2022, p. 7-19.

FOLEY, J. A. *et al.* Global Consequences of Land Use. **Science**, [s. l.], v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

GASQUES, J. G. *et al.* Políticas públicas e o avanço da fronteira agrícola no Brasil. **Revista de Política Agrícola**, [s. l.], v. 19, n. 2, p. 5-17, 2010.

GODDE, C. M. *et al.* Impacts of climate change on the livestock food supply chain; a review of the evidence. **Global Food Security**, [s. l.], v. 28, p. 1-17, 2021.

GOEDERT, W. J. Management of the Cerrado soils of Brazil: a review. **Journal of**

Soil Science, [s. l.], v. 35, n. 2, p. 281-294, 1984.

GOODLAND, R.; POLLARD, R. The Brazilian Cerrado Vegetation: a Fertility Gradient. **The Journal of Ecology**, [s. l.], v. 61, n. 1, p. 219-224, 1973.

HARIDASAN, M. Nutritional limitations and nutrient management strategies for sustainable crop production in acid soils of the tropics. **Advances in Agronomy**, [s. l.], v. 99, p. 205-271, 2008.

HEBEBRAND, C.; GLAUBER, J. **The Russia-Ukraine war after a year**: Impacts on fertilizer production, prices, and trade flows. [S. l.]: IFPRI Blog, 2023. Disponível em: <https://www.ifpri.org/blog/russia-ukraine-war-after-year-impacts-fertilizer-production-prices-and-trade-flows/>. Acesso em: 05 jan. 2024.

HOLSTON, J. **A cidade modernista**. [São Paulo]: Companhia das Letras, 1993.

HOMMA, A. K. O. **PRODECER II**: Lições de uma experiência de cooperação internacional para o desenvolvimento sustentável dos Cerrados. Brasília: Embrapa, 2012.

HUETE, A., *et al.* (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 83, n. 1-2, p. 195-213, 2002.

JUSTICE, C. O., *et al.* An overview of MODIS Land data processing and product status. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 83, n. 1-2, p. 3-15, 2002.

KEE, J.; CARDELL, L.; ZEREYESUS, Y. A. Global Fertilizer Market Challenged by Russia's Invasion of Ukraine. [S. l.], **Economic Research Service**, 18 set. 2023. Disponível em: <https://www.ers.usda.gov/amber-waves/2023/september/global-fertilizer-market-challenged-by-russia-s-invasion-of-ukraine>. Acesso em: 07 jan. 2024.

KER, J. C. **Solos do Cerrado**: uso e manejo. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2017.

KER, J. C.; SCHAEFER, C. E. G. R.; CURI, N. Solos do bioma Cerrado: Caracterização e uso. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2003.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. The Cerrado: a Brazilian savanna. **Natureza & Conservação**, [s. l.], 2020.

LAL, R. Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. **Sustainability**, [s. l.], v. 7, n. 5, p. 5875-5898, 2015.

LAL, R. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. **Science**, [s. l.], v. 304, p. 1623-1627, 2004.

- LAPIG. **Atlas das Pastagens**. Goiânia: UFG, [2022]. Disponível em: <https://www.lapig.iesa.ufg.br/lapig/index.php/produtos/atlas-digital-das-pastagens-brasileiras>. Acesso em: 20 jun. 2022.
- LEPSCH, I. F. **19 lições de pedologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2010.
- LOPES, A. S. **Solos sob cerrado: características, propriedades e manejo**. 2. ed. Piracicaba: Potafos, 1984.
- MACEDO, M. C. M. MATOPIBA: a nova fronteira agrícola brasileira. **Estudos Avançados**, [s. l.], v. 26, n. 74, p. 143-160, 2012.
- MARTHA JUNIOR, G. B. *et al.* **Recuperação de pastagens degradadas: uma análise econômica**. [S. l.: s.n.], 2010.
- MARTINS, José de Souza. **Exclusão social e a nova desigualdade**. São Paulo: Paulus, 1997.
- MASSEY, D. **Pelo espaço**. [Rio de Janeiro]: Bertrand Brasil, 2008.
- MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 2006.
- MELLO, J. C. C. B. S.; RODRIGUES, L. R. A. **Degradação de pastagens: o que é e como recuperar**. [S. l.]: Embrapa, 2017.
- MENEZES, R. S. C. *et al.* Impacto da calagem na qualidade da água em microbacias do Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 37, n. 2, p. 511-520, 2013.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being: synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.
- MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, [s. l.], v. 403, p. 853-858, 2000.
- NEPSTAD, D. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science*, [s. l.], v. 344, n. 6188, p. 1118-1123, 2014.
- NEPSTAD, D. C. *et al.* Long-term forest fire decline over 25 years in the Brazilian Amazon. **Science**, [s. l.], p. 1283-1287, 2018.
- NOVAIS, R. F. *et al.* **Fertilidade do Solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007.
- OLIVEIRA, G. de L. T.; SUSANNA, B. H. (eds.). **Soy, Globalization, and Environmental Politics in South America**. [London]: Routledge, 2018.

OLIVEIRA, I. P. *et al.* Recuperação de pastagens degradadas no Cerrado: uma revisão sistemática. [S. l.], **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 55, n. 3, e01862, 2020.

POLIDORO, J. C.; PEREZ, D. V. **Advancing fertilizer technology in Brazil**. [S. l.]: Embrapa, 2022. Disponível em: [Advancing-fertilizer-technology-in-Brazil-2022.pdf](#). Acesso em: 07 jan. 2024.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. São Paulo: Nobel, 2002.

RAFFESTIN, C. **Por uma geografia do poder**. São Paulo: Editora Ática, 1993.

RAMALHO-FILHO, A.; BEEK, K. J. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras**. Rio de Janeiro: Embrapa, 1995.

RESENDE, M.; CURI, N.; SANTANA, D. P. **Pedologia e geomorfologia do bioma Cerrado**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2007.

RICHARDS, P. D. *et al.* The Brazilian agricultural boom: impacts, implications, and prospects for conservation. [S. l.], **Biotropica**, v. 47, n. 1, p. 3-15, 2015.

RODRIGUES, H. F. *et al.* **Calagem e adubação de pastagens no Cerrado: recomendações técnicas**. [Planaltina, DF]: Embrapa Cerrados, 2016.

SANO, E. E. *et al.* Land cover mapping of the Brazilian savanna biome Cerrado using remote sensing imagery. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 5, n. 12, p. 6655-6676, 2013.

SANTOS, G. R. *et al.* Impactos da degradação das pastagens na biodiversidade do Cerrado: uma revisão sistemática. **Biota Neotropica**, [s. l.], v. 19, n. 3, 2019.

SANTOS, H. G. dos. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2013.

SANTOS, M. **A natureza do espaço: técnica e tempo, razão e emoção**. São Paulo: Hucitec, 1996.

SAQUET, M. A. As diferentes abordagens do território e a apreensão do movimento e da (i)materialidade. **Geosul**, Florianópolis, v. 22, n. 43, p. 55-76, jan./jun. 2007. Disponível em: <https://periodicos.ufsc.br/index.php/geosul/article/view/12646>. Acesso em: 17 fev. 2024.

SCHAEFER, C. E. G. R.; DALRYMPLE, J. B. Soil-landscape relationships of the Brazilian Cerrado: an overview. *In*: LAL, R.; KIMBLE, J. M.; STEWART, B. A. (eds.). **Global climate change and tropical ecosystems**. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. 213-232.

SCHAETZL, R.; ANDERSON, S. **Soils: Genesis and Geomorphology**. Cambridge:

Cambridge University Press, 2005.

SCHOBENHAUS, C.; NEVES, B. B. B. de. **A geologia do Brasil no contexto da Plataforma Sul-Americana**. Brasília: CPRM, 2003

SILVA, D. M. *et al.* Superpastejo e degradação de pastagens no MATOPIBA: causas, consequências e alternativas de manejo. *Revista Brasileira de Zootecnia*, [s. l.], v. 47, n. 3, p. 235-244, 2018.

SILVA, F. A. M. *et al.* Impactos da degradação das pastagens na qualidade da água em bacias hidrográficas do Cerrado. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [s. l.], v. 25, 2020.

SILVA, J. M. C.; BATES, J. M. The Cerrado biome: an overview. [S. l.], **Tropical Ecology**, v. 63, n. 1, p. 1-11, 2022.

SILVA, J. X.; Z Aidan, R. T. Geoprocessamento e Análise Ambiental. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004.

SILVA, M. L. N.; CURI, N.; SCHAEFER, E. G. R. Chemical and physical constraints to root growth in Oxisols of the Brazilian Cerrado. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 246, n. 1, p. 181-192, 2002.

SILVEIRA, E. M. O., *et al.* Comparação entre imagens MODIS/TERRA e TM/LANDSAT para a detecção de mudanças na cobertura da terra. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO 13.*, Florianópolis, Brasil. **Anais [...]**, Florianópolis: INPE, 2007. p. 1863-1869.

SOUSA, D. M. G. *et al.* Adubação com fósforo. *In: SOUSA, D. M. G. de; LOBATO, E. (Ed.). Cerrado: correção do solo e adubação*. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002. p. 147-168.

SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. Adubação fosfatada em solos da região do cerrado. [S. l.], **Informações Agronômicas**, n. 102, 2003.

SOUZA, J. Especial WE: As entregas de Fertilizantes no Brasil cresceram 11,3% em 2023. [S. l.], **Portal Agrinvest**, 2023. Disponível em: <https://go.agrinvest.agr.br/noticias/details/38324>. Acesso em: 05 jan. 2024.

SPAROVEK, G. *et al.* Effects of governance on availability of land for agriculture and conservation in Brazil. **Environmental Science & Technology**, [s. l.], v. 49, p. 10285-10293, 2015.

STRASSBURG, B. B. N. *et al.* Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, [s. l.], v. 1, n. 9, p. 1339-1341, 2017.

TILMAN, D. *et al.* Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**, [s. l.], v. 418, p. 671-677, 2002.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic Matter and Water-Stable Aggregates in Soils. **European Journal of Soil Science**, [s. l.], v. 33, p. 141-163, 1982. Disponível em: <https://bsss-journals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>. Acesso em: 15 out. 2023.

TURZI, M. **The Political Economy of Agricultural Booms**: managing soybean production in Argentina, Brazil, and Paraguay. [London]: Palgrave Macmillan, 2017.

VAN RAIJ, B. *et al.* **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001.

VAN RAIJ, B. **Gesso na agricultura**. Campinas, Instituto Agrônomo, 2008.

WEIL, R.; BRADY, N. **Elements of the Nature and Properties of Soils**. 4th ed. [London]: Pearson, 2018

YSAMAT, R. G. **Brazil prioritizes reducing its foreign dependence on fertilizers**. [S. l.]: University of Navarra, 2023. Disponível em: <https://en.unav.edu/web/global-affairs/brasil-prioriza-reducir-su-dependencia-exterior-de-fertilizantes>. Acesso em: 05 jan. 2024.