

ATTAWAN GUERINO LOCATEL SUELA

**ANÁLISE DO EXCEDENTE DE RESERVA LEGAL: PROPOSTAS PARA REDUZIR
O DESMATAMENTO NO BRASIL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Economia Aplicada, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientador: Ian Michael Trotter

Coorientadores: Cicero Zanetti de Lima
Rayan Wolf

**VIÇOSA – MINAS GERAIS
2024**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da
Universidade Federal de Viçosa - Campus**

T

S944a
2023

Suela, Attawan Guerino Locatel, 1991-
Análise do excedente de reserva legal: propostas para reduzir o
desmatamento no Brasil / Attawan Guerino Locatel Suela. - Viçosa,
MG, 2023.
1 tese eletrônica (141 f.): il. (algumas color.).
Inclui apêndices.
Orientador: Ian Michael Trotter
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Departamento
de Economia Rural, 2023.
Referências bibliográficas: .
DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2023.497>
Modo de acesso: World Wide Web.

1. Pagamentos por serviços ambientais; 2. Desmatamento -
MATOPIBA, Região do (Brasil); 3. Cerrados; I. Trotter, Ian Michael II.
Universidade Federal de Viçosa.. Departamento de Economia Rural.
Programa de Pós-Graduação em Economia Aplicada III. Título

CDD 22. ed. 336.2786321

Bibliotecário(a) responsável: EUZEBIO LUIZ PINTO CRB-6/3317


ATTAWAN GUERINO LOCATEL SUELA

**ANÁLISE DO EXCEDENTE DE RESERVA LEGAL: PROPOSTAS PARA REDUZIR
O DESMATAMENTO NO BRASIL**


Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Economia Aplicada, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 30 de junho de 2023

Assentimento:

Documento assinado digitalmente
 **ATTAWAN GUERINO LOCATEL SUELA**
Data: 16/02/2024 19:07:27-0300
Verifique em <https://validar.itf.gov.br>

Attawan Guerino Locatel Suela
Autor

Documento assinado digitalmente
 **IAN MICHAEL TROTTER**
Data: 26/02/2024 07:56:32-0300
Verifique em <https://validar.itf.gov.br>

Ian Michael Trotter
Orientador

Enquanto a árvore valer mais deitada que em pé, o desmate vai continuar. Este trabalho apresenta uma alternativa em potencial.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me dado forças para chegar até o fim.

À minha mãe, pelo apoio e conselhos motivadores, pelo amor incondicional, pela presença constante e pelo seu beijo confortador.

Ao meu irmão Gabriel, por aguentar minhas chatices.

Ao Professor/Orientador Ian Michael Trotter, pela oportunidade e orientação que me ajudaram a permanecer estudando. Ao Cícero Zanneti de Lima e Rayan Wolf, pelo tempo, paciência e orientação que foram primordiais na construção deste trabalho. Muito Obrigado.

Aos Professores Angelo Costa Gurgel, Dênis Antônio da Cunha e Marcos Spinola Nazareth, pela disponibilidade, ideias e presença constante na construção desta tese.

À minha namorada Luana (mais conhecida como minha “princesa”), por suportar minhas reclamações e por me apoiar em todos os meus planos. Muito obrigado por sempre estar sempre ao meu lado. Agradeço também, a dona Elaina e dona Lúcia, por ver em mim alguém que realmente faz bem a um dos seus bens mais preciosos. Por fim, agradeço a toda família da minha namorada, sempre me trataram muito bem.

Aos meus amigos, que de várias maneiras me ajudaram nessa trajetória, com conselhos e apoio constante.

Ao 1721, minha inesquecível casa, local onde eu aprendi a dar valor ao que tenho e ao que posso conquistar com esforço, humildade e honra. Muito obrigado.

Agradeço a oportunidade de conviver com Darwin, King, Catarina e Odin. Minhas sertralinas particulares.

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de desfrutar de todos os seus benefícios.

Ao Departamento de Economia Rural (DER) por ter me proporcionado tanto conhecimento.

Aos professores que aceitaram participar da avaliação do projeto e da banca de defesa da dissertação, muito obrigado pelas contribuições.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo importante apoio financeiro que recebi durante os anos de estudo.

Fale um pouco mais alto, “não consigo ouvir direito quem não acredita em si mesmo. Acredite em si, você pode tudo. 32.1.

RESUMO

SUELA, Attawan Guerino Locatel, D.Sc, Universidade Federal de Viçosa, junho de 2023. **Análise do Excedente de Reserva Legal: propostas para reduzir o desmatamento no Brasil.** Orientador: Ian Michael Trotter. Coorientadores: Cicero Zanetti de Lima e Rayan Wolf.

Com a necessidade de aumentar a produção de alimentos para suprir a demanda global por calorias, algumas nações se destacam. O Brasil tem uma vantagem competitiva devido ao seu potencial produtivo e vasto território disponível para a produção agropecuária. No entanto, a conversão de florestas nativas em atividades agrícolas é uma das principais causas de perda de biodiversidade, especialmente nas regiões tropicais. Lidar com a degradação ambiental requer ações pró-ambientais combinadas. O objetivo desta pesquisa foi simular uma redução nas conversões de florestas nativas utilizando o mecanismo de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) no Excedente de Reserva Legal (ERL) das macrorregiões brasileiras em 2030, com foco no bioma Cerrado e, mais especificamente, na região de fronteira agrícola conhecida como MATOPIBA. Utilizamos o modelo de Equilíbrio Geral Computável Estático, BREA, que inclui as macrorregiões brasileiras e a região do MATOPIBA em seu banco de dados. Foram desenvolvidos cinco cenários, com diferentes níveis de conversão de florestas nativas, e uma simulação específica para calcular o total de PSA necessário para tornar os produtores indiferentes em converter ou não seu ERL. Em todos os cenários, a simulação prevê a conversão de florestas nativas entre 6 e 12,5 milhões de hectares em todo o Brasil até 2030. A perda de bem-estar pode chegar a R\$ 4,4 bilhões, dependendo das restrições impostas ao modelo. O maior impacto simulado no PIB brasileiro foi de 1,35%. As regiões mais afetadas pela conversão de florestas seriam o Norte, Centro-Oeste e a região do MATOPIBA. O bioma Cerrado (Centro-Oeste e MATOPIBA) apresentaria uma conversão florestal entre 1 e 3 milhões de hectares, dependendo da simulação. Ao calcular o PSA necessário para tornar os produtores de soja indiferentes em converter ou não seu ERL, foram simulados valores entre R\$ 5.777,00 por hectare/ano para a região Sudeste e R\$ 14.014,00 por hectare/ano para a região Sul. Na região do MATOPIBA, o valor do PSA simulado foi de R\$ 6.830,00 por hectare/ano, aproximando-se da realidade da região. É importante ressaltar que os valores calculados são alternativas que os tomadores de decisão podem considerar como parâmetros para futuras políticas públicas. Propor aos produtores rurais a escolha de converter ou não seu ERL,

mediante um valor mínimo, pode colocá-los em uma posição vantajosa e oferecer-lhes opções de escolha.

Palavras-chave: Equilíbrio Geral Computável. Conversão Florestal. Bem-estar Econômico.

ABSTRACT

SUELA, Attawan Guerino Locatel, D.Sc, Universidade Federal de Viçosa, June 2023. **Analysis of the Surplus Legal Reserve: Proposals to Reduce Deforestation in Brazil.** Adviser: Ian Michael Trotter. Co-advisers: Cicero Zanetti de Lima and Rayan Wolf.

With the need to increase food production to meet global calorie demand, some nations stand out. Brazil has a competitive advantage due to its productive potential and vast territory available for agricultural production. However, the conversion of native forests into agricultural activities is one of the main causes of biodiversity loss, especially in tropical regions. Addressing environmental degradation requires combined pro-environmental actions. The objective of this research was to simulate a reduction in the conversion of native forests using the mechanism of Payments for Environmental Services (PES) in the Excess of Legal Reserve (ERL) of Brazilian macro-regions by 2030, focusing on the Cerrado biome, specifically the agricultural frontier region known as MATOPIBA. We used the Static Computable General Equilibrium model, BREA, which includes disaggregated Brazilian macro-regions and the MATOPIBA region in its database. Five scenarios were developed, with different levels of forest conversion, and a specific simulation was conducted to calculate the total PES required to make producers indifferent to converting their ERL or not. In all scenarios, the simulation predicts the conversion of native forests between 6 and 12.5 million hectares throughout Brazil by 2030. Well-being losses could reach R\$ 4.4 billion, depending on the restrictions imposed on the model. The largest simulated impact on the Brazilian GDP was 1.35%. The most affected regions by forest conversion would be the North, Midwest, and MATOPIBA region. The Cerrado biome (Midwest and MATOPIBA) would experience forest conversion between 1 and 3 million hectares, depending on the simulation. When calculating the PES required to make soybean producers indifferent to converting their ERL, simulated values ranged from R\$ 5,777.00 per hectare/year for the Southeast region to R\$ 14,014.00 per hectare/year for the South region. In the MATOPIBA region, the simulated PES value was R\$ 6,830.00 per hectare/year, closely reflecting the region's reality. It is important to emphasize that the calculated values are alternatives that decision-makers can consider as parameters for future public policies. Proposing to rural producers the choice of converting their ERL or not, based on a minimum value, can put them in an advantageous position and offer them options for decision-making.

Keywords: Computable General Equilibrium. Forest Conversion. Economic Welfare.

LISTA DE ILUSTRAÇÃO

Figura 1: Evolução da Produção de Grãos, Cana-de-Açúcar e Pecuária no MATOPIBA (2013-2018), em milhões de toneladas (Mt) e milhões de cabeças.	20
Figura 2 - Supressão de vegetação nativa (mil hectares) do MATOPIBA e do restante do Brasil entre os anos de 2010 a 2022.....	21
Figura 3 - Número de Autorizações de Supressão Vegetal (ASV) no MATOPIBA para os anos de 2013 a 2020.....	22
Figura 5 - Mapa contendo os biomas brasileiros bem como a região do MATOPIBA de maneira explícita.	27
Figura 6 - Montante contratado do crédito rural do MATOPIBA entre os anos de 2013 a 2018 e a criação de postos de trabalho no mesmo período.....	30
Figura 7 - Agregação regional do Brasil no modelo BREA	51
Figura 8 - Estrutura econômica regional.	52
Figura 9 - Estrutura dos setores de produção: agricultura, pecuária e silvicultura.....	56
Figura 10 - Estrutura do consumo privado.	59
Figura 11 - Estrutura de consumo do Governo.....	60
Figura 12 - Estrutura de investimento.	60
Figura 13 - Estratificação do LAPIG em três classes de estado de degradação.	63
Figura 14 - Oferta de terra.	66
Figura 15 - Calibração do Modelo BREA referente ao ano de 2019	69
Figura 16 - Composição para o PSA.	71
Figura 17 - Conversão de ERL para a produção de soja, milho e pastagem em todo o Brasil.	80
Figura 18 – Análise de proteção florestal dos cenários 2, 3 e 4.....	83
Figura 19 - Quantidade total de vegetação protegida: ERL mais as áreas UNUs em %.	89
Figura 20 - Quantidade não convertida de vegetação do ERL e áreas UNUs em Mha para agrop.	90
Figura 21 - Quantidade não convertida de vegetação do ERL e áreas UNUs em Mha para past.	91
Figura 22 - Quantidade de ERL convertida para a produção de Soja, Milho e Pastagem..	92
Figura 24 - Variação equivalente do bem-estar em porcentagem por região.....	96
Figura 25 - Análise por nível de proteção florestal dos impactos na produção agropecuária das regiões Centro-Oeste e MATOPIBA em 2030.	98
Figura 26 - Conversão do ERL referente ao BT e Base.....	102
Figura 27 - Conversão do ERL por região e por cultura.....	103

Figura 28 - Apresenta os valores do PSA que poderiam tornar os produtores indiferentes em relação a converter ou não suas áreas de ERL nos cenários Base e BT.....	104
Figura 29 - Valor ganho por hectare de soja e pastagens em 2030 para os cenários Base e BT.	105
Figura B. 1 - Estrutura dos Setores de Produção: Setores de Petróleo, Carvão, Petróleo Refinado e Gás no modelo BREA.	121
Figura C. 1 - Emissões de CO ₂ eq brutas geradas pela Mudança no Usa da Terra e pela Agropecuária e o nível de Pastagens Severamente Degradadas no MATOPIBA entre os anos de 2007 e 2020.	128
Figura C. 2 - % das Pastagens Severamente Degradadas do MATOPIBA em relação ao Brasil, entre os anos de 2009 e 2020.....	129
Figura D. 1 - Análise por nível de proteção florestal dos impactos na produção agropecuária das regiões Sul, Sudeste, Norte e Nordeste em 2030.....	131

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
1.1 Problema de pesquisa	24
1.2 Objetivos	25
2. CONTEXTUALIZAÇÃO: Área de Estudo	26
2.1 Bioma Cerrado	26
2.1.1 MATOPIBA	28
2.2. CONTEXTUALIZAÇÃO: Medidas Pró-Ambientais.....	30
2.2.1 Novo Código Florestal e suas inconsistências em relação a preservação das matas nativas.....	30
2.2.2 Moratória da Soja	32
2.3 FUGA DA SOJA PARA O BIOMA CERRADO	33
2.4 PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS	34
2.5 EXCEDENTE DE RESERVA LEGAL E SERVIDÃO AMBIENTAL	41
2.6 MORATÓRIA DA SOJA E PSA PODEM SER COMPLEMENTARES	42
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	44
4 METODOLOGIA.....	50
4.1 EQUILÍBRIO GERAL COMPUTÁVEL	50
4.2 MODELO BREA	50
4.2.1 Composição do banco de dados.....	55
4.2.2 A representação tecnológica do modelo BREA.....	55
4.2.3 Tecnologia de Produção no modelo BREA	56
4.2.4 Preferência e demanda final	59
4.2.5 Investimento	60
4.2.6 Uso da terra.....	61
4.2.8 Oferta de terra.....	65
4.2.9 Aprimoramentos e validação histórica no modelo BREA.....	66
4.2.10 Instrumento econômico para incentivar a conservação florestal (PSA).....	70
4.2.11 Metodologia de Análise dos Resultados e Cálculo do PSA	71
4.3 CENÁRIOS SIMULADOS.....	72
4.3.1 Cenários:.....	73
4.4 FECHAMENTO MACROECONÔMICO.....	75
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	76
5.1 MUDANÇAS NO USO DA TERRA EM NÍVEL NACIONAL	76
5.2 MUDANÇAS NO USO DA TERRA EM NÍVEL REGIONAL	81

5.3 MUDANÇAS MACROECONÔMICAS.....	93
5.3.1 Bem-estar e PIB.....	93
5.3.2 Impacto na produção das atividades econômicas agropecuárias.....	97
5.4 PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA)	100
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	107
7. REFERÊNCIAS	111
APÊNDICE A	120
A.1 PARÂMETROS E ELASTICIDADES	120
APÊNDICE B.....	121
B.1 OUTRAS ESTRUTURAS TECNOLÓGICAS.....	121
APÊNDICE C	122
C.1 BIOMAS E A POLÍTICA AMBIENTAL BRASILEIRA	122
C.1.1 Biomas brasileiros.....	122
C.1.3 Bioma Caatinga.....	123
C.1.4 Bioma Mata Atlântica	123
C.1.5 Bioma Pantanal	123
C.1.6 Bioma Pampa.....	124
C.2 ESPECIFICAÇÕES GERAIS DO NOVO CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO	124
C.3 INCERTEZAS SOBRE O NOVO CÓDIGO FLORESTAL EM RELAÇÃO A PRESERVAÇÃO DAS MATAS NATIVAS	126
C.4 EXEMPLO DA FUNCIONALIDADE DO NOVO CÓDIGO FLORESTAL EM UMA REGIÃO - MATOPIBA	127
APÊNDICE D	131
APÊNDICE E.....	132
E.1 REPRESENTAÇÃO ALGÉBRICA DE BREA	132
E.2 CONDIÇÃO DE LUCRO ZERO	133
E.2.1 Produção agrícola.....	133
E.2.2 Produção não agrícola e de energia.....	134
E.2.3 Eixo Capital-Trabalho	134
E.2.4 Eixo de energia agregada	134
E.2.5 Eixo de materiais energéticos.....	134
E.2.6 Estrutura de Armington.....	134
E.2.6.1 Agregação inter-regional	134
E.2.6.2 Agregação nacional e de importação.....	134

E.2.6.3 Agregação de consumo inter-regional	135
E.2.6.4 Agregação de consumo nacional e de importação.....	135
E.2.6.5 Agregação de investimento inter-regional.....	135
E.2.6.6 Agregação de investimento nacional e de importação	135
E.2.7 Utilidade das Famílias.....	135
E.2.8 Demanda energética	135
E.2.9 Demanda alimentar e agrícola.....	136
E.2.10 Outras demandas	136
E.2.11 Governo	136
E.3 CONDIÇÃO MARKET CLEARANCE	136
E.2.1 Capital, Trabalho e Terra	136
E.2.2 Produção setorial.....	136
APÊNDICE F.....	137
F.1 ARRENDAMENTO E VALOR DA TERRA	137
APÊNDICE G - ELASTICIDADES PARA A FUNÇÃO DE OFERTA DE TERRA NO MODELO BREA.....	142

1 INTRODUÇÃO

Fornecimento de alimentos, fibras, bioenergia e água para a crescente demanda global são exemplos de serviços ecossistêmicos vitais para a sobrevivência humana (SPAROVEK et al., 2018; FREITAS, 2019; LOYOLA et al., 2021; XU et al., 2021). No entanto, esse provimento está diretamente e indiretamente relacionado ao desmatamento, perda de habitat natural, impactos na biodiversidade, emissões de gases de efeito estufa (GEE) e esgotamento dos recursos hídricos (SPAROVEK et al., 2019; REIS et al., 2020; STOCCO et al., 2020; DA SILVA et al., 2021).

Segundo a Organização das Nações Unidas - ONU (1992), Cock et al. (2010), Franco (2013) e Duarte et al. (2020), a biodiversidade pode ser definida como a variabilidade entre organismos vivos de todos os reinos, incluindo ecossistemas terrestres, marinhos e outros ambientes aquáticos. A proteção e promoção do uso sustentável dos recursos naturais e a redução da perda de biodiversidade fazem parte dos objetivos de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas (ONU, 2016), que visa promover a vida na terra.

Nesse contexto, o Brasil possui relevância mundial, uma vez que 60% do seu território ainda está ocupado por vegetação nativa (MAPBIOMAS, 2022). O país abriga as maiores áreas de floresta tropical e savana preservadas, presentes nos biomas Amazônia e Cerrado, que são regiões com elevado estoque de carbono (STRASSBURG et al., 2017; DE WAROUX et al., 2019; POLIZEL et al., 2021; RUSSO LOPES et al., 2021). Em termos de biodiversidade, a vegetação nativa brasileira é o lar de inúmeras espécies da fauna e flora endêmicas e ameaçadas de extinção, abrigando mais de 10% das espécies conhecidas globalmente (PHALAN et al., 2016; FREITAS, 2019; RUSSO LOPES et al., 2021).

Devido à sua extensa área com aptidão para a produção agrícola, o Brasil consolidou-se como um dos principais produtores e exportadores de commodities em nível mundial. A expectativa é que o Brasil mantenha e amplie sua posição como um fornecedor global de alimentos, fibras e bioenergia nas próximas décadas, consolidando sua relevância no cenário internacional (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, 2018; MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO - MAPA, 2020).

Essa expansão projetada está intimamente ligada a substanciais investimentos em novas infraestruturas rodoviárias, destinados a impulsionar o crescimento agrícola (GARCIA et al., 2021). No entanto, a ausência de medidas pró-ambientais pode resultar em um aumento na

supressão florestal para a abertura de novas áreas (ARIMA et al., 2011; KALAMANDEEN et al., 2018; FREITAS, 2019).

Embora esses investimentos possam trazer benefícios econômicos, eles também têm o potencial de intensificar conflitos pela posse da terra e degradar os recursos naturais disponíveis para a sociedade (FIAN, 2018; SOLIDARIDAD, 2021). Conforme indicam Rode et al. (2015), Pagiola et al. (2016), Sparovek et al. (2018), Chervier et al. (2019), Sparovek et al. (2019), Suela et al. (2020a) e Maca-Millán et al. (2021), a preservação da vegetação nativa está intrinsecamente ligada à implementação de legislações e regulamentações governamentais, bem como a opções de proteção ambiental, quer sejam de natureza pública ou privada.

A heterogeneidade dos biomas brasileiros, que inclui a Amazônia, a Caatinga, o Cerrado, a Mata Atlântica, o Pampa e o Pantanal, demanda legislações ambientais específicas (POLIZEL et al., 2021). No entanto, a legislação ambiental brasileira, em particular o Novo Código Florestal (NCF)¹, Lei Federal nº 12.651, aborda apenas parcialmente essas características ao estabelecer diretrizes para ações pró-ambientais em tais ecossistemas, o que resulta em uma eficácia limitada em grande parte do país (POLIZEL et al., 2021).

Esta pesquisa deu particular ênfase ao bioma Cerrado, um ecossistema que apresentou um grande aumento nos níveis de desmatamento nas últimas duas décadas (MAPA, 2020; MAGALHÃES et al., 2021). O bioma Cerrado, situado ao sul e leste da Amazônia, tornou-se uma área-chave após a moratória da soja (MS) na Amazônia². Com as restrições à expansão da soja na região amazônica, houve um aumento na pressão para expandir a produção de soja no Cerrado, uma vez que parte dessa expansão se deslocou para essa região. Isso gerou preocupações ambientais, pois a conversão de áreas do Cerrado para a agricultura resulta em desmatamento e impactos ambientais significativos. O Cerrado é agora considerado uma "zona de amortecimento" para a Amazônia, o que significa que, explicitamente e implicitamente, o desmatamento e a expansão agrícola no Cerrado podem reduzir a pressão sobre a Amazônia (MAGALHÃES et al., 2020; CABRAL et al., 2023). Essa mudança na consideração do Cerrado como zona de amortecimento da Amazônia requer a implementação de medidas de proteção ambiental mais rigorosas para preservar esse ecossistema (FIAN, 2018; MAPA, 2020; MAGALHÃES et al., 2020; CABRAL et al., 2023).

¹Esta lei estabelece as normas gerais para a proteção da vegetação nativa, o controle da origem dos produtos florestais, a prevenção de incêndios florestais e a regulamentação da exploração e do suprimento de matéria-prima florestal.

²A moratória da soja na Amazônia é um acordo de desmatamento zero entre produtores de soja, governos e sociedade civil que proíbe transações comerciais de soja cultivada em áreas desmatadas na Amazônia. Esse acordo foi inspirado em um relatório do Greenpeace de 2006, que evidenciou a participação de corporações multinacionais de soja e indústrias alimentícias no desmatamento da Amazônia.

Nesse sentido, este estudo buscou calcular a área florestal total que poderia ser convertida para a produção agrícola, a fim de sustentar a demanda interna e externa até o ano de 2030, e apresentar a possibilidade de utilização dos Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA)³, conforme a Lei nº 14.119/2021, como alternativa para apoiar a moratória da soja no bioma Cerrado (MC) (GREENPEACE, 2017; BRASIL, 2021).

Embora o controle e a manutenção dos níveis de desmatamento estejam previstos no NCF e a redução do desmatamento seja uma das ações apresentadas pelo Brasil nas Conferências das Partes (COP, edições 15, 21 e 23), o país ainda possui uma grande extensão de vegetação natural com potencial de conversão em áreas agrícolas, como a região do MATOPIBA (acrônimo para as áreas do bioma Cerrado presentes nos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia) (SOLIDARIDAD, 2021). O MATOPIBA já foi responsável por 76% do desmatamento total do bioma Cerrado entre 2015 e 2022, refletindo o resultado da combinação entre a regulação ambiental ineficiente e o crescimento do setor agrícola (CABRAL et al., 2023). As pressões que as atividades econômicas exercem sobre as áreas naturais podem afetar negativamente a saúde humana, a qualidade dos recursos naturais e o equilíbrio dos ecossistemas, sendo denominadas externalidades negativas na economia (TIETENBERG, 2018).

A reflexão sobre externalidades ambientais também direciona a atenção para a internalização dos custos ambientais nas transações econômicas. Isso envolve a consideração dos impactos ambientais nas decisões comerciais, de modo que os custos ambientais sejam adequadamente refletidos nos preços dos produtos e serviços, promovendo escolhas mais sustentáveis (DE MARTINS e ROSSIGNOLI, 2018).

Uma gama diversificada de métodos é empregada para mitigar os efeitos negativos das externalidades ambientais, abrangendo desde o fortalecimento das regulamentações governamentais até a adoção de tecnologias sustentáveis e incentivos fiscais, visando a redução da degradação ambiental (MAPA, 2020; MAGALHÃES et al., 2020). No âmbito dessa mitigação, os PSAs desempenham um papel significativo, proporcionando abordagens específicas para atenuar a conversão de florestas nativas em áreas produtivas para os setores da agropecuária e de florestas comerciais (PAGIOLA, et al., 2013). Isso inclui a compensação de proprietários de terra pela preservação florestal, incentivando a restauração de áreas desmatadas e recompensando pelos serviços ecossistêmicos (PAGIOLA, et al., 2013). Tais estratégias

³PSA é um mecanismo financeiro com o intuito de remunerar produtores rurais, agricultores familiares, assentados, comunidades tradicionais e povos indígenas pelos serviços ambientais prestados em suas propriedades rurais, que geram benefícios para toda a sociedade (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

representam uma abordagem promissora para interligar a discussão sobre externalidades aos PSAs, contribuindo para a preservação ambiental e o desenvolvimento sustentável (TIETENBERG, 2018).

Os PSAs têm sido apontados como uma abordagem inovadora para lidar com as externalidades ambientais, fornecendo um mecanismo econômico para valorizar os serviços prestados pelos ecossistemas naturais. Essa abordagem confere aos proprietários de terras o poder de decisão, permitindo que escolham entre preservar, restaurar áreas naturais ou converter para outros usos⁴, podendo assim resultar em uma redução significativa dos impactos ambientais adversos (MAGALHÃES et al., 2020; POLIZEL et al., 2021).

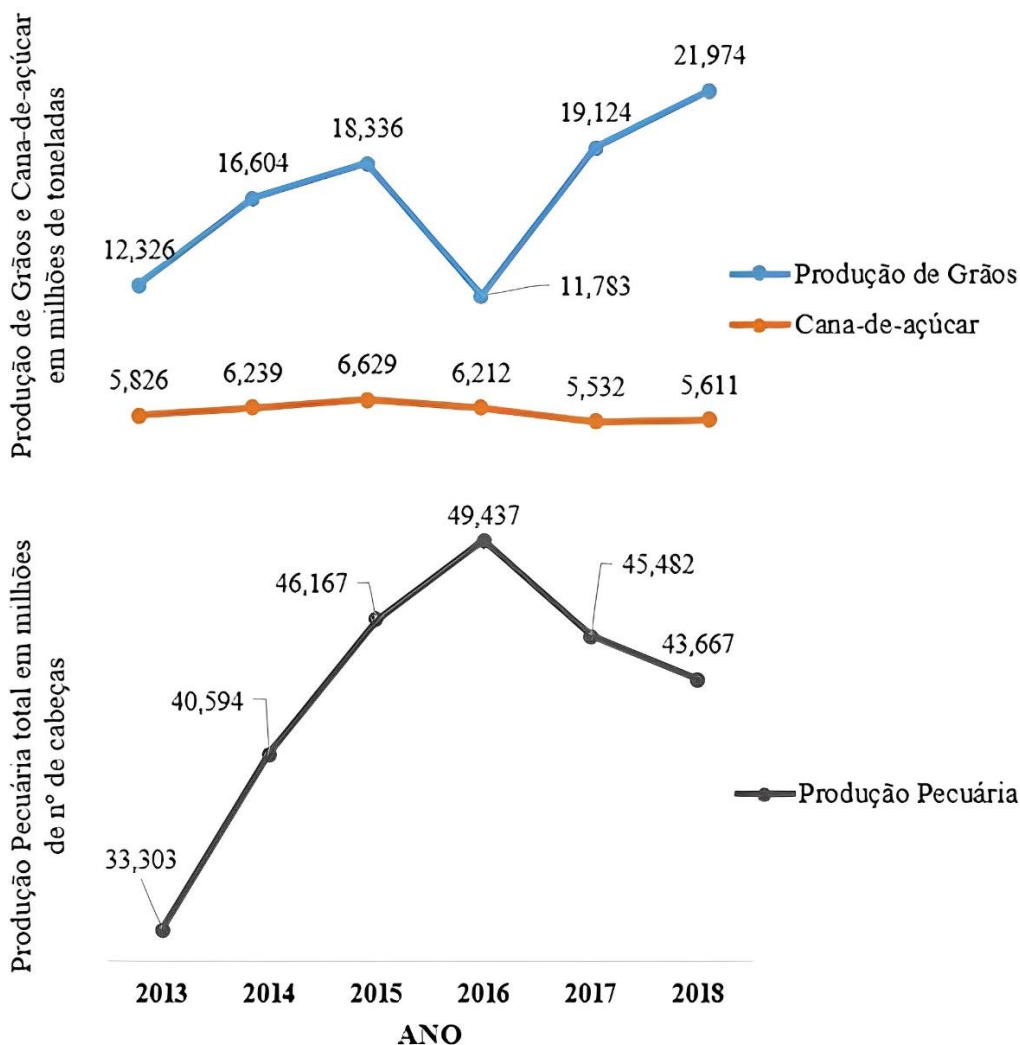
Conforme demonstrado na Figura 1, o MATOPIBA tem evidenciado um crescimento substancial nos últimos anos em pelo menos três dos principais setores da produção agropecuária do país: produção de grãos⁵, cana-de-açúcar e pecuária⁶. Avançando para a análise mais recente, em 2022, a região do MATOPIBA atingiu uma produção de aproximadamente 35 milhões de toneladas (Mt) de grãos e mais de 9 Mt de cana-de-açúcar, o que corresponde a cerca de 12% da produção nacional em ambos os casos (MAPA, 2023). Esse fenômeno se refletiu na pecuária da região, na qual o efetivo de bovinos, suínos e aves alcançou cerca de 13% do total da produção brasileira em 2022 (MAPA, 2023).

⁴Outros usos: Práticas agrícolas sustentáveis, como a agricultura orgânica, sistemas de agrofloresta, desenvolvimento de ecoturismo, investimentos em energias renováveis, manejo sustentável, participação em projetos de conservação e restauração de áreas degradadas, além da produção agroecológica (EMBRAPA, 2018)

⁵Soja, milho, algodão, amendoim, sorgo, trigo e arroz entre outros.

⁶Bovinos, suínos e galináceos.

Figura 1: Evolução da Produção de Grãos, Cana-de-Açúcar e Pecuária no MATOPIBA (2013-2018), em milhões de toneladas (Mt) e milhões de cabeças.



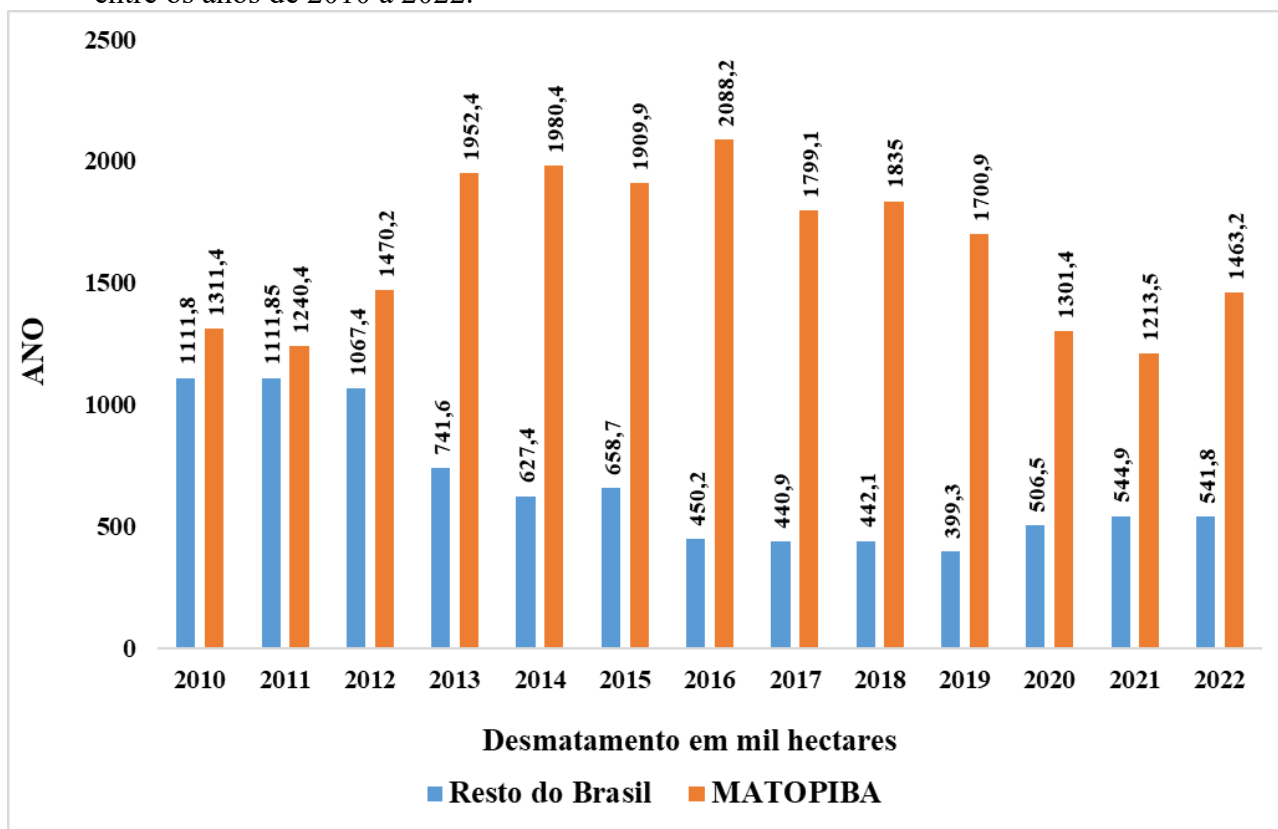
Nota: Produção de Grãos - soma das produções de soja, sorgo, milho, feijão, arroz, amendoim e algodão.

Nota: Produção Pecuária - soma do número de cabeças de suínos, galináceos e bovinos.

Fonte: Elaboração própria, valores adaptados através da COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB (2020) e IBGE (2020c).

O crescimento do agronegócio e a permissividade na exploração florestal na região do MATOPIBA têm acelerado a taxa de perda de vegetação nativa (BRASIL, 2012; EMBRAPA, 2015; ZANATTA et al., 2016; LOYOLA et al., 2021; XU et al., 2021). A Figura 2 apresenta a supressão de mata nativa em mil hectares ocorrida no Brasil e no MATOPIBA entre os anos de 2010 e 2022. A supressão vegetal no MATOPIBA chegou a aproximadamente 8,7 milhões de hectares (Mha).

Figura 2 - Supressão de vegetação nativa (mil hectares) do MATOPIBA e do restante do Brasil entre os anos de 2010 a 2022.



Fonte: Elaboração própria, com base em MapBiomias (2022).

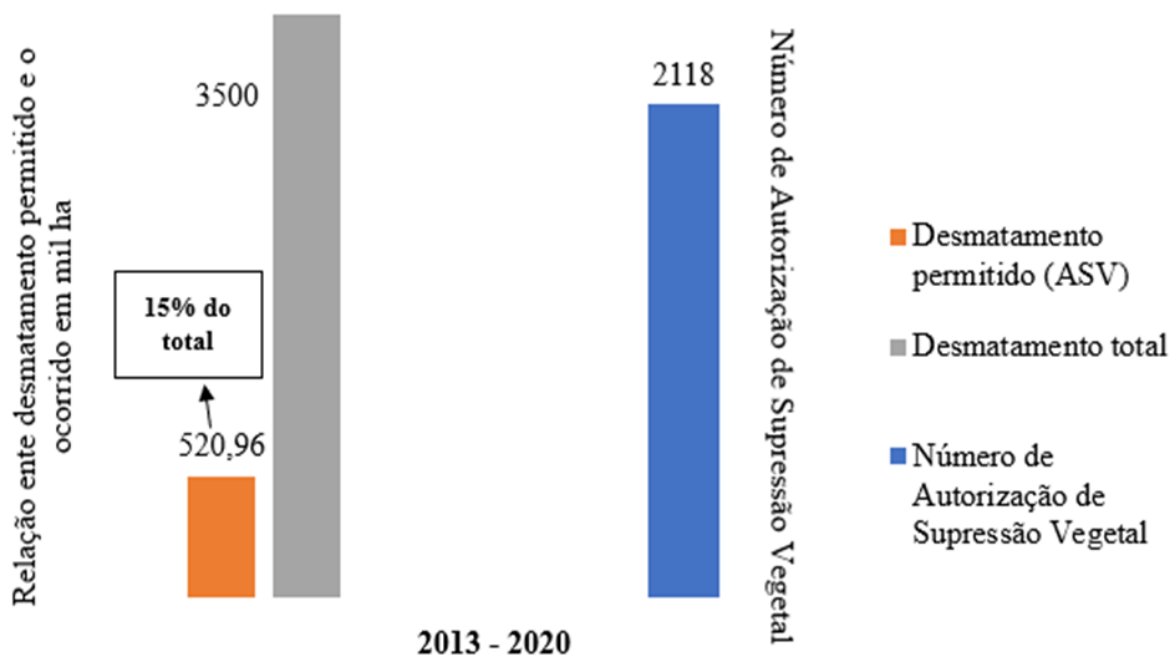
Em 2022, por exemplo, o Brasil testemunhou uma perda de cerca de 2,1 milhões de hectares de vegetação nativa, de acordo com dados do MAPBIOMAS (2022) (Figura 2). É crucial observar que, nesse mesmo ano, o MATOPIBA contribuiu de maneira significativa para essa estatística, sendo responsável por uma parcela considerável dessa perda. Essa constatação destaca a vulnerabilidade dessa região e ressalta a necessidade de conduzir estudos específicos para compreender e enfrentar os desafios ambientais que ela enfrenta.

A Figura 3 apresenta dados sobre o número de Autorizações de Supressão Vegetal (ASVs)⁷ concedidas pelo IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente) para a região do MATOPIBA entre os anos de 2013 e 2020 (VALDIONES et al., 2021). Observa-se uma disparidade entre o que foi permitido ser convertido por meio das ASVs e o que efetivamente ocorreu com a vegetação nativa da região (FIAN, 2018). Os dados indicam uma média de 85% de ilegalidade nos níveis de desmatamento na região. Essa situação poderia se tornar um

⁷A Autorização de Supressão de Vegetação (ASV) é o instrumento que estabelece os procedimentos para a supressão legal de vegetação nativa em empreendimentos de interesse público ou social que estão sujeitos ao licenciamento ambiental pela Diretoria de Licenciamento Ambiental Federal (Dilic) do Ibama.

obstáculo para os produtores da região em relação à comercialização da sua produção de soja, caso ocorra a Moratória da Soja no bioma Cerrado (MC).

Figura 3 - Número de Autorizações de Supressão Vegetal (ASV) no MATOPIBA para os anos de 2013 a 2020.



Fonte: Elaboração própria, com base em VALDIONES et al., (2021).

A moratória da soja na Amazônia, estabelecida em 2008 para limitar a produção de grãos a áreas não desmatadas, contribuiu para a redução do desmatamento nessa região (SOTERRONI et al., 2019). No entanto, essa medida resultou em uma migração do desmatamento para o Cerrado, especialmente no MATOPIBA (CABRAL et al., 2023), como evidenciado na Figura 3. Essa região, uma importante⁸ fronteira agrícola, apresenta uma lacuna crítica no requisito de não desmatamento.

Essa migração do desmatamento para o Cerrado vem sendo discutida globalmente e a tendência é que o mercado internacional passe a exigir medidas para proteger esse bioma (GUIMARÃES et al., 2023). É importante destacar que a região do MATOPIBA tem apresentado uma fragilidade ainda maior em relação ao desmatamento, com um aumento significativo na conversão florestal nos últimos anos. Em 2022, por exemplo, o desmatamento cresceu 37% na região, sendo que 84% do desmatamento ocorreu em áreas de Cerrado, 12%

⁸A fronteira agrícola refere-se à expansão das áreas destinadas à agricultura. Geralmente, ocorre quando regiões anteriormente não utilizadas para cultivo são transformadas em áreas agrícolas. Isso pode envolver a conversão de terras naturais, como florestas ou pastagens, para a produção agrícola. A expansão da fronteira agrícola é comum em países onde a demanda por alimentos e produtos agrícolas está em crescimento, levando os agricultores a buscar novas terras para cultivar. No entanto, essa expansão também levanta preocupações ambientais devido à perda de ecossistemas naturais e à pressão sobre recursos naturais (XAVIER, 2019).

afetou áreas de Caatinga, 3% da Amazônia e 0,9% da Mata Atlântica (CABRAL et al., 2023). Além disso, a região do MATOPIBA concentrou 26,3% da área desmatada no Brasil em 2022, com 4.975 alertas e 541.803 hectares desmatados (MAPBIOMAS, 2022). Esses dados evidenciam a vulnerabilidade crescente dessa região, reforçando a urgência de investigações específicas para compreender sua situação.

Diante disso, estudos sobre o tema têm buscado analisar o *trade-off* entre o crescimento econômico e o meio ambiente, por meio da redução do desmatamento via mecanismo de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) (BÖRNER et al., 2014; HEJNOWICZ et al., 2014; LIMA e PERSSON, 2020; MUHAMMAD et al., 2021). Uma abordagem oportuna é considerar o Excedente de Reserva Legal (ERL)⁹, que representa a vegetação nativa fora da área de preservação obrigatória. Esse excedente pode ser um ativo ambiental para compensação da Reserva Legal (RL), criação de Servidões Ambientais (SA), além de contribuir para a conservação e preservação (DINIZ, 2012; PAGIOLA et al., 2016; CHERVIER et al., 2019).

Diante do que foi supracitado, pode-se esperar que a consideração da remuneração aos produtores pela manutenção do ERL, por meio de um mecanismo de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), seja uma medida razoável de incentivar a preservação e conservação do ERL. Esses recursos podem ser obtidos de diversas fontes. O governo brasileiro, de acordo com a Lei nº 5028/2019, oferece subsídios para essa finalidade. Além disso, o financiamento externo, como o REDD (Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal)¹⁰, é outra opção viável. O Programa de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) não só promove a conservação do Cerrado, mas também fornece apoio econômico aos produtores rurais. Isso lhes oferece escolhas entre a manutenção das áreas de vegetação natural ou o desenvolvimento de atividades produtivas nessas regiões.

Para alcançar o objetivo desta pesquisa, foi utilizado um modelo de Equilíbrio Geral Computável denominado *Brazilian Economic Analysis* (BREA), conforme detalhado em Lima (2017). A modelagem de equilíbrio geral, em comparação com abordagens econômicas setoriais, apresenta a vantagem de considerar a economia como um todo (FRANCISCO e GURGEL, 2020; STOCCO et al., 2020).

⁹Vale ressaltar que a não obrigatoriedade de preservação dessas áreas as torna vulneráveis ao desmatamento legal, uma vez que a sua supressão é permitida (BRASIL, 2012).

¹⁰O REDD é um conjunto de incentivos econômicos, geralmente financiado por agentes externos, com o intuito de reduzir as emissões de gases de efeito estufa (GEE) resultantes do desmatamento e da degradação florestal. Esse conceito parte da ideia de incluir na contabilidade das emissões de GEE aquelas que são evitadas pela redução do desmatamento e da degradação florestal (EMBRAPA, 2018).

1.1 Problema de pesquisa

O aumento da produção agrícola é fundamental para suprir a crescente demanda por alimentos (STOCCO et al., 2020). No entanto, esse crescimento da produtividade não deve ignorar os impactos ambientais que acarreta. O exemplo bem-sucedido da modernização da agricultura brasileira ilustra como é possível intensificar a produção, aumentando a produtividade por hectare (EMBRAPA, 2018). Porém, essa intensificação traz desafios ambientais, e a agricultura sem práticas sustentáveis pode resultar em danos sérios, como erosão do solo e esgotamento de recursos naturais (FREITAS, 2019).

Portanto, a busca por equilíbrio é crucial: a produção agrícola deve ser conciliada com a preservação do meio ambiente. Isso envolve a implementação de práticas e tecnologias sustentáveis que minimizem os impactos ambientais. Em última análise, a intensificação agrícola e a preservação ambiental são elementos intrinsecamente ligados na busca pela segurança alimentar e pela saúde do planeta. Isso impõe a diversos atores, incluindo governos, produtores rurais, empresas e a sociedade em geral, a responsabilidade de promover o crescimento da agropecuária de forma a evitar ou minimizar a degradação ambiental resultante dessas atividades.

Conforme destacado por Rockström (2017), para atingir a intensificação sustentável da agricultura (ISA), que visa aumentar a produção de alimentos sem prejudicar o meio ambiente, é vital que todos os participantes do setor se comprometam com a preservação ambiental. Os governos desempenham um papel central ao estabelecer políticas para promover práticas agrícolas sustentáveis e conservação (XU et al., 2021). Isso exige investimentos em pesquisa e desenvolvimento, bem como apoio financeiro aos agricultores. Produtores rurais têm uma função essencial na implementação de práticas sustentáveis que resultam em benefícios econômicos e ambientais (FREITAS, 2019). Empresas também podem contribuir, incentivando práticas amigas do meio ambiente em suas cadeias de suprimentos e investindo em tecnologias sustentáveis. A sociedade em geral desempenha um papel vital ao conscientizar sobre a importância da preservação ambiental. Portanto, é fundamental que todos se comprometam com práticas agrícolas sustentáveis e tecnologias pró-ambientais para alcançar a intensificação sustentável da agricultura, garantindo uma produção alimentar abundante sem prejudicar o meio ambiente.

Apesar de o Brasil ter metas de redução do desmatamento, conforme estabelecido em seu Código Florestal, ainda existem remanescentes florestais que podem ser legalmente convertidos em terras agrícolas, como é o caso da região do MATOPIBA. No entanto, existem

alternativas para evitar novos desmatamentos nesses remanescentes florestais. Segundo o Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento - LAPIG (2022), aproximadamente 63,4 milhões de hectares de pastagens no Brasil apresentavam níveis de degradação intermediária em 2020, sendo que 4 milhões de hectares pertencem à região do MATOPIBA (LAPIG, 2022). A recuperação das áreas de pastagem no MATOPIBA pode reduzir a pressão sobre outras terras, incluindo as áreas de Excedente de Reserva Legal (ERL) (AGROSATÉLITE, 2020).

De acordo com Solidaridad (2021), o Brasil abriga uma área de 101 milhões de hectares de Excedente de Reserva Legal (ERL) distribuídos entre vários biomas. Em 2015, o bioma Cerrado respondia por aproximadamente 40% dessa área, o que equivale a 37 milhões de hectares, independentemente de sua aptidão agrícola. No contexto do MATOPIBA, estima-se que a ERL seja de 16,9 milhões de hectares, dos quais 4,6 milhões de hectares têm aptidão agrícola. Essa parcela é distribuída quase igualmente entre os estados do Maranhão (32%), Bahia (30%) e Tocantins (29%), com uma contribuição menor do Piauí (8%) (AGROSATÉLITE, 2020). A implementação do Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) aos produtores pode desempenhar um papel importante na promoção da intensificação da produção agrícola, ao mesmo tempo em que preserva o ecossistema do MATOPIBA.

1.2 Objetivos

O objetivo geral desta pesquisa foi quantificar a redução potencial da conversão de florestas nativas até 2030 na região do MATOPIBA, por meio da implementação de ações de conservação florestal e da aplicação do mecanismo de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), considerando tanto propostas de não conversão quanto a aplicação de PSA como estratégias para evitar o desmatamento.

Os objetivos específicos são:

- I. Analisar o nível atual de desmatamento no Brasil.
- II. Coleta de dados necessários.
- III. Aprimorar o modelo econômico BREA segundo as especificidades deste estudo.
- IV. Simular cenários que representem a redução da conversão de florestas, a proibição total da conversão florestal e a proposta do PSA no Brasil e no MATOPIBA.
- V. Analisar o impacto no PIB brasileiro e no bem-estar das famílias devido à possível redução na oferta de novas terras cultiváveis no Brasil.

2. CONTEXTUALIZAÇÃO: Área de Estudo

Esta seção enfatizará as características do bioma Cerrado, com destaque para a sua fronteira agrícola, o MATOPIBA. A expansão da produção agrícola no bioma Cerrado resultou de uma combinação de diversos fatores, incluindo processos de migração e colonização, programas de desenvolvimento do governo federal, adoção de tecnologia na produção e desenvolvimento de infraestrutura, além do aumento da demanda interna por alimentos e exportações. No entanto, grande parte desse desenvolvimento ao longo das décadas ocorreu em áreas de vegetação nativa, causando uma perda significativa no ecossistema e exigindo a implementação imediata de medidas pró-ambientais, devido ao impacto em larga escala na fauna, flora e na sociedade como um todo (SPAROVEK et al., 2019).

2.1 Bioma Cerrado¹¹

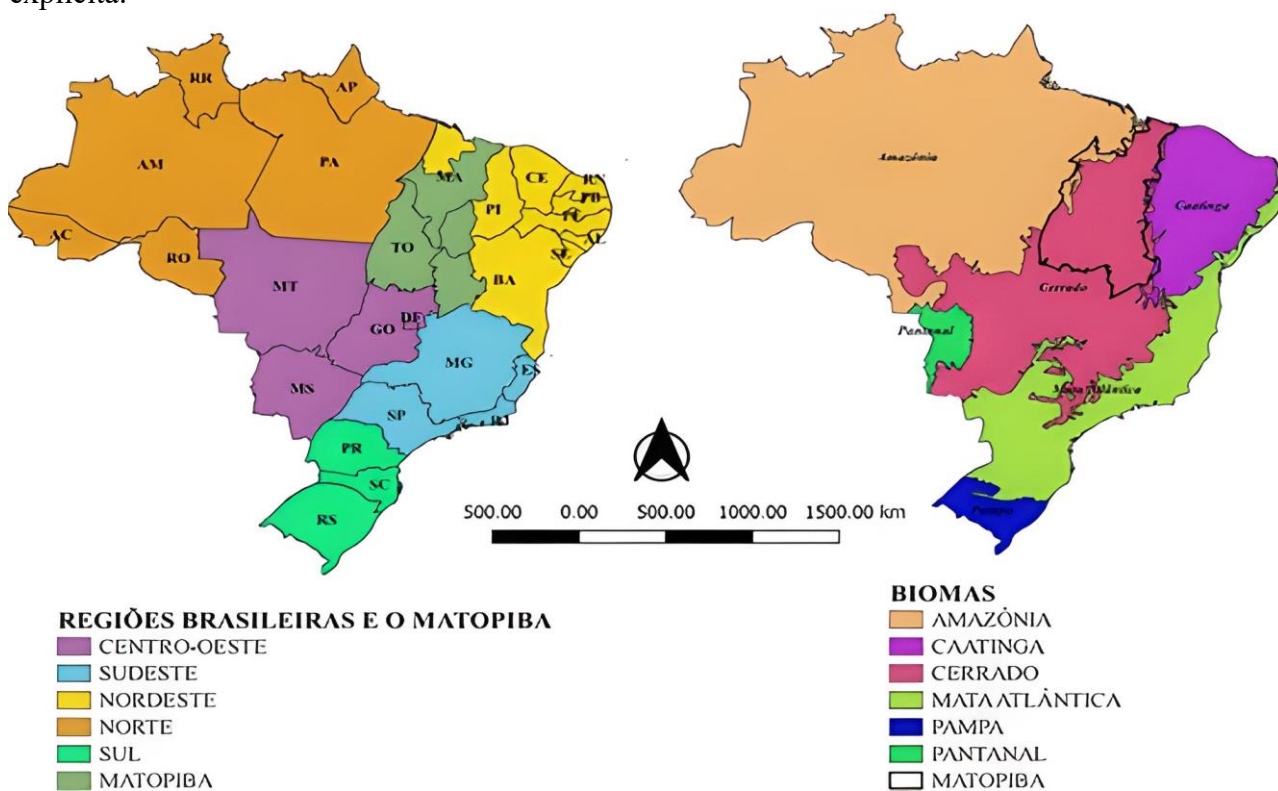
O bioma Cerrado abrange uma área de 204 milhões de hectares, sendo o segundo maior bioma da América do Sul. Está localizado nos estados de Goiás, Tocantins, Mato Grosso do Sul, sul de Mato Grosso, oeste de Minas Gerais, Distrito Federal, oeste da Bahia, sul do Maranhão, oeste do Piauí e parte do estado de São Paulo, como ilustrado na Figura 5. Devido à sua posição geográfica e características ecológicas, o Cerrado desempenha um papel fundamental para a sociedade e agricultura brasileira (REIS et al., 2020; STOCCO et al., 2020; DA SILVA et al., 2021). O ecossistema do Cerrado é popularmente conhecido como o "berço das águas" do Brasil, pois contém 43% da água superficial do país, excluindo a região amazônica. Além disso, abriga as nascentes de três das principais bacias hidrográficas da América do Sul, bem como diversos aquíferos (STRASSBURG et al., 2017).

Com vegetação nativa que varia entre formações de copas de árvores densas e campos abertos naturais, o bioma Cerrado engloba sete tipos de formações de savana, três tipos de pastagens, além de florestas secas e matas altas (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA, 2017). O bioma Cerrado é um verdadeiro tesouro de biodiversidade, abrigando 5% de todas as espécies do mundo e 30% da biodiversidade brasileira (GREEN et al., 2019). Essa região é considerada um *hotspot* de biodiversidade, com altas taxas de endemismo, contando com cerca de 4800 espécies de plantas e/ou vertebrados exclusivos (STRASSBURG et al., 2017). Além disso, o Cerrado fornece diversos serviços ecossistêmicos, incluindo alimentos, fibras e outros produtos biológicos, como óleos e resinas (RUSSO LOPES et al., 2021). Os serviços de regulação hídrica desempenhados pelo bioma são fundamentais para a formação de

¹¹ Cabe lembrar que os outros biomas estão melhor descritos no Apêndice C.

chuvas, além de sustentar a subsistência e a agricultura em todo o país (FIAN, 2018; RUSSO LOPES et al., 2021).

Figura 5 - Mapa contendo os biomas brasileiros bem como a região do MATOPIBA de maneira explícita.



Fonte: Elaboração própria.

O Brasil já converteu aproximadamente 28 Mha do bioma Cerrado entre 2001 e 2018, uma área maior que o Estado do Tocantins (SOLIDARIDAD, 2021). As taxas de desmatamento no bioma Cerrado foram 29% maiores do que na Amazônia durante esse período, e a proporção da área total desmatada no Cerrado foi 2,7 vezes maior do que na Amazônia. Atualmente, cerca de 95,73 Mha (46,8%) do bioma Cerrado estão antropizados, o que coloca esse bioma como um dos mais ameaçados do Brasil, com perda significativa de sua cobertura vegetal e risco de extinção de espécies (LOYOLA et al., 2021; SOLIDARIDAD, 2021). Embora os esforços tenham sido concentrados na redução do desmatamento na Amazônia, a supressão florestal no Cerrado continuou em níveis elevados, pois essa região é considerada (implicitamente ou explicitamente) uma zona de amortecimento para a Amazônia (FIAN, 2018; LOYOLA et al., 2021).

O desmatamento no bioma Cerrado pode ter graves consequências econômicas e ambientais, uma vez que diversos serviços ambientais, como abastecimento de água, conservação do solo e polinização, dependem da integridade das florestas e da vegetação nativa.

Se o atual ritmo de desmatamento no Cerrado persistir, haverá perdas significativas de espécies nativas nos próximos trinta anos. Estima-se que mais de mil espécies possam ser extintas devido a supressão florestal acumulativo, oito vezes mais do que o número de plantas registradas como extintas globalmente até o momento. Essas perdas de biodiversidade e de seu potencial para fármacos, cosméticos e alimentos seriam irreparáveis (AGROSATÉLITE, 2020; POLIZEL et al., 2021).

A principal causa do desmatamento no bioma Cerrado é a expansão da agropecuária sobre a vegetação florestal. Entre 2007 e 2014, 26% da expansão agrícola ocorreu diretamente sobre a vegetação do bioma. Na região do MATOPIBA, que é uma das principais áreas de conversão florestal do país e o foco desta pesquisa, esse número chega a 62%. No que diz respeito às pastagens, entre 2000 e 2016, 49% da expansão no MATOPIBA ocorreu sobre a vegetação nativa do Cerrado. Essa contínua degradação resultará em alterações no regime de chuvas, o que impactará a produtividade da atividade agropecuária (LOYOLA et al., 2021; SOLIDARIDAD, 2021).

Ao analisar sob a perspectiva do sequestro de carbono, a vegetação nativa do bioma Cerrado armazena aproximadamente 3,5 bilhões de toneladas de carbono acima do solo e quase três vezes mais no subsolo (FREITAS et al., 2018). Isso totaliza 12,8 bilhões de toneladas de CO₂eq (equivalente dióxido de carbono) após a conversão do carbono, equivalente a quase sete anos de emissões totais de GEE do Brasil (SISTEMA DE ESTIMATIVAS DE EMISSÕES E REMOÇÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA - SEEG, 2021). Os elevados níveis de emissões de GEE resultantes da conversão do bioma para diversos usos da terra podem comprometer a concretização dos compromissos internacionais assumidos pelo Brasil nas convenções climáticas e de biodiversidade (SUELA et al., 2021).

2.1.1 MATOPIBA

Na extensão do bioma Cerrado, encontra-se o MATOPIBA, uma das últimas áreas contínuas desse bioma, ou seja, porções geograficamente conectadas nos quatro estados (BASTOS LIMA e PERSSON, 2020). O território do MATOPIBA abrange 90,94% do bioma Cerrado, 7,27% da Amazônia e 1,64% da Caatinga (SUELA et al., 2020b; SOLIDARIDAD, 2021). A região possui 337 municípios, 5,9 milhões de habitantes, 324 mil estabelecimentos agrícolas, 46 unidades de conservação, 35 terras indígenas, 36 comunidades quilombolas e 1.053 assentamentos de reforma agrária em uma área total de 73.173.485 hectares (ver Figura 5) (STRASSBURG et al., 2017; BASTOS LIMA e PERSSON, 2020). Com alta aptidão para a agricultura intensiva e industrial, houve uma grande expansão das pastagens, aumento na

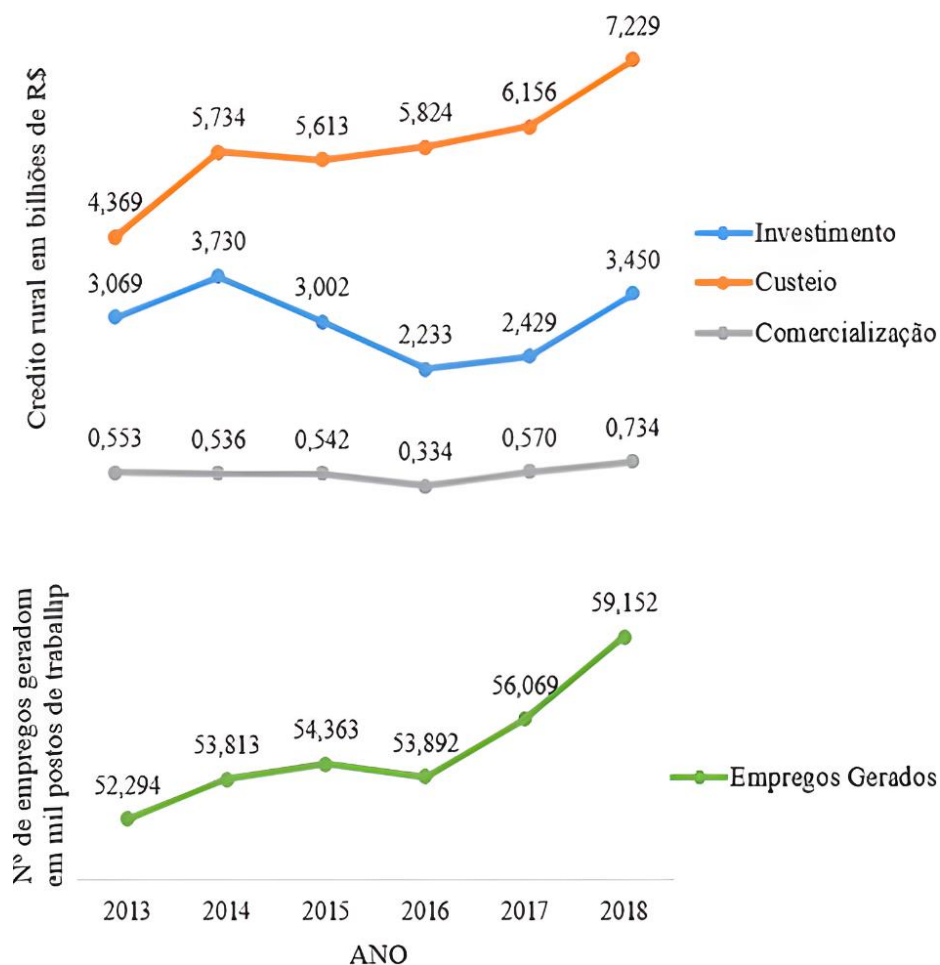
produção pecuária e investimentos nas áreas agrícolas nos últimos 40 anos (POLIZEL et al., 2021).

A cultura agrícola da soja se destaca entre as principais atividades produtivas do MATOPIBA (CONAB, 2020). Por exemplo, a produção de soja saltou de 5,7 milhões de toneladas (Mt) em 2008 para 12,8 Mt em uma área de 4,9 Mha na safra 2018/2019, representando 12% da safra nacional de soja (CONAB, 2020). Além disso, outras culturas como milho, algodão e arroz também desempenham um papel significativo. Em relação à produção total de carne bovina do Brasil em 2018, a região foi responsável por 7,5% da produção (EMBRAPA, 2018). Estudos recentes mostram o impacto econômico positivo dessa região e sua contribuição para a geração de renda no país, indicando possibilidades de investimento e expansão dos efeitos na região (SUELA et al., 2021).

De acordo com o MAPA (2020), a fronteira agrícola do MATOPIBA produzirá cerca de 32,7 Mt de grãos até 2029/30, em uma área plantada de 8,9 Mha ao final do período projetado. Essas informações indicam uma possível necessidade de novas áreas agrícolas no MATOPIBA/bioma Cerrado, o que pode resultar em uma maior pressão sobre sua vegetação nativa.

Essa região já foi responsável por 76% do desmatamento total do bioma Cerrado nos últimos anos, resultado da combinação de regulação ambiental inadequada e desenvolvimento intenso do setor agropecuário. Caso não sejam adotadas medidas pró-ambientais, há uma tendência de agravamento da degradação ambiental (SOLIDARIDAD, 2021). No entanto, o crescimento do agronegócio também traz benefícios, como o aumento de postos de trabalho, especialmente na área rural, e maior acesso ao crédito rural (EMBRAPA, 2015). A Figura 6 demonstra os níveis de captação de crédito rural (para investimento, custeio e comercialização) no MATOPIBA entre 2013 e 2018 (EMBRAPA, 2022). Observa-se um crescimento contínuo na captação de crédito rural pelos produtores, e as ações contidas no Plano de Desenvolvimento Agropecuário do MATOPIBA podem ser consideradas uma das principais responsáveis por esse crescimento (EMBRAPA, 2022).

Figura 6 - Montante contratado do crédito rural do MATOPIBA entre os anos de 2013 a 2018 e a criação de postos de trabalho no mesmo período.



Fonte: Elaboração própria. Adaptado EMBRAPA (2022).

Outro ponto importante a ser destacado é o crescimento significativo dos postos de trabalho no meio rural e em setores relacionados a partir de 2013 na região do MATOPIBA. Esse fato pode ser justificado pelo desenvolvimento do agronegócio e pela implementação do Plano de Desenvolvimento Agropecuário do MATOPIBA (PDA MATOPIBA), conforme ilustrado na Figura 6 (EMBRAPA, 2022).

2.2. CONTEXTUALIZAÇÃO: Medidas Pró-Ambientais

2.2.1 Novo Código Florestal e suas inconsistências em relação a preservação das matas nativas

Para melhor compreensão desta tese, é necessário destacar as ações implementadas pelo governo brasileiro para proteger e preservar os biomas do país. Essas ações são principalmente regulamentadas pelo Código Florestal, que abrange órgãos ambientais em âmbitos federal, estadual e municipal. Conhecido como Novo Código Florestal (NCF), a Lei Federal nº 12.651

estabelece as normas gerais para a proteção da vegetação nativa, incluindo Áreas de Preservação Permanente (APPs)¹², Reserva Legal (RL) e Áreas de Uso Restrito (AUR)¹³. Além disso, o código também controla a origem de produtos florestais, previne incêndios, regula a exploração e o fornecimento de matéria-prima florestal (BRASIL, 2012).

No entanto, a promulgação do NCF gerou preocupações em relação à preservação e proteção dos recursos naturais nos diferentes biomas do Brasil, devido à sua abordagem genérica e à tolerância a práticas ambientalmente desfavoráveis. À medida que avançamos no conhecimento sobre a natureza e na conscientização sobre questões ambientais, como a finitude dos recursos naturais e o papel protetor das plantas nativas no meio ambiente, a legislação ambiental passou por modificações que incorporaram esses debates e expandiram o conhecimento teórico sobre a preservação ambiental. No entanto, o cenário atual, com a expansão da fronteira agrícola no país e a influência do setor ruralista na política, resultou em um retrocesso significativo na legislação ambiental, incluindo o NCF (BRASIL, 2012; ZANATTA et al., 2016).

O NCF permite reduções significativas nas áreas destinadas à proteção e preservação do meio ambiente. A Lei 12.651 isenta a necessidade de APPs em reservatórios artificiais com área inferior a 1 hectare e permite o uso de parte das APPs em áreas rurais consolidadas, reduzindo a área a ser preservada de acordo com a dimensão da propriedade, medida a partir do Módulo Fiscal¹⁴ (ZANATTA et al., 2016).

Em relação à RL, a NCF estabelece que "o cálculo das APPs deve ser levado em consideração no cálculo do percentual de RL da propriedade". Isso significa que propriedades que possuem uma porcentagem significativa de APPs podem ter uma RL de 0% (ZANATTA et al., 2016). Nessa situação, a distinção conceitual entre preservação e conservação pode não ser significativa, mas é importante ressaltar que as APPs são protegidas. Além disso, o NCF permite que a RL seja compensada em outra área dentro do mesmo bioma, o que pode resultar no deslocamento da RL para longe das áreas de conversão da vegetação.

¹²Como é possível observar no atual Código Florestal brasileiro, no art. 4º, as Áreas de Preservação Permanente (APPs) têm o objetivo de proteger solos, matas ciliares e fontes hídricas. As APPs são áreas que possuem restrições severas de exploração e sua utilização econômica é praticamente inexistente (BRASIL, 2012).

¹³A Lei Federal nº 12.651 reconhece duas categorias de Áreas de Uso Restrito: pantanais e planícies pantaneiras, e áreas com inclinação entre 25º e 45º. Ao contrário das APPs, nessas áreas é permitida a exploração econômica. No entanto, devido à sua sensibilidade, é necessário adotar boas práticas agropecuárias e florestais para garantir a sua proteção (BRASIL, 2012).

¹⁴O módulo fiscal é a unidade de medida, em hectares, cujo valor é fixado pelo INCRA para cada município, levando em conta os seguintes aspectos: i) o tipo de exploração predominante no município; ii) a renda obtida no tipo de exploração predominante; iii) outras explorações existentes no município que, embora não predominantes, sejam expressivas em termos de renda ou área utilizada; iv) o conceito de "propriedade familiar". A dimensão do módulo fiscal varia de acordo com o município onde a propriedade está localizada.

O NCF também reduziu a exigência de RL na Amazônia Legal florestada para 50% quando o Estado tiver um Zoneamento Ecológico-Econômico aprovado e mais de 65% do seu território ocupado por Unidades de Conservação de domínio público e terras indígenas homologadas (BRASIL, 2012). Nos demais biomas do país, a área de RL pode ser reduzida em 50% quando o município tiver mais de 50% de sua área ocupada por Unidades de Conservação de domínio público ou terras indígenas homologadas (BRASIL, 2012).

Em resumo, o NCF demonstra ser insuficiente para promover uma proteção ambiental efetiva nos diversos ecossistemas e recursos naturais do país, priorizando interesses financeiros imediatos em vez das questões ambientais. É importante ressaltar que negligenciar atividades ambientalmente cruciais, como a redução do desmatamento, pode ter consequências significativas, como a redução na qualidade e quantidade de água, diminuição da fertilidade do solo e comprometimento da polinização por insetos, o que afeta a produtividade agrícola a médio e longo prazo (ZANATTA et al., 2016).

Devido à ineficiência da proteção ambiental prevista nas leis do NCF e à destruição alarmante da floresta amazônica (ZANATTA et al., 2016), Organizações Não Governamentais (ONGs) como o Greenpeace e o *World Wide Fund for Nature* (WWF) têm se mobilizado e pressionado por medidas pró-ambientais junto aos principais atores globais que têm o poder e a capacidade de promover mudanças positivas para o meio ambiente: os importadores de grãos e proteínas animais (BASTOS LIMA e PERSSON, 2020). Diante dessas ações, surgiu a moratória da soja (MS), que será abordado com mais detalhes na próxima subseção.

2.2.2 Moratória da Soja

Nas últimas décadas, o Brasil emergiu como um importante *player* no mercado global de soja devido à crescente demanda mundial por alimentos, ração animal e combustível. No entanto, essa expansão das monoculturas tem causado impactos ecológicos e socioeconômicos significativos, levando a uma maior preocupação com a sustentabilidade do uso da terra. Nesse contexto, surgiram várias iniciativas de governança que visam abordar essas questões, como a Moratória da Soja (MS) aplicada ao bioma Amazônia (GREENPEACE, 2017; BRASIL, 2021).

A MS é um acordo de desmatamento zero entre produtores de soja, governos e sociedade civil, que proíbe a comercialização de soja cultivada em áreas desmatadas na Amazônia. Foi estabelecido em resposta a um relatório do *Greenpeace* de 2006, que evidenciou a contribuição de multinacionais da soja e indústrias alimentícias para o desmatamento na Amazônia (GREENPEACE, 2017).

A Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais (ABIOVE) e a Associação dos Exportadores de Cereais do Brasil (ANEC), representando mais de 90% do comércio de soja na região, assumiram a liderança na implementação dessa exigência do mercado consumidor. Em 2014, o prazo limite foi estendido para 2008, seguindo a anistia estabelecida no Novo Código Florestal (NCF) de 2012, que abrange dívidas ambientais relacionadas a desmatamento ilegais anteriores a julho de 2008. Para garantir a implementação e monitoramento do acordo, foi criado o Grupo de Trabalho da Soja (GTS), composto por representantes da indústria da soja e ONGs (MAPA, 2020; MAGALHÃES et al., 2021).

A MS tem como base o compromisso de desmatamento zero, estabelecendo que nenhuma área de floresta nativa deve ser desmatada para a produção de soja na Amazônia. A expansão agrícola está restrita a áreas desmatadas antes de 2008. Esse compromisso é conhecido como "desmatamento bruto zero", levando em consideração o valor das florestas nativas em termos de armazenamento de carbono, proteção da biodiversidade e ciclos hidrológicos (BRASIL, 2019).

Originalmente concebida como uma medida temporária, a MS foi prorrogada várias vezes até 2018, quando foi decidida sua renovação por tempo indeterminado (BRASIL, 2019). A moratória foi escolhida por oferecer soluções rápidas, flexíveis e práticas, contribuindo para avanços na governança florestal e redução do desmatamento exigido pelo mercado. No entanto, é importante destacar que seu alcance se limita ao território em que foi aplicada.

Embora a MS tenha demonstrado resultados positivos devido à alta conformidade, ainda existem brechas que podem ser exploradas. A chamada "lavagem da soja" permite que proprietários de terras que não cumpriram as diretrizes do acordo vendam sua soja através de terras em conformidade com a moratória. Além disso, a "fuga da soja" ocorre quando o cumprimento da MS na Amazônia causa efeitos indiretos de desmatamento em outros ecossistemas ou na cadeia produtiva de outras commodities. Na próxima subseção, serão apresentados os efeitos da MS no bioma Cerrado e as consequências da fuga da soja para esse ecossistema.

2.3 FUGA DA SOJA PARA O BIOMA CERRADO

A fuga da soja tem se mostrado uma ameaça significativa para a savana do bioma Cerrado, onde metade da vegetação nativa já foi perdida devido ao avanço agrícola no Brasil. Especificamente, a parte norte do bioma Cerrado, que faz a transição entre os ecossistemas de floresta tropical e savana, tem sido fortemente impactada pela perda de vegetação e

biodiversidade. Diferentemente da MS aplicada na Amazônia, a MS não se aplica ao bioma Cerrado e seu nível de proteção ambiental é mais brando (BRASIL, 2012).

Em 2017, a sociedade civil e atores privados lançaram o Manifesto do bioma Cerrado, comprometendo-se a cultivar soja apenas em áreas desmatadas, em vez de converter novas áreas no bioma Cerrado. Como resposta ao aumento do desmatamento no bioma Cerrado, foi lançado em 2019 o Projeto de Lei nº 4203, que estabelece uma moratória de dez anos para o desmatamento nesse bioma. Essa lei determina a suspensão das autorizações de supressão vegetal, exceto para atividades de utilidade pública, interesse social ou de baixo impacto (BRASIL, 2019). No entanto, grandes empresas do setor de soja têm resistido a essa ideia.

Ao comparar os níveis de desmatamento entre o bioma Cerrado e a Amazônia, fica evidente que as savanas brasileiras têm sofrido um impacto mais acentuado. Enquanto o Novo Código Florestal brasileiro exige que propriedades rurais privadas conservem pelo menos 80% da terra como Reserva Legal de vegetação nativa na Amazônia, essa exigência é de apenas 20-35% no bioma Cerrado. Além disso, cerca de 46% da Amazônia brasileira é composta por áreas públicas protegidas, enquanto apenas 8,2% do bioma Cerrado possui essa característica. Isso torna a fragilidade do bioma Cerrado ainda mais evidente.

Devido ao baixo índice de proteção ambiental e à falta de aplicação da MS, o bioma Cerrado se tornou um território estratégico para o futuro do agronegócio, um setor influente na formulação de políticas ambientais (MAPA, 2020; MAGALHÃES et al., 2021). Como resultado da escassez de áreas públicas protegidas e da baixa proteção das reservas legais, metade da vegetação nativa original do bioma Cerrado já foi perdida e existe a possibilidade de desmatamento legal de até 40% do restante do bioma, mesmo que isso comprometa diversas funções ecossistêmicas. Caso essa tendência continue, não haverá impedimentos para o ciclo de conversão de florestas em áreas de produção de soja e pecuária em outras regiões de fronteira agrícola. Portanto, é essencial estudar políticas sob uma perspectiva que vá além de restrições a uma única região (MAPA, 2020; MAGALHÃES et al., 2021).

2.4 PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS

Os Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) podem ser definidos, conforme o *Millennium Ecosystem Assessment* (2005), como instrumentos que buscam fornecer soluções semelhantes às do mercado para problemas ambientais, criando um sistema de preços que pode incentivar os agentes a tomar decisões ambientalmente favoráveis. Os serviços ambientais incluídos no contexto dos PSA podem ser classificados da seguinte forma (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005):

- Serviços de Provisão - Referem-se à capacidade do ambiente de fornecer serviços ambientais, tais como alimentos, matéria-prima, fibras, recursos químicos, recursos energéticos e água doce.
- Serviços de Regulação - São aqueles provenientes das interações e processos naturais, como a regulação do controle de pragas e doenças, a manutenção do ciclo hidrológico e o controle de enchentes.
- Serviços Culturais - São aqueles relacionados aos valores culturais e altruísticos, englobando aspectos recreacionais, educacionais, espirituais e religiosos, paisagísticos, estéticos e de lazer, bem como o patrimônio cultural.
- Serviços de Suporte - São os serviços essenciais que sustentam a vida e promovem a saúde dos ecossistemas. Incluem a ciclagem de nutrientes, que envolve o processo de reciclagem de elementos químicos essenciais, como carbono, nitrogênio e fósforo, garantindo o equilíbrio e a disponibilidade desses nutrientes para os seres vivos. A formação do solo também é um serviço de suporte fundamental, pois é através desse processo que ocorre a decomposição de matéria orgânica, a mineralização de nutrientes e a criação de condições adequadas para o crescimento das plantas. Além disso, o solo atua como um reservatório de água e abriga uma diversidade de microorganismos e organismos que contribuem para a manutenção da vida. Por fim, temos a produção primária, que consiste na capacidade dos ecossistemas em realizar a fotossíntese e produzir matéria orgânica a partir da energia solar, sendo a base para toda a cadeia alimentar e o sustento da vida no planeta.

Os serviços existentes nos PSA podem, em muitos casos, fazer parte das ações contidas nas NCS (*Nature Climate Solutions*). As NCSs são ações para a proteção e gestão sustentável dos ecossistemas naturais, conforme definido pelo Programa de Desenvolvimento das Nações Unidas (BRASIL, 2023). Ao focar nos setores da Agricultura, Florestas e Outros Usos da Terra (AFOLU), as NCSs têm o potencial de promover a proteção, restauração e uso sustentável de florestas, campos e pântanos. Essas ações podem representar oportunidades econômicas para países como o Brasil melhorarem suas contribuições nacionalmente determinadas (NDCs) e, ao mesmo tempo, gerar renda para os produtores que optarem pelas PSAs/NCSs (BRASIL, 2023).

Com a necessidade de conciliar a preservação do meio ambiente com a geração de renda para os produtores, o governo aprova o Projeto de Lei nº 5028 de 2019, que institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA) no Brasil. Essa lei discute a possibilidade de utilizar os Programas de Regularização Ambiental (PRA) para auxiliar os

produtores rurais em relação ao uso do PSA em suas propriedades rurais. Os PSAs preveem o pagamento pelos serviços ecossistêmicos prestados pelas Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Reservas Legais (RLs), desde que se encontrem preferencialmente em áreas como:

- Os PSAs preveem o pagamento pelos serviços ecossistêmicos prestados pelas Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Reservas Legais (RLs), desde que se encontrem preferencialmente em áreas como bacias hidrográficas consideradas críticas para o abastecimento de água ou em áreas de conservação prioritária da diversidade biológica que estejam sob processo de desertificação ou de avançada fragmentação. Essas áreas desempenham um papel crucial na manutenção do equilíbrio hidrológico e na preservação da biodiversidade. As bacias hidrográficas críticas são aquelas em que a disponibilidade de água é escassa ou está ameaçada, tornando-se essenciais para a conservação dos recursos hídricos. Nesse sentido, os PSAs podem incentivar práticas de conservação do solo e da água, como o plantio de espécies vegetais nativas para proteção de nascentes e margens de rios, evitando a erosão e o assoreamento. Além disso, as áreas de conservação prioritária da diversidade biológica abrigam ecossistemas e espécies ameaçadas, sendo fundamentais para a manutenção da biodiversidade. O uso de PSAs nessas áreas pode promover a recuperação de áreas degradadas, a restauração de habitats e a proteção de espécies ameaçadas, contribuindo para a conservação da fauna e da flora. Por fim, as áreas sob processo de desertificação ou avançada fragmentação são locais em que os ecossistemas estão sofrendo degradação e perda de sua integridade. Os PSAs podem incentivar a adoção de práticas de recuperação e manejo sustentável do solo, como a implementação de técnicas de agrofloresta e sistemas agroecológicos, visando reverter o processo de desertificação e promover a conservação dos recursos naturais. Dessa forma, ao direcionar os PSAs para essas áreas críticas, busca-se garantir a proteção e a restauração dos ecossistemas vitais para o abastecimento de água, a conservação da biodiversidade e a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas.;
- A Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA) prevê a conservação e recuperação da vegetação nativa, principalmente daquela de elevada diversidade biológica e importante para a formação de corredores de biodiversidade. A vegetação nativa desempenha um papel essencial na manutenção dos ecossistemas, oferecendo habitat para diversas espécies, promovendo a dispersão de sementes, controlando a erosão do solo e regulando o ciclo hidrológico. A conservação e

recuperação dessas áreas de vegetação nativa são fundamentais para a preservação da biodiversidade, uma vez que muitas espécies dependem desses habitats para sobreviver e se reproduzir. Além disso, a formação de corredores de biodiversidade é essencial para a conectividade entre os diferentes fragmentos de vegetação nativa, permitindo o deslocamento das espécies e a troca de material genético, o que contribui para a manutenção da diversidade biológica. Os PSAs podem ser uma ferramenta eficaz para incentivar os proprietários rurais a conservarem e recuperarem a vegetação nativa em suas propriedades, por meio do pagamento pelos serviços ecossistêmicos prestados. Esses pagamentos podem servir como um estímulo econômico para os produtores adotarem práticas de conservação, como o reflorestamento de áreas degradadas, a proteção de nascentes e a criação de corredores de biodiversidade. Além disso, a conservação e recuperação da vegetação nativa também contribuem para a mitigação das mudanças climáticas, uma vez que as florestas atuam como sumidouros de carbono, capturando e armazenando o dióxido de carbono da atmosfera. Assim, ao promover a conservação e recuperação da vegetação nativa, os PSAs também podem auxiliar na redução das emissões de gases de efeito estufa e na adaptação às mudanças climáticas. Portanto, ao incluir a conservação da vegetação nativa e a formação de corredores de biodiversidade como parte das ações contempladas pelos PSAs, busca-se garantir a proteção dos ecossistemas, a preservação da biodiversidade e a promoção da sustentabilidade ambiental;

- A PNPSA também abrange a conservação de remanescentes vegetais em áreas urbanas e adjacentes, reconhecendo sua importância para a manutenção e melhoria da qualidade do ar, dos recursos hídricos e do bem-estar da população. Nas áreas urbanas, os espaços verdes desempenham um papel fundamental na promoção da qualidade de vida das pessoas. Essas áreas proporcionam sombra, amenizam o clima, absorvem gases poluentes, como o dióxido de carbono, e filtram partículas presentes no ar, contribuindo para a melhoria da qualidade do ar e a redução do impacto das mudanças climáticas. Além disso, a presença de vegetação em áreas urbanas cria ambientes mais agradáveis e propícios ao lazer, promovendo o bem-estar físico e mental da população. A conservação de remanescentes vegetais em áreas urbanas e adjacentes é importante não apenas para a saúde e o bem-estar das pessoas, mas também para a preservação dos recursos hídricos. As áreas verdes desempenham um papel crucial na infiltração e na filtragem da água da chuva, contribuindo para a recarga de aquíferos, a prevenção de

enchentes e a melhoria da qualidade da água dos rios e lagos. Além disso, a vegetação nas margens de rios e corpos d'água atua como uma barreira natural contra a erosão e a sedimentação, ajudando a manter a integridade dos ecossistemas aquáticos. Ao incluir a conservação de remanescentes vegetais em áreas urbanas e adjacentes como parte dos serviços contemplados pelos PSAs, busca-se promover a conscientização sobre a importância desses espaços verdes e incentivar a adoção de práticas de conservação, como a proteção de áreas verdes urbanas, o reflorestamento de áreas degradadas e a promoção de infraestruturas verdes nas cidades. Dessa forma, busca-se garantir a qualidade de vida da população, a proteção dos recursos hídricos e a promoção da sustentabilidade ambiental nas áreas urbanas;

- Essa política pública também abrange a conservação e melhoria da quantidade e da qualidade da água, principalmente em bacias hidrográficas com cobertura vegetal crítica. Nessas áreas, a vegetação desempenha um papel fundamental na proteção e no funcionamento dos recursos hídricos. A presença de cobertura vegetal adequada em bacias hidrográficas é essencial para a conservação dos mananciais e a manutenção do ciclo hidrológico. A vegetação atua como uma espécie de esponja, absorvendo a água da chuva e permitindo sua infiltração no solo, recarregando aquíferos e alimentando nascentes e cursos d'água. Além disso, a vegetação contribui para a redução da erosão do solo, evitando o assoreamento de rios e lagos e preservando a qualidade da água. A conservação e melhoria da quantidade e da qualidade da água nas bacias hidrográficas com cobertura vegetal crítica envolvem ações como a proteção de nascentes, a recuperação de áreas degradadas, o reflorestamento de margens de rios e a implantação de práticas conservacionistas nas atividades agrícolas. Essas ações visam minimizar a contaminação da água por agrotóxicos e fertilizantes, reduzir a erosão do solo e garantir a disponibilidade hídrica para abastecimento humano, agricultura e outras atividades. Ao incluir a conservação e melhoria da quantidade e da qualidade da água como parte dos serviços contemplados pelos PSAs, busca-se estimular a adoção de práticas sustentáveis de manejo do solo e dos recursos hídricos, promovendo a conscientização sobre a importância da conservação das bacias hidrográficas. Dessa forma, é possível garantir a disponibilidade de água de boa qualidade para as comunidades locais, a preservação dos ecossistemas aquáticos e a promoção da sustentabilidade hídrica;
- A PNPSA também abrange a recuperação e recomposição da cobertura vegetal nativa em áreas degradadas, seja por meio do plantio de espécies nativas ou da implementação

de sistemas agroflorestais. Essas ações visam restaurar ecossistemas degradados, promover a biodiversidade e melhorar a qualidade ambiental dessas áreas. A recuperação da cobertura vegetal nativa é essencial para restabelecer os serviços ecossistêmicos perdidos, como a proteção do solo contra a erosão, a regulação do ciclo hidrológico e a provisão de habitats para a fauna e a flora. Além disso, a recomposição da vegetação nativa contribui para a captura de carbono e a mitigação das mudanças climáticas. O plantio de espécies nativas é uma prática comum na recuperação de áreas degradadas. A escolha das espécies leva em consideração as características do local, como o tipo de solo, o clima e a disponibilidade hídrica. As espécies nativas são importantes por estarem adaptadas às condições locais e por promoverem a biodiversidade, favorecendo a presença de diferentes organismos e o equilíbrio do ecossistema. Outra abordagem para a recuperação da cobertura vegetal nativa é a implementação de sistemas agroflorestais. Esses sistemas combinam o plantio de árvores nativas com cultivos agrícolas e/ou criação de animais, permitindo a integração harmoniosa entre a produção agrícola e a conservação da biodiversidade. Os sistemas agroflorestais oferecem benefícios como a diversificação de cultivos, o aumento da resiliência do sistema produtivo e a regeneração do solo. Ao incentivar a recuperação e recomposição da cobertura vegetal nativa em áreas degradadas, os PSAs contribuem para a restauração dos ecossistemas, a melhoria da qualidade ambiental e a promoção da sustentabilidade. Essas ações podem ser realizadas em propriedades rurais, áreas urbanas e outros espaços degradados, promovendo a participação ativa dos produtores e da sociedade na conservação da vegetação nativa e na promoção da biodiversidade;

- A política pública mencionada também engloba o manejo sustentável de sistemas agrícolas, agroflorestais e agrossilvopastoris, que desempenham um papel crucial na captura e retenção de carbono. Esses sistemas são estratégias eficientes para promover a sustentabilidade e a mitigação das mudanças climáticas, ao mesmo tempo em que garantem a produção de alimentos e outros recursos. O manejo sustentável nesses sistemas consiste na adoção de práticas agrícolas e florestais que visam minimizar os impactos ambientais, preservar a biodiversidade e otimizar o uso dos recursos naturais. Isso inclui a implementação de técnicas agroecológicas, a rotação de culturas, a utilização de adubos orgânicos, o controle biológico de pragas, entre outras estratégias que reduzem a dependência de insumos químicos e promovem a saúde dos ecossistemas. No contexto do sequestro de carbono, os sistemas agroflorestais e

agrossilvopastoris se destacam pela capacidade de armazenar carbono em suas biomassas vegetais e nos solos. A presença de árvores em conjunto com as atividades agrícolas ou pecuárias contribui para a fixação do carbono atmosférico, ajudando a reduzir as emissões de gases de efeito estufa e mitigar as mudanças climáticas. Além disso, o manejo sustentável promove a conservação e o aumento da matéria orgânica no solo, o que melhora sua estrutura, aumenta sua capacidade de retenção de água e nutrientes, e favorece a atividade microbológica. Esses aspectos contribuem para a fertilidade do solo, a produtividade agrícola e a resiliência dos sistemas produtivos frente a condições climáticas adversas. O incentivo ao manejo sustentável de sistemas agrícolas, agroflorestais e agrossilvopastoris por meio dos PSAs é uma forma de reconhecer e valorizar as práticas que contribuem para a captura e retenção de carbono, ao mesmo tempo em que promovem a produção de alimentos de forma sustentável. Essas ações colaboram para a transição para um modelo agrícola mais resiliente, ambientalmente responsável e alinhado com as metas de redução de emissões de gases de efeito estufa.

A preocupação com os danos ambientais e a introdução do Projeto de Lei nº 5028/2022 destacam a necessidade de pesquisas com foco no *trade-off* entre geração de renda no meio rural e preservação do meio ambiente. É importante ressaltar que, ao optar pela preservação, o produtor não apenas obtém benefícios econômicos e ambientais, mas também adiciona valor aos seus produtos por meio de fatores sociais e culturais, embora esses aspectos não sejam abordados neste estudo.

Outro aspecto relevante diz respeito à permissão de supressão de vegetação nativa em propriedades rurais. Essa permissão deve ser obtida por meio da Autorização para Supressão de Vegetação (ASV), um processo que, seguindo a legislação, tende a ser burocrático e, dependendo do estágio de desenvolvimento da mata, a autorização pode não ser concedida (AGROSATÉLITE, 2020). No entanto, neste estudo, não será possível abordar os valores socioambientais nem inferir os impactos das ASVs.

Considerando que, legalmente, os produtores não têm facilidade em desmatar seus excedentes de vegetação nativa e que otimizar seus lucros é um fator importante, existem maneiras de os produtores ou proprietários de terras lucrarem com essa área "extra". Portanto, para uma compreensão mais aprofundada desse assunto, é necessário caracterizar o principal mecanismo que os produtores utilizam como PSA.

2.5 EXCEDENTE DE RESERVA LEGAL E SERVIDÃO AMBIENTAL

O instrumento de compensação de Reserva Legal (RL) previsto na legislação consiste na transferência de área sob regime de RL, quando excedente ao mínimo exigido por lei, conforme previsto no Novo Código Florestal (NCF). Caso o proprietário ou possuidor detenha uma área a título de RL com cobertura vegetal nativa em tamanho superior ao mínimo exigido por lei, o excedente poderá ser utilizado para compensar RL de outros imóveis deficitários que possuam ocupação antrópica anterior a 22/07/2008, desde que sejam respeitadas as condições definidas no NCF (SILVEIRA e MÚNIZ, 2015).

O proprietário ou possuidor pode instituir a área excedente de vegetação nativa como RL, declarando essa informação no Cadastro Ambiental Rural (CAR), para posterior aprovação do órgão ambiental, seguindo as diretrizes e restrições estabelecidas pela legislação em vigor. Uma vez instituída, a área excedente de RL pode ser utilizada para compensação de RL por meio de um instrumento contratual que estabeleça os direitos e deveres das partes. A execução desse instrumento seguirá as regras estabelecidas para RL no NCF (SOLIDARIDAD, 2021).

Outro ponto que se enquadra nos estudos sobre Excedente de Reserva Legal (ERL) e que pode ser utilizado como instrumento de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) é a Servidão Ambiental (SA). A SA consiste em uma restrição imposta pelo proprietário, por meio da qual ele abre mão de parte de seus direitos de uso da terra com o objetivo específico de conservar o patrimônio ambiental de seu imóvel, podendo, com isso, obter benefícios econômicos diretos ou indiretos.

Uma vez instituída, o instituidor da SA pode aliená-la, cedê-la ou transferi-la, total ou parcialmente, por prazo determinado ou em caráter definitivo, em favor de outro proprietário ou de entidade pública ou privada cujo objetivo seja a conservação ambiental. Essas partes passam a ser os detentores da respectiva SA, em uma ação semelhante à compensação de RL e que pode ser configurada como ERL. É importante ressaltar que a pesquisa se concentrou no PSA aos produtores, não abrangendo a utilização do ERL em transações de compensação de reserva legal ou servidão ambiental (RAJÃO e SOARES-FILHO, 2015).

Também é relevante mencionar que, dos 93,73 milhões de hectares (Mha) de área antropizada do bioma Cerrado, cerca de 26,14 Mha estão ocupados por pastagens em áreas de aptidão agrícola para culturas como a soja. Dessas 26,14 Mha, 77% estão em municípios que não pertencem ao MATOPIBA. Os restantes 6,08 Mha (sendo 4 Mha de pastagens com diferentes níveis de degradação) estão localizados nessa fronteira agrícola (AGROSATÉLITE,

2020). Outro ponto relevante e que será discutido com mais detalhes é a quantidade de ERL existente no país.

Segundo Rajão e Soares-Filho (2015) e Solidaridad (2021), o Brasil possui 101 Mha de ERL distribuídos pelos biomas, e em 2015 o bioma Cerrado possuía aproximadamente 40%, o que equivale a 37 Mha dessa área, com ou sem aptidão agrícola. Atualmente, estima-se que o ERL em área com aptidão agrícola no MATOPIBA seja de 4,6 Mha, distribuídos quase igualmente entre Maranhão (32%), Bahia (30%) e Tocantins (29%), com uma parcela menor (8%) no Piauí.

Dessa forma, fica evidente que o aspecto econômico não abrange toda a importância da mata nativa para o produtor e a população. No entanto, a partir do quinto cenário proposto nesta pesquisa, que envolve a aplicação do PSA nas florestas brasileiras, espera-se uma contribuição para os estudos sobre externalidades ambientais. A inclusão do PSA em uma etapa desta pesquisa fornece mais informações sobre a relação entre o crescimento econômico e o meio ambiente, bem como uma melhor compreensão do uso econômico das florestas nativas. Esse componente também pode ajudar a resolver os problemas ambientais relacionados ao desmatamento. O ERL como PSA pode desempenhar um papel crucial na provável Moratória da Soja do bioma Cerrado, fornecendo apoio financeiro aos produtores que não poderão utilizar suas áreas excedentes de florestas.

2.6 MORATÓRIA DA SOJA E PSA PODEM SER COMPLEMENTARES

É preocupante que a agropecuária continue crescendo sobre habitats naturais no bioma Cerrado, especialmente considerando que já foram suprimidos cerca de 40 Mha no Brasil com aptidão para a expansão da soja - a principal cultura agrícola associada ao desmatamento no bioma Cerrado (MAGALHÃES et al., 2020). Ao utilizar as áreas já suprimidas e agregar ganhos modestos em eficiência na pecuária, é plausível liberar milhões de hectares para outros usos da terra, permitindo o aumento da produção agrícola nacional por décadas (NEPSTAD et al., 2019).

Entre 2020 e 2021, 51% da soja brasileira foi produzida no bioma Cerrado, principalmente na nova fronteira da região, o MATOPIBA (MAPA, 2021). Segundo estimativas do MAPA (2021), em 2030/2031, o volume de produção da soja no Brasil poderá chegar a 160 Mt, sendo que 52% dessa produção será realizada por produtores do bioma Cerrado. Para alcançar esse objetivo, será necessário introduzir novas áreas, aproximadamente 9,5 Mha (CAMPOS et al., 2020; MAPA, 2021). A expansão dessas novas áreas deverá ocorrer em terras

de grande potencial produtivo, como as áreas de cerrado situadas no MATOPIBA, podendo chegar a aproximadamente 86% (8,1 Mha) dessa área (SOTERRONI et al., 2019).

Essas informações evidenciam a importância do bioma Cerrado. No entanto, o crescimento na produção agropecuária também traz consigo a intensificação dos problemas ambientais nesse bioma. A baixa proteção de áreas públicas florestais e o descumprimento das leis ambientais estabelecidas no Novo Código Florestal tornam ainda mais evidente a possibilidade de aumento da produção de grãos em todo o ecossistema. Portanto, a necessidade de intervenções imediatas em prol do bioma Cerrado é cada vez mais clara (GREENPEACE, 2017; BRASIL, 2019). Diante disso, este estudo buscou apresentar a possibilidade de utilizar o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) como uma alternativa de apoio à possível Moratória da Soja e outras iniciativas que visam a proteção ambiental no bioma Cerrado e em todo o Brasil.

Nesse sentido, esta pesquisa sugere alternativas de instrumentos de política baseados em incentivos para tornar a conservação das florestas tropicais financeiramente viável e socialmente compatível. Essas alternativas podem variar desde o uso absoluto de subsídios financiados pelo governo brasileiro até a utilização de financiamento externo, como o mecanismo REDD (Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal). Por exemplo, como uma das medidas da Moratória da Soja é evitar a supressão de mata nativa na região, o programa REDD poderia ser utilizado como meio de financiamento ou apoio para essa medida. Essa lógica pode ser estendida a outros programas, ampliando a gama de financiadores.

3 REVISÃO DE LITERATURA

Ao explorar tópicos relacionados a estudos ambientais, são investigadas possíveis consequências negativas para o meio ambiente, conhecidas como externalidades ambientais negativas, utilizando diferentes métodos analíticos. Nessas pesquisas, identificou-se uma relação entre o aumento da supressão florestal e os impactos negativos causados no bem-estar social (DINDA e COONDOO, 2006; GURGEL E PALTSEV, 2013; CARVALHO, et al., 2016).

A relação entre o aumento dos níveis de desmatamento e o possível crescimento do Produto Interno Bruto (PIB) também foi abordada (DINIZ 2012; CABRAL, 2013; FERREIRA FILHO et al., 2015; FRANCISCO e GURGEL, 2020). Por outro lado, estudos mostraram os benefícios do crescimento da produtividade e do melhor uso da terra na redução do desmatamento (TAMAZIAN e RAO, 2010; LIMA, 2017; LIMA E GURGEL, 2018; ZIOLO et al., 2019; STOCCO et al., 2020). Também foram apresentados estudos que demonstram os ganhos ao se aplicar instrumentos de PSA em propriedades rurais (HEJNOWICZ et al., 2014; PAGIOLA et al., 2016; CHERVIER et al., 2019; MUHAMMAD et al., 2021).

No entanto, encontrou-se pouco sucesso na busca por estudos que utilizam modelos de EGC para verificar a aplicação de PSA em ERL. Santos et al. (2017) estudaram os impactos do não uso do excedente de áreas preservadas como forma de obter o PSA, mas não propuseram a redução do desmatamento. Ainda assim, os efeitos do desenvolvimento ou não do país com a aplicação dos mecanismos de PSA e a análise dos impactos nos níveis de desmatamento também são opções de estudo. Essa abordagem orientará parte desta pesquisa, visando contribuir para o desenvolvimento dos temas ambientais.

Dinda e Coondoo (2006) analisaram a relação causal entre a emissão de CO₂ per capita (CO₂PC) e o PIB per capita (PIBPC), utilizando um conjunto de dados de painel entre países de 1960 a 1990. Concluíram que a hipótese nula de presença de uma raiz unitária da série temporal do PIBPC e CO₂PC não pode ser rejeitada para a maioria dos grupos de países. O modelo de correção de erros ECM foi estimado para explorar a dinâmica de curto prazo da relação PIBPC-CO₂PC para os grupos de países em que PIBPC e CO₂PC são observados como cointegrados. Os resultados sugerem uma relação causal mais ou menos bidirecional entre PIBPC e CO₂PC para a África, América Central, América como um todo, Europa Oriental, Europa Ocidental, Europa como um todo e o mundo como um todo. Esse resultado deve ser motivo de preocupação para os formuladores de políticas, pois tem implicações óbvias para um possível efeito de feedback de uma política de controle de emissões.

Tamazian e Rao (2010) preencheram uma lacuna na literatura sobre externalidades ambientais negativas e desenvolvimento econômico. Investigaram a ligação entre desenvolvimento econômico, qualidade ambiental, desenvolvimento financeiro e qualidade institucional. Utilizaram uma abordagem de modelagem reduzida padrão para controlar a heterogeneidade não observada específica do país e estimaram o método generalizado de momentos GMM para controlar a endogeneidade. O estudo considerou 24 economias em transição e dados de painel de 1993 a 2004. Os resultados apoiaram a hipótese da Curva de Kuznets Ambiental (EKC) e confirmaram a importância da qualidade institucional e do desenvolvimento financeiro para o desempenho ambiental. Também descobriram que a liberalização financeira pode ser prejudicial para a qualidade ambiental se não for realizada em uma estrutura institucional forte.

Diniz (2012) comparou os impactos da legislação de uso do solo (Código Florestal) vigente à época da pesquisa e a proposta do NCF na economia brasileira. Utilizando o modelo Term-BR (*The Enormous Regional model for Brazilian Economy*), concluiu que o cumprimento da versão anterior do Código Florestal levaria a uma queda do PIB de 0,37%, mas com a NCF a queda é de 0,19%.

Cabral (2013) aplicou o modelo MIT-EPPA, um modelo econômico dinâmico global, para avaliar os impactos de uma política restritiva de desmatamento no bioma Cerrado e na Amazônia brasileira, de acordo com o Plano Brasileiro de Mudanças Climáticas. Os resultados sugerem que as restrições ao desmatamento geram uma queda de 0,15% no PIB nacional, um pequeno impacto negativo na produção dos setores agropecuários, mas permitem a preservação de cerca de 68 Mha de floresta até 2050.

Gurgel e Paltsev (2013) apresentam estimativas do impacto econômico de políticas alternativas de mitigação dos GEE criadas pelo governo brasileiro. Construíram um modelo de Equilíbrio Geral Recursivo Dinâmico para toda economia mundial. Os principais resultados indicam que as emissões de CO₂ oriundas do desmatamento no Brasil podem ser reduzidas a custos muito baixos caso sejam aplicados impostos setoriais específicos. No entanto, através desse cenário os pesquisadores concluem que a redução do desmatamento depende estreitamente da redução da produção agrícola e do uso de energia, originando a perda de bem-estar da sociedade, bem como uma queda de 2,3% no PIB até 2020. No entanto, caso o cenário contendo a prática do comércio de carbono seja considerado, as reduções no desmatamento continuariam e o PIB teria uma queda de 1,5%, tornando-se então uma opção mais econômica, pois não afetaria amplamente a produção agrícola.

Ao utilizar o PSA para os produtores, será necessário implementar transferências condicionais monetárias, criando assim custos para o país. Segundo Börner et al. (2014), esses custos, somente para comando e controle, podem chegar a aproximadamente R\$ 0,4 bilhões. Embora os valores possam ser elevados, segundo Basto Lima e Persson (2020), mesmo que temporariamente, o PSA seria suficiente para motivar os produtores a considerar a vegetação nativa como um ativo econômico que vale a pena preservar.

Hejnowicz et al. (2014) afirmam que o PSA tem o potencial de melhorar os fluxos de serviços ecossistêmicos, a preservação dos recursos naturais e a promoção de formas sustentáveis de subsistência. No entanto, os acordos contratuais, os modos de pagamento e a conformidade podem diferir, e a avaliação do capital humano, social e institucional é ignorada. Além de melhorar a viabilidade financeira e a distribuição de custos e benefícios, recomenda-se fortalecer as conexões entre a produção de serviços ecossistêmicos e práticas de uso da terra, bem como o envolvimento do setor privado, os direitos de propriedade e a reforma da posse. A relação causal entre os serviços ecossistêmicos e os resultados deve ser levada em consideração ao promover adequadamente os programas de PSA.

Muhammad et al. (2021) avaliaram o valor econômico do ecoturismo e dos serviços de estoque de carbono no Vale de Maindam, Paquistão. Realizaram um levantamento em 155 parcelas para calcular o estoque de carbono e coletaram dados de proprietários de hotéis, turistas e informantes-chave para avaliar os serviços turísticos. Os resultados mostraram um estoque de carbono no valor de US\$ 16.306.000 e um valor anual de ecoturismo de US\$ 1.578.458. Observou-se uma diminuição no turismo após o incidente de 11 de setembro e durante a era da talibanização. Recomenda-se a implementação de um programa de pagamento por serviços ecossistêmicos, que poderia gerar US\$ 78.922 anualmente para promover o manejo florestal sustentável na área de estudo.

Ferreira Filho et al. (2015) utilizam o modelo TERM-BR para estimar os impactos econômicos do fim do desmatamento brasileiro. Simularam a política de redução do desmatamento na Amazônia (PPCDAM), que visa uma redução de 80% na taxa anual de desmatamento em relação à média anual observada entre 1996 e 2005, bem como o fim do desmatamento até 2015. Os resultados apontam para uma pequena diminuição do PIB, que pode ser compensada pelo aumento da eficiência agrícola.

Carvalho et al. (2016) avaliam a contribuição do desmatamento no crescimento econômico da Amazônia entre 2006 e 2011. Identificaram que o desmatamento gera pouco crescimento na região. Ao traçar uma política de controle do desmatamento no período de 2012

a 2020, concluíram que há uma perda marginal de crescimento devido ao controle do desmatamento.

Pagiola et al. (2016) utilizaram um conjunto de dados único para examinar a mudança nos usos da terra induzida por um programa de PSA de construção de ativos de curto prazo implementado em Quindío, Colômbia, entre 2003 e 2008. Este é o primeiro programa de PSA a ter um grupo de controle para comparação. Sob esse programa, descobriu-se que o PSA possui impactos positivos e altamente significativos no uso da terra, como sua preservação e aplicação de métodos conscientes de produção. Como conclusão, tem-se que os padrões de mudança no período após a conclusão do programa PSA também ajudam a entender melhor as razões do sucesso do programa. Esses resultados sugerem que, pelo menos no caso de usos produtivos da terra, como práticas silvipastoris em condições como as do local de estudo, os programas de PSA de construção de ativos podem ser eficazes para incentivar os proprietários de terras a adotar práticas de gestão de terras ambientalmente benéficas, e que os benefícios persistirão após o término dos pagamentos.

Chervier et al. (2019) estimaram em seu estudo o impacto de um esquema de PSA cambojano projetado para conservar a biodiversidade na percepção de valores florestais e avaliaram a correlação entre valores percebidos específicos e comportamentos de conservação. Os resultados mostram que o programa teve um impacto significativo sobre os valores florestais percebidos, que passaram de valores relacionados à subsistência para valores relacionados ao dinheiro. Os resultados sugerem também que as mudanças nos valores pagos têm consequências na eficácia do programa a longo prazo, já que indivíduos que enfatizam valores relacionados ao dinheiro relataram com maior frequência quebrariam as regras de conservação após um eventual fim dos pagamentos. Os autores concluíram que o programa de PSA mudou a forma como as populações locais se relacionam com a natureza, seguindo o padrão de exclusão de motivação descrito na literatura de psicologia social.

Lima (2017) avaliou os impactos econômicos e de mudança no uso da terra a partir das ações contidas no Plano ABC (Recuperação de Pastagens e Integração Lavoura-Pecuária-Floresta). Para isso, utilizou um modelo de EGC contendo a representação detalhada de seis regiões brasileiras, divididas por importância econômica e fronteira agrícola. Os resultados indicam que o maior número de áreas recuperadas, somadas às tecnologias de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF), promovem o efeito poupador de terra como resultado agregado. No entanto, as regiões de fronteira agrícola respondem de maneira diferente às ações do Plano ABC, com o crescimento de pastagens degradadas ocorrendo mais do que a abertura

de novas áreas no Centro-Oeste e Norte. Nas regiões Sul e Sudeste, esse fenômeno é inverso, com a ocorrência de mais pastagens degradadas do que a abertura de novas áreas. O autor conclui que, em termos macroeconômicos, as regiões Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Norte conseguem obter ganhos de bem-estar, enquanto nas regiões Nordeste e Nordeste do bioma Cerrado (MATOPIBA) há uma perda no PIB, sugerindo que o Plano ABC aumenta as disparidades regionais no Brasil.

Santos et al. (2017) utilizaram o modelo físico-econômico de equilíbrio parcial Globiom Brasil em conjunto com o modelo TERM-BR para comparar os impactos econômicos do NCF. O estudo considera a implantação plena do NCF como cenário básico e o compara com dois cenários: um em que não é adotado mecanismo de mercado que permite aos agricultores negociar sobras e déficits de áreas preservadas, e outro em que as pequenas propriedades não estão dispensadas de obedecer à lei. Os resultados mostram queda nos investimentos de 0,83% no primeiro cenário e 3,08% no segundo cenário. As lavouras de soja e pecuária perdem área em todo o território, e os estados do Centro-Oeste sofrem os maiores impactos na queda do PIB, emprego e massa salarial.

Lima e Gurgel (2018) desenvolveram, a partir de um modelo de Equilíbrio Geral Computável (EGC), uma representação de culturas duplas para avaliar as consequências do aumento da demanda na produção de milho e soja na Amazônia e no MATOPIBA. A abordagem de culturas duplas resultou na redução do uso indireto da terra em 28% no Brasil como um todo, se comparado ao cenário em que a abordagem de culturas duplas não está explicitamente representada. Para as regiões do MATOPIBA e Amazônia, a redução foi de 38% e 44%, respectivamente. Os autores concluíram que a exploração de áreas com características favoráveis para o duplo cultivo no Brasil pode ser uma ação sustentável para aumentar a produção sem a necessidade de abrir novas áreas.

Ziolo et al. (2019) examinam em seu estudo a relação entre finanças e sustentabilidade, com foco nas externalidades negativas. Apresentam o financiamento sustentável tridimensional como uma abordagem que considera o meio ambiente e a sociedade. Utilizando uma taxonomia multicritério, o estudo analisa as disparidades entre os países da União Europeia em termos de desenvolvimento sustentável e finanças sustentáveis. Os resultados mostram uma relação positiva entre os indicadores analisados e identificam grupos de países com diferentes desempenhos. Os países escandinavos são destacados pela separação entre crescimento econômico e impacto ambiental, enquanto os países economicamente mais desenvolvidos da

Europa Ocidental apresentam resultados piores em termos de desenvolvimento ambiental, apesar de seus bons resultados econômicos.

Stocco et al. (2020) desenvolveram um modelo de EGC para analisar os impactos das políticas climáticas na economia brasileira, considerando os setores de energia, indústria e uso da terra. Os resultados mostram que a internalização dos custos das emissões de CO₂ tem impactos positivos no PIB e no bem-estar social, além de reduzir as emissões de gases de efeito estufa. No entanto, esses impactos podem variar dependendo das políticas adotadas e das estratégias de mitigação.

Em resumo, os estudos mencionados abordam a relação entre desmatamento, desenvolvimento econômico, externalidades ambientais negativas e a aplicação de mecanismos de PSA. Eles mostram que o desmatamento pode ter impactos negativos na economia e no bem-estar social, mas também destacam que existem formas de conciliar a preservação ambiental com o crescimento econômico, como o uso de práticas sustentáveis de uso da terra e a implementação de programas de PSA. A análise dos impactos econômicos e ambientais dessas políticas é fundamental para orientar as decisões de políticas públicas e promover o desenvolvimento sustentável.

O presente trabalho contribui para a literatura que investiga o *trade-off* entre crescimento econômico e preservação do meio ambiente, especialmente no contexto das externalidades ambientais negativas. Propõe-se a redução do desmatamento por meio de diferentes estratégias de uso da terra, incluindo o PSA, em todo o Brasil. O objetivo é promover a conservação de áreas naturais de mata nativa, em particular aquelas pertencentes ao ERL. Uma das abordagens utilizadas é a valoração monetária, que busca atribuir um valor econômico às áreas naturais. Dessa forma, busca-se incentivar os proprietários de terra a preservar essas áreas ao receberem pagamentos em troca dos serviços ambientais prestados. Além disso, o estudo leva em consideração os efeitos sistêmicos no mercado brasileiro resultantes da implementação dessas políticas de conservação.

Compreende-se que mudanças no uso da terra podem ter impactos significativos nas macrorregiões do país, com especial enfoque no bioma Cerrado, que engloba as regiões do Centro-Oeste e MATOPIBA (Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia). O bioma Cerrado é uma região de grande importância para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, mas também enfrenta desafios relacionados ao desmatamento e à expansão da agricultura. Portanto, entender os possíveis efeitos da implementação de estratégias de uso da terra, como o PSA, nessa região é fundamental para orientar a formulação de políticas públicas eficazes e sustentáveis.

4 METODOLOGIA

4.1 EQUILÍBRIO GERAL COMPUTÁVEL

O Equilíbrio Geral Computável (EGC) é uma classe de modelo econômico que combina teoria econômica com dados observados para representar uma economia específica. Ele é projetado para considerar as interações complexas e interdependências entre os vários setores de uma economia. Por exemplo, imagine que estamos analisando a economia de um país. O EGC nos permite entender como uma mudança na política fiscal ou um choque econômico afetaria não apenas a produção e o emprego, mas também a distribuição de renda, o comércio internacional e o meio ambiente. Assim, por meio da modelagem computacional, o EGC simula como a economia se comportaria em diferentes cenários. Essas simulações fornecem informações valiosas que auxiliam na tomada de decisões em políticas econômicas e sociais.

Modelos de EGC têm sido amplamente utilizados em pesquisas sobre políticas climáticas relacionadas à produção agropecuária, redução do desmatamento e análises de sistemas integrados de produção (SANTOS et al., 2017; LIMA e GURGEL, 2018; STOCCO et al., 2020). A vantagem dos modelos de equilíbrio geral em relação a outras abordagens é a capacidade de representar toda a economia, considerando *feedbacks* micro e macroeconômicos através de ajustes de preços e quantidades de bens e serviços, bem como nos custos de produção diante de perturbações no equilíbrio do modelo, como mudanças tecnológicas ou preferências de consumo.

Para analisar os impactos econômicos e de uso da terra dos instrumentos de PSA em ERL no bioma Cerrado, é utilizado um modelo de EGC com maior detalhamento das categorias de uso da terra no Brasil. Os modelos de EGC possibilitam a análise dos efeitos totais e transbordamentos de ações pró-ambientais, como o uso de mecanismos de PSA em ERL. Essa abordagem permite isolar completamente os efeitos diretos e indiretos dessas políticas ambientais, tornando possível examinar, por exemplo, o impacto das políticas de não desmatamento nas escolhas de uso da terra e, conseqüentemente, a redução da conversão de vegetação nativa (RUTHERFORD; PALTSEV, 2000; RUTHERFORD, 2005).

4.2 MODELO BREA

O modelo BREA (*Brazilian Economic Analysis*) é um modelo de EGC estático, multirregional e multissetorial, capaz de representar a economia brasileira por meio de seis regiões: Sul, Sudeste, Centro-Oeste, Nordeste, Nordeste Cerrado e Norte. A Figura 7 ilustra a representação do Brasil na base de dados do modelo (LIMA, 2017).

Figura 7 - Agregação regional do Brasil no modelo BREA



Fonte: Lima (2017).

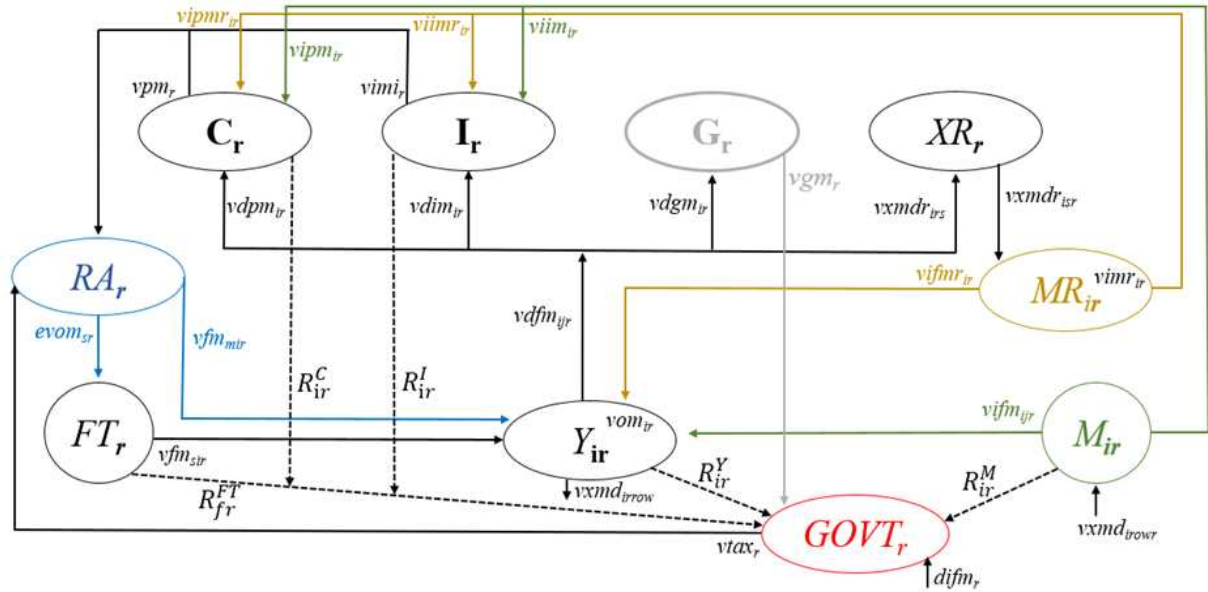
O modelo BREA já se mostrou eficaz na avaliação dos impactos econômicos e das mudanças no uso da terra, especialmente no contexto do Plano ABC, onde foram obtidas simulações relacionadas à intensificação na agricultura (LIMA, 2017).

A estrutura de demanda final de cada região é composta por gastos públicos e privados, incluindo consumo e investimento em bens e serviços. O modelo é baseado na premissa de otimização do consumo e produção, onde os consumidores, sujeitos a suas restrições orçamentárias e preferências, buscam maximizar sua utilidade. As preferências são hipoteticamente contínuas e convexas, e as funções de demanda resultantes são contínuas e homogêneas de grau zero em relação ao preço, o que implica que apenas os preços relativos podem ser determinados (LIMA, 2017).

O modelo BREA foi construído sob a nomenclatura GTAPinGAMS e escrito na linguagem de programação *Mathematical Programming System for General Equilibrium* (MPSGE) (RUTHERFORD; PALTSEV, 2000; RUTHERFORD, 2005; LIMA, 2017). A Figura 8 apresenta a estrutura econômica referente ao modelo. Os símbolos contidos no fluxograma correspondem a variáveis no modelo econômico. Y_{ir} representa a produção do bem i na região r . C_r , I_r e G_r representam o consumo privado, investimento e demanda do governo respectivamente. XR_{ir} e MR_{ir} representam o comércio inter-regional do bem i na região r e M_{ir} a importação do bem i na região r . RA_r e $GOVT_r$ são os agentes representativos em cada região, famílias e governo, respectivamente, e FT_r a atividade através da qual o fator de produção

“*sluggish*” é alocado para atividades específicas, como as atividades agropecuárias. Os fluxos de *commodities* e de mercado aparecem em linhas sólidas e as linhas pontilhadas representam os fluxos de impostos.

Figura 8 - Estrutura econômica regional.



Fonte: Baseado em Rutherford (2005)

A produção doméstica vom_{ir} é destinada à demanda intermediária $vd_{fm_{ijr}}$ e aos vetores de demanda final, como consumo doméstico $vd_{pm_{ir}}$, investimento $vd_{im_{ir}}$, demanda do governo $vd_{gm_{ir}}$, exportações para outras regiões no Brasil $vxmdr_{irs}$ e exportações para o resto do mundo, $vxmd_{irrow}$. A identidade contábil na base de dados do modelo BREA é, portanto:

$$vom_{ir} = \sum_j vd_{fm_{ijr}} + vd_{pm_{ir}} + vd_{im_{ir}} + vd_{gm_{ir}} + \sum_s vxmdr_{irs} + vxmd_{irrow} \quad (1)$$

Os insumos de produção incluem insumos intermediários (domésticos e importados), fatores de produção móveis (fCm) e o fator específico de produção (fCs). A remuneração dos fatores de produção é destinada às famílias e o equilíbrio do mercado de fatores é dado pela identidade que relaciona o valor dos pagamentos dos fatores à renda dos fatores:

$$\sum_i v_{fm_{fir}} = evom_{fr} \quad (2)$$

O mercado internacional é formado pelo comércio de bens e serviços importados e exportados. Os bens e serviços importados têm o valor agregado vim_{ir} composto por consumo intermediário $v_{fm_{ijr}}$, consumo privado $v_{ipm_{ir}}$ e investimento $v_{iim_{ir}}$. A identidade contábil é:

$$vim_{ir} = \sum_j v_{fm_{ijr}} + v_{ipm_{ir}} + v_{iim_{ir}}, \quad (3)$$

a condição de equilíbrio de mercado (*Market Clearance* - oferta é igual à demanda para todos os bens e fatores) exige que as exportações da região r do bem i sejam iguais às importações do mesmo bem com origem em todos os parceiros comerciais. No modelo essa identidade é representada por: $vxm_{ir} = \sum_j vxd_{irrow}$.

A representação de comércio entre as regiões brasileiras é similar à equação (3). Os "bens e serviços importados" de uma região em outras regiões, por exemplo, importações da região Nordeste com origem no Sudeste, têm como valor agregado (vim_{ir}) composto por consumo intermediário ($vifmr_{ijr}$), consumo privado ($vipmr_{ir}$) e investimento ($viimr_{ir}$). A identidade contábil é:

$$vim_{ir} = \sum_j vifmr_{ijr} + vipmr_{ir} + viimr_{ir}, \quad (4)$$

Os fluxos de impostos no Brasil consistem em um conjunto de diversos impostos. Os impostos indiretos são Impostos sobre Circulação de mercadorias e serviços (ICMS), Imposto sobre Produtos Industrializados (IPI), e Outros Impostos Líquidos de Subsídios (OILS). Os impostos indiretos são aplicados em bens e serviços nacionais e importados, como consumo intermediário ($rtfd_{ijr}$, $rtfi_{ijr}$), consumo das famílias ($rtpd_{ir}$, $rtpi_{ir}$) e investimento ($rtid_{ir}$, $rtii_{ir}$). Os impostos indiretos são agregados entre consumo intermediário e demanda final quando o comércio dentro do país é considerado ($rtms_{irs}$), ou seja, para o comércio inter-regional, existe apenas uma alíquota, independentemente do consumo do bem ou serviço (equação 4). Impostos diretos e subsídios são aplicados na produção e representados pelo parâmetro rto_{ir} . A tarifa de importação é $rtms_{irrow}$ e o imposto sobre os fatores de produção é rtf_{fir} .

É importante descrever as duas condições de consistência para integrar os dados ao modelo: *market clearance* e *income balance* (equilíbrio de renda - renda líquida é igual à despesa líquida). O terceiro conjunto de identidades envolve lucros operacionais líquidos de todos os setores da economia. Considerando os fluxos tributários como R_{ir}^Y impostos indiretos sobre a produção, R_{ir}^C impostos sobre o consumo, R_{ir}^I sobre o investimento, e R_{ir}^M sobre as importações, a condição de lucro zero para cada um dos setores produtivos é apresentada a seguir.

$$\mathbf{Y}_{ir}: \sum_j vfm_{jir} + \sum_j (vfm_{jir} + vdfm_{jir} + vifmr_{jir}) + R_{ir}^Y = vom_{ir}$$

$$\mathbf{M}_{ir}: vxd_{irrow} + R_{ir}^M = vim_{ir}$$

$$\mathbf{MR}_{ir}: \sum_j vifmr_{ijr} + vipmr_{ir} + viimr_{ir} = vimr_{ir}$$

$$\mathbf{C}_r: \sum_i (vdpm_{ir} + vipm_{ir} + vipmr_{ir} + R_{ir}^C) = vpm_r$$

$$\mathbf{G}_r: \sum_i vdgm_{ir} = vgm_r$$

$$\mathbf{I}_r: \sum_i (vdim_{ir} + viim_{ir} + viimr_{ir} + R_{ir}^I) = vimi_r$$

$$FT_{fr}: vom_{ir} = \sum_j vfm_{fir}$$

em que,

$$R_{ir}^Y = rto_{ir} + \sum_j rtf_{fir} + \sum_j (rtfi_{fir} + rtf_{d_{fir}})$$

$$R_{ir}^M = rtms_{irrow}$$

$$R_{ir}^C = rtpd_{ir} + rtpi_{ir}$$

$$R_{ir}^C = rtid_{ir} + rtii_{ir}$$

Para completar a estrutura econômica, $difm_r$ é a soma do balanço comercial regional e internacional e $vtax_r$ é a transferência do governo para as famílias. A tese necessitou da inclusão de novos dados econômicos e ambientais no modelo BREA para alcançar seus objetivos. Esta inclusão envolveu diversas etapas:

1. **Atualização dos Dados Econômicos:** Inicialmente, houve a atualização dos valores da base de dados relacionados ao Produto Interno Bruto (PIB) nacional. Essa atualização estendeu-se a cada estado brasileiro, abrangendo o período de 2009 a 2019 (IBGE, 2020b).
2. **Dados das Principais Culturas Agrícolas:** Foram coletados dados econômicos relativos às principais culturas agrícolas do Brasil, como área plantada (em hectares), área colhida (em hectares) e o valor da produção (em mil reais). Isso abrangeu culturas como arroz, milho, soja, cana-de-açúcar, frutas e outras. Esses dados, coletados a nível municipal, referem-se ao período de 2018 a 2020 (IBGE, 2020d).
3. **Dados de Mudanças no Uso da Terra:** Para compor um banco de dados abrangente sobre as mudanças no uso da terra, informações de qualidade sobre as pastagens foram adquiridas a nível municipal. Essas pastagens foram classificadas em três categorias: severamente degradada, degradação intermediária e sem degradação. As informações abrangeram os anos de 2009, 2010, 2019 e 2020 (LAPIG, 2022).
4. **Detalhamento da Composição da Ocupação da Terra:** Reconhecendo a diversidade de usos do solo, o modelo foi enriquecido com informações abrangendo pastagens, áreas de culturas temporárias e permanentes, reserva legal, unidades de conservação, florestas plantadas, terras indígenas, áreas militares, áreas quilombolas, áreas públicas não destinadas, infraestrutura, rios e Excedente de Reserva Legal (ERL). Esses detalhes são cruciais para obter uma compreensão completa da ocupação do território brasileiro (MAPBIOMAS, 2022; LAPIG, 2022).

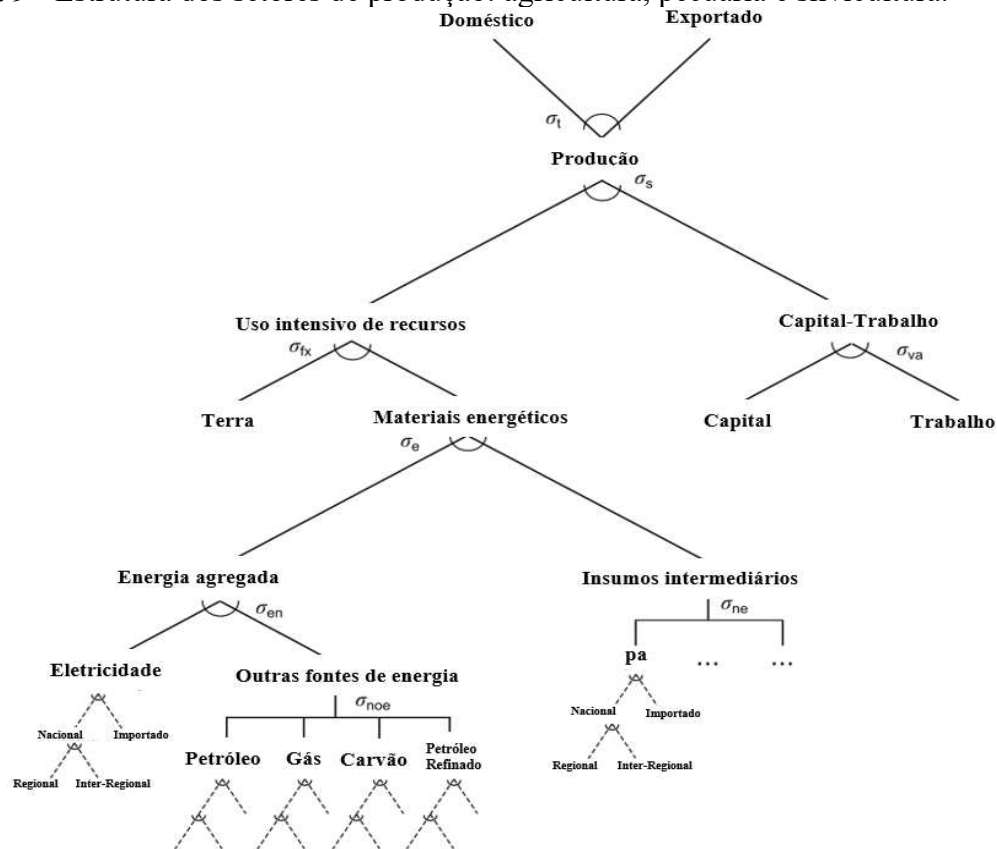
Com base nessas adições, o modelo BREA tornou-se capaz de avaliar os impactos resultantes da redução do desmatamento, caso se propusesse a transferência de subsídios aos produtores ou proprietários de terras, visando a preservação do seu ERL e, conseqüentemente, evitando sua conversão para futura expansão agropecuária nessas áreas. Essa abordagem

tanto aos produtores quanto aos consumidores. A definição de retornos constantes de escala implica que a maximização do lucro equivale à minimização de custos, sujeita às restrições de tecnologia.

4.2.3 Tecnologia de Produção no modelo BREA

As tecnologias de produção são representadas por funções aninhadas do tipo CES (*Constant Elasticity of Substitution*). Essa estrutura proporciona maior flexibilidade na substituição de insumos, o que é vantajoso quando se desagrega setores em níveis mais elevados, embora exija a disponibilidade de elasticidades de substituição relacionadas a cada combinação. A estrutura tecnológica abaixo é comum aos setores agrícolas (Arroz, Milho, Cana-de-açúcar, Soja, Fruticultura, Outras Culturas), pecuária (bovinos e Outros Animais Vivos), e silvicultura, conforme ilustrado na Figura 9.

Figura 9 - Estrutura dos setores de produção: agricultura, pecuária e silvicultura.



Fonte: adaptação de LIMA (2011)

A estrutura apresenta como os diversos insumos de produção são agregados para representar a produção regional. Os componentes marcados na linha tracejada indicam funções distintas. O consumo de energia fóssil por setor é combinado por meio de uma função Leontief, ou seja, não há substituição entre diferentes fontes de energia fóssil. O agregado da energia fóssil é então combinado com o consumo de eletricidade por uma função CES, gerando o

agregado energético denominado *Energia Agregada*. A elasticidade σ_{en} controla a substituição entre o consumo de *Eletricidade* e o conjunto de *Outras Fontes de Energia (fóssil)*.

Os demais insumos intermediários são combinados através de uma função Leontief (com elasticidade σ_{ne} igual a zero). Esta *commodity* agregada é então combinada com a *Energia Agregada*, resultando no composto agregado *Materiais Energéticos*. Os fatores de produção, *Capital e Trabalho*, são combinados no eixo superior, sob a elasticidade σ_{va} , e depois combinados com a cesta de *Uso Intensivo de Recursos*, resultando no nível de *Produção* final do setor. Importante notar que a produção é dividida por meio de uma função do tipo CET (*Constant Elasticity of Transformation*) em demanda Doméstica e na demanda de *Exportação*, com elasticidade de transformação σ_t . A Tabela 2 apresenta as elasticidades utilizadas para estruturar os setores do modelo. Essas elasticidades foram definidas com base no estudo conduzido por Chen et al., (2017).

Tabela 2 - Elasticidades para estrutura dos eixos do modelo.

Elasticidade de substituição entre	BREA	Setores Agropecuários e Florestais	Setores de Energia	Outros setores	Consumo
Produção domésticas e de exportação	σ_t	2.0	2.0	2.0	-
Eixo de recursos intensivos e capital-trabalho	σ_s	0.7	-	-	-
Insumos intensivos em recursos e intermediários	σ_s	-	0.0	0.0	-
Outros consumos e transporte	σ_s	-	-	-	1.0
Eixo terra e energia-materiais	σ_{ft}	0.3	-	-	-
Capital e trabalho	σ_{va}	1.0	1.0	1.0	-
Energia agregada e insumos intermediários	σ_e	0.6	-	-	-
Eixo agregado de energia e capital-trabalho	σ_e	-	0.8	1.0	-
Eletricidade e outros tipos de energia	σ_{en}	1.5	1.5	1.5	0.5
Insumos intermediários	σ_{ne}	0.0	0.0	0.0	-
Energia fóssil	σ_{noe}	0.0	0.0	0.0	-
Bens agrícolas e alimentares	σ_{d1}	-	-	-	0.35
Outros bens	σ_{d2}	-	-	-	0.35

Fonte: adaptação LIMA (2017).

A elasticidade σ_{ft} determina a substituição entre a cesta Materiais Energéticos e o fator Terra, enquanto σ_s governa a substituição entre o composto Materiais Energéticos, Terra e a cesta Capital-Trabalho. A representação tecnológica aninhada possibilita a substituição em favor de energia, fertilizantes e outros materiais quando os preços da terra aumentam. A

produção agrícola por hectare de terra é uma combinação de inúmeras possibilidades de intensificação interna diante das variações dos preços relativos dos insumos.

A mudança tecnológica pode ser incorporada ao modelo BREA de três maneiras distintas. Primeiramente, por meio de um crescimento exógeno da produtividade dos fatores de produção, seguindo as tendências futuras esperadas na literatura científica. Em segundo lugar, quando diferentes técnicas ou tecnologias de combinação de insumos são consideradas, permitindo um maior grau de substituição na função de produção e sendo induzidas por mudanças nos preços relativos. Por fim, pode ser representada por meio de uma nova tecnologia cujos insumos de produção e função de produção são especificados no banco de dados do modelo. Todas essas formas de mudança tecnológica são pertinentes na modelagem do uso da terra, como descrito a seguir.

Na primeira opção, a terra está sujeita a um aumento exógeno da produtividade para cada uso e setor agrícola. No entanto, em uma versão estática do modelo, não é trivial justificar os ganhos de produtividade em fatores primários, custos e benefícios associados ao ganho de produtividade exógeno. Além disso, a produção agrícola no modelo BREA pode ser intensificada quando a terra é parcialmente substituída por insumos e outros fatores primários, à medida que os preços relativos mudam.

A intensificação da produção é principalmente controlada por duas elasticidades de substituição nos setores agrícolas que utilizam terra, conforme mencionado acima. A representação de novas tecnologias também é uma característica fundamental dos modelos de EGC que lidam com recursos naturais e bens e serviços ambientais.

Os componentes referentes às linhas tracejadas na Figura 9 são funções responsáveis por agregar os insumos de diferentes origens. A combinação entre a demanda regional e inter-regional determina a demanda agregada nacional. Cada produto nacional é combinado com o produto importado, resultando no produto final para consumo. Todas essas combinações, regionais e inter-regionais, nacionais e importadas, são baseadas na hipótese de Armington de produtos diferenciados regionalmente. A Tabela A.1 (Apêndice A) apresenta as elasticidades que regem essas substituições.

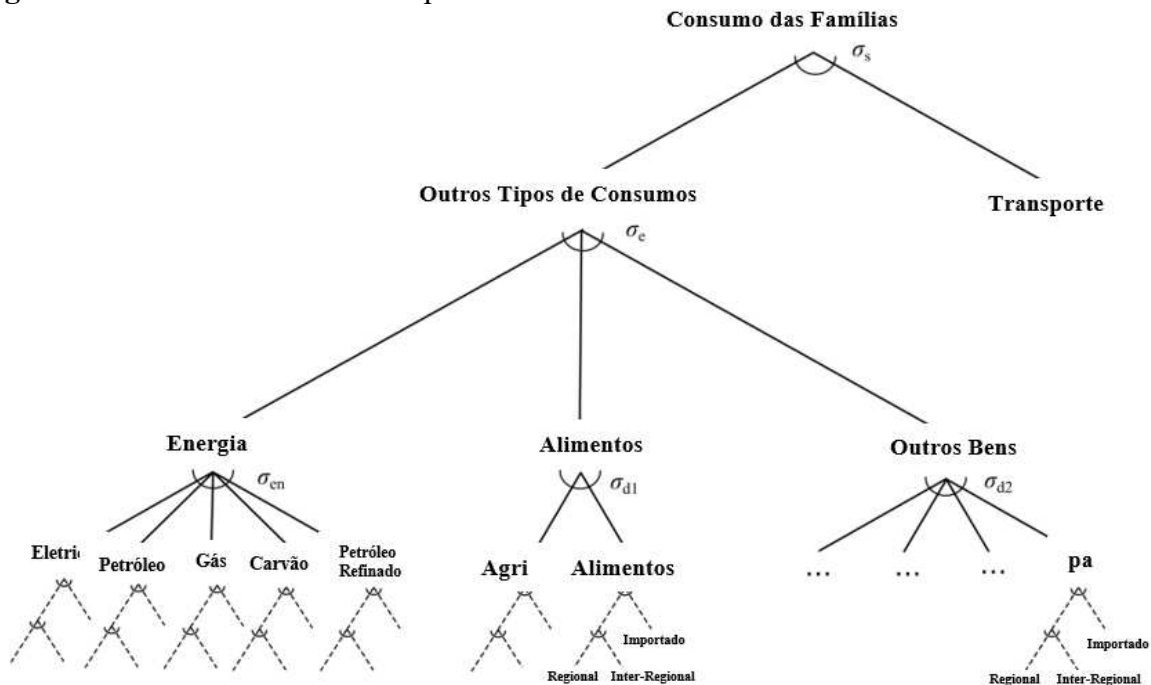
A estrutura do modelo para os demais setores, ou seja, transformação e energético, é ligeiramente diferente, uma vez que os insumos intermediários são combinados por meio de uma função Leontief no topo da estrutura aninhada. A Figura B.1 no Apêndice B mostra essas estruturas. Ambas as elasticidades σ_s e σ_{ne} no topo da estrutura e no eixo de Insumos Intermediários são definidas como zero. A intensificação nesses setores ocorre apenas pelo

consumo de energia e pela demanda de capital-trabalho. O bem composto Energia Agregada combina a demanda de eletricidade e outras fontes de energia para gerar o consumo agregado de energia, enquanto a elasticidade no eixo Uso Intensivo de Recursos controla a substituição entre energia e consumo de capital e trabalho.

4.2.4 Preferência e demanda final

O consumo privado, visando à maximização da utilidade, é definido pela minimização dos gastos necessários para atingir um determinado nível de consumo agregado. A demanda final em cada região é caracterizada por uma função Cobb-Douglas, que expressa a substituição entre bens e serviços agregados, sejam eles nacionais ou importados. A Figura 10 apresenta a estrutura aninhada da função de consumo, que compreende três agrupamentos: o primeiro consiste na cesta de consumo energético, englobando diferentes fontes energéticas como eletricidade, petróleo e seus derivados, gás e carvão; o segundo abrange alimentos e produtos agrícolas; por fim, o terceiro grupo combina os demais bens e serviços. O nível mais elevado da função representa o consumo doméstico de transporte, incluindo o valor total gasto em serviços de transporte, excluindo combustíveis.

Figura 10 - Estrutura do consumo privado.

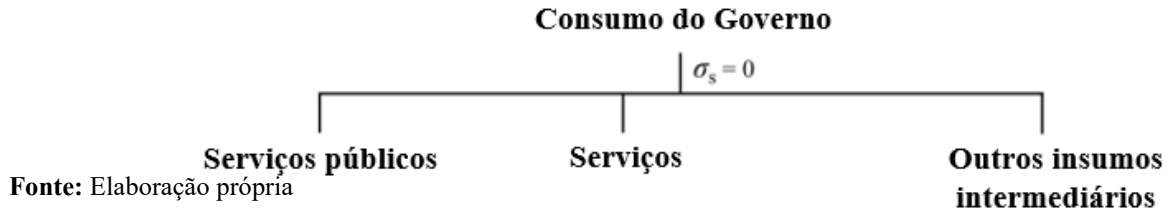


Fonte: Elaboração própria.

O consumo regional do Governo no modelo BREA é representado por uma função Leontief, o que implica que o consumo do Governo é fixo em relação a determinados bens e

serviços domésticos. Nesse cenário, não há consumo de produtos importados, e também não ocorre consumo inter-regional. A Figura 11 ilustra a forma funcional do consumo do Governo.

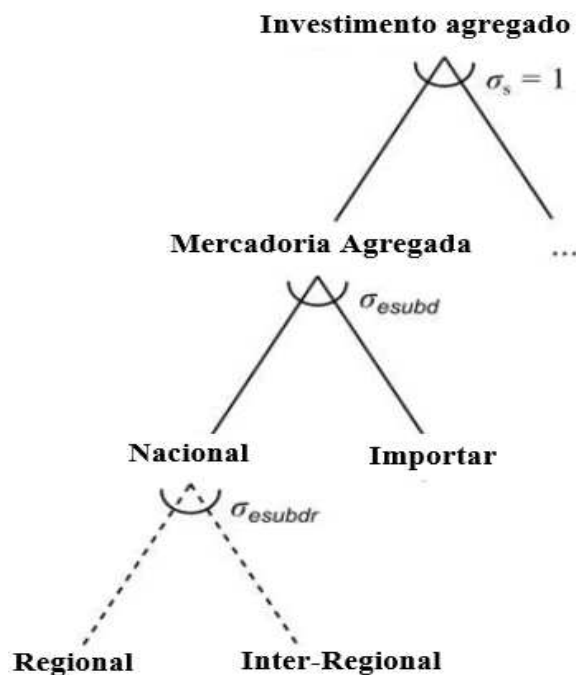
Figura 11 - Estrutura de consumo do Governo.



4.2.5 Investimento

A estrutura de investimento está diretamente relacionada à estrutura da base de dados inicial do modelo. Cada região demanda bens e serviços de três fontes diferentes: regional, inter-regional e importada. A Figura 12 apresenta a estrutura regional de investimento. Na parte inferior dessa estrutura aninhada, uma função separada combina bens regionais e inter-regionais com uma elasticidade de substituição (e_{subdr}). O resultado é um produto nacional para cada região (i). Este bem nacional é então combinado com bens importados, com uma elasticidade de substituição (e_{subd}). Finalmente, na parte superior da estrutura, com uma elasticidade ($\sigma_s = 1$), ocorre a combinação de todos os bens agregados, resultando no nível de investimento regional.

Figura 12 - Estrutura de investimento.



Fonte: Elaboração própria

4.2.6 Uso da terra

Esta seção apresenta o módulo de uso da terra utilizado no modelo BREA. Esse módulo é composto por conjuntos de dados sobre o uso e o valor da terra. A representação do uso da terra em modelos econômicos depende de vários fatores, como a qualidade dos dados e a disponibilidade de mapas de uso e cobertura do solo. Foi realizada a inserção e atualização dos dados referentes aos diversos usos da terra e ao valor da terra com vegetação nativa. As informações utilizadas para complementar o modelo foram produzidas pelo IBGE (2022), LAPIG (2022) e MAPBIOMAS (2022) e abrangem os usos da terra representados no modelo, conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 - Base de dados dos vários usos da terra no modelo.

AFOLU		BASE DE DADOS
TERRA PARA CULTIVO • TEMPORÁRIO • PERMANENTE	CROP	https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas
PASTAGENS PASTAGENS DEGRADADAS	PAS DPAS	https://atlasdaspastagens.ufg.br/map
FLORESTA PLANTADA	PFOR	https://www.ibge.gov.br/estatistica/economicas/agricultura-e-pecuaria/9105-producao-da-extracao-vegetal-e-da-silvicultura.html?=&t=destaques
EXCEDENTE DE RESERVA LEGAL	ERL	https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/servico-florestal-brasileiro/institucional/index.php?option=com_content&view=article&id=77&catid=61&Itemid=1
TERRA NÃO UTILIZADAS	UNU*	https://atlasdaspastagens.ufg.br/map ; https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/

Nota: (*) *UNU* áreas não utilizadas pelo modelo soma das áreas referentes a: Reserva Legal; Unidades de Conservação; Florestas Plantadas; Terras Indígenas; Áreas Militares; Áreas Quilombolas; Áreas Públicas Não Destinadas; Infraestrutura e Rios.

Fonte: Elaboração própria.

Os conjuntos de dados do IBGE incluem o Censo Agropecuário de 2006 (IBGE, 2020a), a Pesquisa de Produção Agrícola Municipal (PAM) de 2018 (IBGE, 2020d) e a Pesquisa de Produção Pecuária Municipal (PPM), também referente a 2018 (IBGE, 2020c). O Censo Agropecuário de 2006 fornece informações sobre a área dos estabelecimentos, área alugada e o valor total pago em aluguel. A pesquisa PAM traz dados sobre a área colhida, área plantada, valor da produção e volume da produção de lavouras permanentes e temporárias. Já a pesquisa PPM contém informações sobre os inventários de rebanhos, quantidade e valor de produtos de origem animal, bem como o número de vacas ordenhadas.

Os dados de uso e cobertura da terra no Brasil são organizados de acordo com as seis regiões do modelo: Sul, Sudeste, Centro-Oeste, Norte (Amazônia), Nordeste e Nordeste do Cerrado (MATOPIBA). Algumas dessas regiões, como Sul e Sudeste, apresentam maior estabilidade no uso e na conversão do uso do solo. Por outro lado, a dinâmica das mudanças no

uso da terra para a agricultura nas regiões Nordeste, Norte e Nordeste Cerrado é maior e demanda atenção (MATOPIBA) (SOLIDARIDAD, 2021).

A Tabela 4 apresenta uma síntese de cada uso da terra no modelo, bem como o total de área em cada região do modelo.

Tabela 4 - A área das classes de terra no BREA por região em todo o Brasil em Mha

REGIÕES	Terra para Cultivo	Pastagens	Pastagens Degradadas	Florestas Plantadas	ERL	Áreas UNUS	TOTAL
CENTRO-OESTE (CST)	29,86	39,85	9,46	1,56	19,10	60,92	160,74
NORDESTE (NST)	3,44	8,31	2,39	0,04	4,83	15,02	34,03
NORTE (NTH)	2,98	26,30	2,01	0,38	42,47	325,30	399,45
MATOPIBA (NSTC)	8,23	28,36	5,77	1,01	16,93	52,24	112,55
SUL (SST)	21,32	9,61	1,61	3,14	6,70	16,80	59,18
SUDESTE (STH)	14,29	24,84	4,48	3,57	11,00	25,22	83,41
TOTAL	80,13	137,26	25,72	9,70	101,03	495,51	849,35

Fonte: Elaboração própria

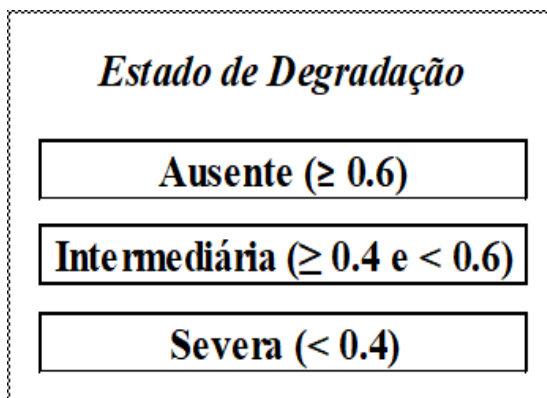
Os dados referentes às áreas de lavoura, que incluem culturas como arroz, milho, cana-de-açúcar, soja, frutas e outras, totalizaram aproximadamente 80 milhões de hectares (Mha) no ano de 2020. Notavelmente, as regiões Centro-Oeste e MATOPIBA, ambas localizadas no bioma Cerrado, representam cerca de 48% dessa área. A obtenção desses dados baseou-se na Pesquisa de Produção Agrícola Municipal (PAM) do IBGE (2020d), que posteriormente foi validada por meio da comparação com dados da pesquisa relacionados aos setores agrícolas do modelo, discriminados por *commodity*, estado e município. Para evitar qualquer superestimação da área utilizada, apenas os dados da primeira safra foram considerados, excluindo assim as áreas de segunda e terceira safras de culturas no mesmo ano, como milho, batata, amendoim e feijão.

O módulo de pastagem abrange tanto pastagens naturais quanto pastagens plantadas e são essenciais para as atividades de pecuária no modelo. Surpreendentemente, as regiões Centro-Oeste e MATOPIBA representam 50% dessas pastagens. Para determinar a extensão das áreas de pastagem, os dados fornecidos pela plataforma LAPIG (2022) foram utilizados, sendo disponíveis por estado e município, abrangendo os anos de 2009-2010 e 2019-2020.

Importante ressaltar que a classificação do estado de degradação das pastagens foi realizada pelo LAPIG (2022) em três categorias: Ausente, Intermediário e Severa (conforme visto na Figura 13). A classificação se baseia nos valores do EVI (Índice de Vegetação Melhorado), disponibilizados pelo modelo MOD13Q1 do *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) (HUETE et al., 2002). O EVI é normalizado em uma escala de 0

a 1, onde valores mais próximos de 1 indicam uma melhor condição da vegetação. É importante notar que os EVIs também apresentam correlações positivas com a resiliência da vegetação, e, portanto, têm sido amplamente utilizados para avaliar o estado de degradação e para estimativas de biomassa em pastagens (ECKERT et al., 2015; PEREIRA et al., 2018; GARGIULO et al., 2020).

Figura 13 - Estratificação do LAPIG em três classes de estado de degradação.



Fonte: Adaptação LAPIG (2022).

É essencial esclarecer que os 163 milhões de hectares (Mha) representam a soma das categorias de pastagens e pastagens degradadas da Tabela 4. Em 2020, as estimativas do LAPIG (2022) indicam que a área total de pastagem no Brasil é de 163 Mha, composta por 74 Mha de pastagens sem evidência de degradação, 63,373 Mha com degradação intermediária e 26 Mha de pastagens gravemente degradadas. É relevante observar que as áreas com degradação severa concentram-se principalmente em três regiões: Nordeste, Nordeste do Cerrado (MATOPIBA) e Centro-Oeste, representando aproximadamente 52% do total.

As áreas florestais recebem um tratamento especial no modelo. O objetivo é classificar essas áreas em diferentes categorias: Florestas Plantadas, áreas de Reserva Legal (RL), áreas de Excedente de Reserva Legal (ERL) e Áreas Protegidas. As ERLs podem estar localizadas tanto dentro como fora dos estabelecimentos rurais privados. Quando são consideradas excedentes, ou seja, estão fora do cumprimento da legislação de proteção ambiental, podem ser usadas para futura conversão ou como local para a criação de áreas protegidas de acordo com a lei. As áreas protegidas podem ser classificadas como florestas públicas gerenciadas ou como áreas estritamente protegidas. Os dados referentes à vegetação nativa total foram obtidos do Sistema Nacional de Informações Florestais - SNIF (2022) e do LAPIG (2022).

Florestas Plantadas: Estas áreas consistem em florestas cultivadas com espécies de pinus e eucalipto, totalizando 9,5 milhões de hectares, concentradas principalmente nas regiões Sul, Sudeste e MATOPIBA.

Áreas protegidas, especialmente na Amazônia, frequentemente enfrentam desafios de conservação e uso sustentável. Conflitos de interesse com indústrias extrativistas, falta de recursos, complexidades políticas e legais, desmatamento para a agricultura e falta de conscientização são obstáculos comuns. Esses dilemas ilustram a complexa relação entre a preservação ambiental e o crescimento econômico, uma questão global amplamente ressaltada na região amazônica, onde encontrar um equilíbrio entre conservação e desenvolvimento econômico é crucial.

Áreas Públicas Não Destinadas: Estas áreas são reservadas para usos sustentáveis. No Brasil, segundo os dados do SNIF (2022), existem aproximadamente 65,4 milhões de hectares de áreas públicas não destinadas. Essas áreas, predominantemente cobertas por florestas, pertencem aos estados ou à União, mas ainda não foram designadas para uso pela sociedade. Elas abrangem cerca de 7,5% do território nacional, com sua maioria situada no bioma Amazônia. É fundamental que essas áreas florestais sejam foco de conservação ou direcionadas para uso sustentável.

Áreas Protegidas: A área total de áreas protegidas cobre cerca de 326 milhões de hectares, dividindo-se entre áreas públicas e privadas. As áreas privadas, situadas dentro de estabelecimentos rurais, representam 154 milhões de hectares, sendo denominadas como Reserva Legal. Por outro lado, as áreas públicas protegidas compreendem aproximadamente 172 milhões de hectares. No país, existem dois tipos de áreas de proteção ambiental: áreas de proteção integral (Unidades de Conservação e Áreas Militares) e áreas de uso sustentável (Reservas Indígenas). Notavelmente, na região Norte, as áreas protegidas representam 73% da área total protegida no Brasil e no bioma Cerrado, equivalem a 15% da área total. Importante ressaltar que essas áreas não estão disponíveis para conversão nos dados de referência do modelo.

Terras Quilombolas e Assentamentos de Terras: Essas áreas representam territórios destinados aos remanescentes das comunidades quilombolas, totalizando cerca de 0,35% do território nacional. Semelhante às áreas protegidas, essas áreas também não estão disponíveis para conversão nos dados do modelo.

Não Utilizado: A área total não utilizada abrange aproximadamente 23 milhões de hectares, englobando bacias hidrográficas, como a bacia do rio Amazonas, além de áreas úmidas, zonas urbanas, estradas, zonas costeiras e corpos d'água, bem como terras degradadas, tais como terras erodidas, desertificadas e salinizadas.

4.2.8 Oferta de terra

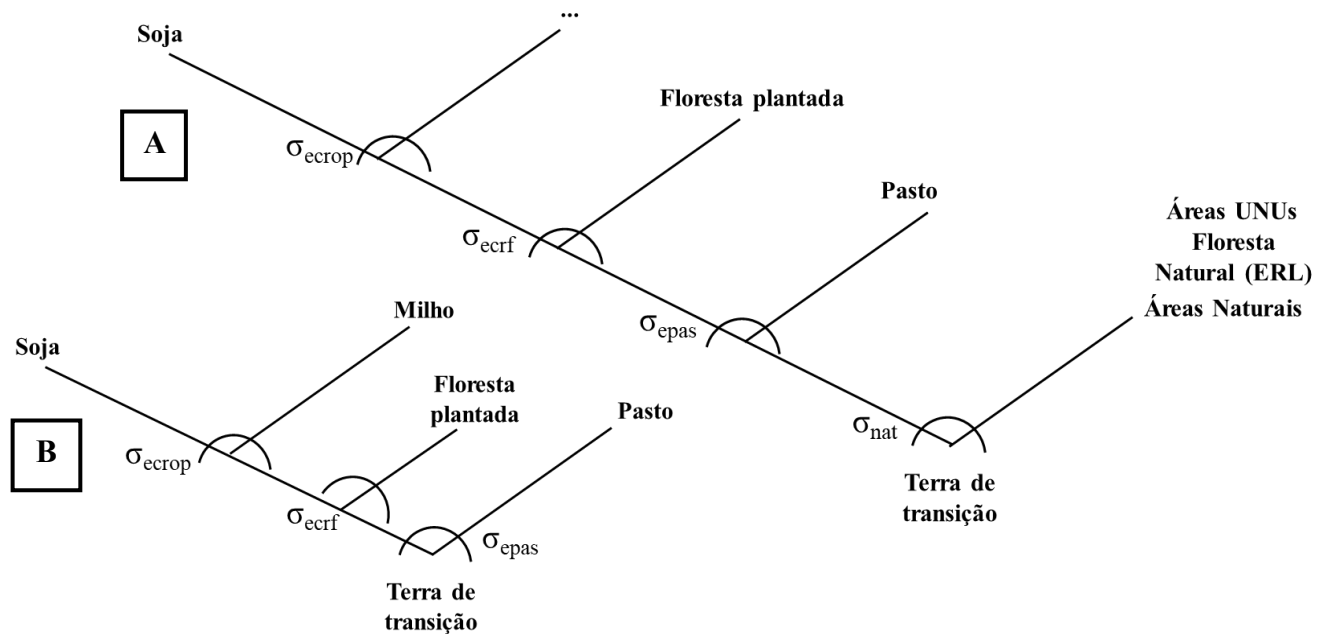
O uso da terra é um dos elementos-chave para o equilíbrio nos modelos de EGC desenvolvidos para análise de políticas e ações voltadas para as atividades agropecuárias. Isso se deve ao fato de que o fator terra desempenha um papel fundamental na produção dessas atividades. Há um crescente debate sobre o fornecimento de terra e sua capacidade de atender a múltiplas necessidades, incluindo a alimentação da população global, a produção de culturas para bioenergia e a mitigação das emissões de GEE. Para abordar essas questões complexas, vários modelos foram desenvolvidos, como o EPPA, GTAP-BIO, IMAGE, LEITAP, MIRAGE-bioF e TERM-BR (GOLUB et al., 2013; GOLUB; HERTEL, 2012; GURGEL et al., 2007; STEHFEST et al., 2013; FERREIRA FILHO e MORAES, 2015; SILVA et al., 2017; LIMA, 2017). Esses modelos desempenham um papel vital na análise dos impactos econômicos e ambientais das escolhas relacionadas ao uso da terra, considerando a crescente demanda por recursos naturais e as pressões sobre o sistema alimentar global. Portanto, eles oferecem uma base sólida para a tomada de decisões informadas em questões cruciais de política e sustentabilidade.

No modelo BREA, a função de oferta de terra é determinada por uma função do tipo CET (*Constant Elasticity Transformation*)¹⁵. Dentro de uma região do modelo, permite-se que os retornos da terra em diferentes usos sejam variados. A função CET reflete uma variação subjacente na alocação da terra para diferentes usos e/ou no custo ou na disposição dos proprietários de mudar o uso da terra (GURGEL et al., 2017).

A Figura 14 apresenta a estrutura da função CET de oferta de terra. Nessa função, ocorre a maximização do valor de alocação da terra entre diferentes usos, como as áreas UNUs, ERL, pastagens, florestas plantadas e áreas de lavoura. A conversão dos usos de florestas e ERL para áreas agrícolas é considerada desmatamento. Portanto, a função CET captura tanto o efeito de expansão quanto o efeito de intensificação das atividades agropecuárias. Isso é fundamental para entender como as decisões relacionadas ao uso da terra impactam os sistemas econômicos e ambientais representados no modelo.

¹⁵As elasticidades para a função de oferta de terra no modelo BREA podem ser visualizadas no Apêndice G.

Figura 14 - Oferta de terra.



Nota 1: A = Cenário Base – 2030

Nota 2: B = Cenário que leva em consideração o desmatamento zero – 2030

Fonte: Elaboração própria

O processo de maximização de funções CET para índices de quantidade, como é o caso da função de oferta de terra em modelos de EGC, apresenta algumas restrições em relação à preservação das parcelas e ao volume de cada uso da terra. Durante longos períodos de simulação e transições de uso da terra, podem surgir discrepâncias entre os valores observados e os reportados pela função CET, como observado por Fujimori et al. (2014), Van Der Mensbrughe e Peters (2016) e Lima (2017).

Para manter a consistência nas mudanças no uso da terra, medidas em hectares físicos, foi incorporado ao modelo BREA um ajuste na oferta de terra. Isso é alcançado ao adicionar uma restrição adicional ao modelo que requer que os hectares físicos utilizados nas atividades agropecuárias e outros usos totalizem sempre a área física total do Brasil. O modelo aplica esse ajuste à função CET para garantir a equivalência dos fluxos monetários e unidades físicas (CHEN et al., 2013). Esse ajuste é essencial para garantir que as mudanças no uso da terra no modelo estejam alinhadas com a realidade física do país.

4.2.9 Aprimoramentos e validação histórica no modelo BREA

A inclusão do mapeamento das pastagens degradadas no Brasil para os anos de 2009-2010 e 2019-2020 fortalece a análise do modelo BREA sobre os impactos econômicos e ambientais da degradação das pastagens. Essa adição possibilita uma compreensão mais ampla dos efeitos da degradação nas áreas agrícolas e pecuárias, bem como em outros setores

econômicos. A partir desses dados, é viável identificar as regiões do Brasil mais afetadas pela degradação das pastagens, fornecendo informações essenciais para entender as disparidades regionais na produtividade agrícola e nas práticas de uso da terra.

É importante salientar que, embora essa inclusão permita ajustar as hipóteses do modelo para levar em consideração a degradação das pastagens em diferentes regiões, a conversão de pastagens degradadas em pastagens produtivas não foi abordada, já que não faz parte do foco principal desta tese. No entanto, ao atualizar o modelo BREA com dados de mapeamento de pastagens degradadas, é possível obter uma compreensão mais precisa das interações entre economia, ambiente e sustentabilidade. Essa melhora na precisão do modelo possibilita avaliar o impacto de políticas agrícolas, incentivos financeiros (PSAs) e estratégias de manejo sustentável na luta contra a degradação ambiental e no estímulo ao desenvolvimento econômico equilibrado.

O BREA foi aprimorado com um novo mapeamento do uso da terra, abrangendo diversas categorias, como ERL, UNUs, terras para cultivo (temporário e permanente), pastagens (boas e degradadas) e florestas plantadas. Essa melhoria permite uma análise mais detalhada dos impactos econômicos e ambientais do uso da terra no contexto do modelo. Com base nesse mapeamento, foi identificadas áreas específicas de terras protegidas por lei (UNUs), o que esclarece as restrições legais sobre o uso da terra e seu impacto na disponibilidade de terras para atividades como a agropecuária. Além disso, o mapeamento de áreas ERL nos ajuda a identificar regiões com potencial para atividades produtivas, como agricultura, pecuária ou reflorestamento. A inclusão dessas áreas no modelo BREA permite uma avaliação precisa de seu impacto econômico, considerando custos de conversão e produtividade.

Com informações detalhadas sobre terras destinadas ao cultivo, incluindo cultivos temporários e permanentes, pode-se analisar melhor a dinâmica da produção agrícola e sua relação com a demanda, levando em conta as mudanças climáticas e variações sazonais. Finalmente, a inclusão de dados sobre florestas plantadas permite avaliar os impactos econômicos e ambientais dessa atividade, como produção de madeira, captura de carbono, empregos e comércio de produtos florestais.

A validação histórica de um modelo de equilíbrio geral envolve comparar as previsões do modelo com dados reais do passado (GUILHOTO et al., 2010). Os modelos estáticos são utilizados para analisar economias em dois momentos específicos no tempo. Eles se assemelham às análises estático-comparativas dos modelos de equilíbrio parcial, mas operam em um contexto de equilíbrio geral. Embora considerações temporais estejam implícitas, elas

são determinadas pelo contexto. Por exemplo, em uma análise de curto prazo, é comum assumir que o estoque de capital não se ajusta completamente. Portanto, o estoque de capital pode ser fixado exogenamente na simulação. Nessa situação (que representa um prazo muito curto), as taxas de retorno do capital precisariam se ajustar ao estoque fixo de capital (RUTHERFORD; PALTSEV, 2000; RUTHERFORD, 2005; GUILHOTO et al., 2010).

Em uma situação intermediária em termos de prazo, é comum assumir que o estoque total de capital é fixo, mas que pode ser realocado entre diferentes atividades industriais. Nesse cenário, as empresas transferem o capital entre si conforme as rentabilidades relativas. No longo prazo, quando qualquer efeito transitório é eliminado, pode-se estabelecer a taxa de retorno ao capital nas diferentes indústrias, sob a suposição de convergência. Nesse contexto, tanto o estoque de capital por indústria quanto o estoque agregado são endógenos ao modelo e são determinados pelo sistema de equações do mesmo. Os valores dos parâmetros usados nos modelos, como as elasticidades de substituição, dependem do horizonte temporal considerado. Em qualquer um desses casos, o modelo analisa apenas um período futuro, seja ele próximo ou distante, pois não fornece informações sobre a evolução temporal da economia. Isso ajuda a avaliar o desempenho do modelo em replicar o comportamento do sistema econômico em períodos anteriores (RUTHERFORD; PALTSEV, 2000; RUTHERFORD, 2005; GUILHOTO et al., 2010).

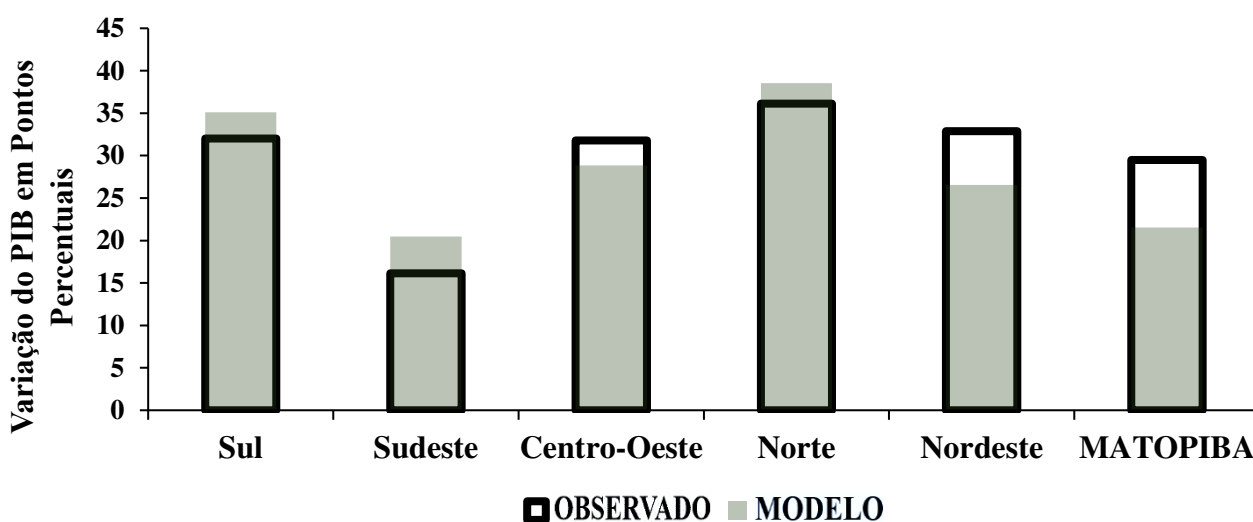
Nesse sentido, a validação histórica do modelo BREA representou um procedimento amplo e de essencial importância para a avaliação da precisão e confiabilidade do modelo nas análises de políticas relacionadas ao uso da terra, ao Produto Interno Bruto (PIB), à produção agropecuária e a outros setores produtivos no contexto brasileiro. Este estágio de validação desempenha um papel crucial, pois possibilita a verificação do grau de fidelidade com que o modelo é capaz de replicar os padrões do comportamento passado do sistema econômico. Nesse processo de validação, foram coletados dados históricos compreendendo o intervalo temporal entre 2009 e 2020, abarcando informações detalhadas sobre diversos usos da terra, tendências do PIB, produção agropecuária e demais variáveis econômicas pertinentes. Esses dados serviram como referência para comparação com as previsões geradas pelo modelo.

Com base nos dados coletados, assegurou-se que as hipóteses subjacentes ao modelo estivessem devidamente especificadas, abrangendo as equações, parâmetros e variáveis essenciais para a precisa representação do sistema econômico brasileiro. Inicialmente, procedeu-se à calibração do modelo BREA a partir dos dados históricos, permitindo o ajuste de parâmetros e equações a fim de garantir que as previsões do modelo refletissem de maneira

acurada as condições reais vigentes ao longo do período que abrange de 2009 a 2020. Nessa etapa, o modelo demonstrou sua habilidade em prever de maneira quase precisa as tendências observadas nos diversos setores modelados para cada região específica.

A Figura 15 apresenta que o modelo foi calibrado de forma relevante para o ano de 2019, que serviu como ano base da pesquisa e foi utilizado como referência para as simulações do ano de 2030. Vale ressaltar que os dados apresentados na Figura 15 são referentes ao Produto Interno Bruto (PIB) e estão expressos em pontos percentuais, conforme modelados pelo modelo BREA.

Figura 15 - Calibração do Modelo BREA referente ao ano de 2019



Fonte: Elaboração própria

Conforme é possível observar na Figura 15, o modelo apresentou resultados mais precisos nas regiões mais agregadas, como Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Norte, com uma variação de erro entre -2 e 4 pontos percentuais em relação aos dados observados. No entanto, os impactos foram mais significativos nas regiões menos desagregadas, como Nordeste e MATOPIBA, destacando um problema recorrente em pesquisas que utilizam bases de dados semelhantes às deste estudo. Em outras palavras, quando os dados precisam ser mais detalhados, podem ocorrer erros em sua determinação, como evidenciado na Figura 15, onde as regiões Norte e MATOPIBA apresentam variações de até 7 pontos percentuais, sendo as mais detalhadas do modelo.

Entretanto, é necessário ressaltar que, ao expandir as projeções para um horizonte temporal posterior a 2030, as respostas geradas pelo modelo começaram a revelar uma confiabilidade reduzida. Isso aponta que, apesar do bom desempenho na validação histórica até

2020, o modelo encontra limitações em sua capacidade de prever cenários econômicos à medida que se distancia do conjunto de dados históricos.

4.2.10 Instrumento econômico para incentivar a conservação florestal (PSA)

O modelo BREA, após a inserção das atualizações necessárias, passa a incorporar dois instrumentos econômicos para promover a conservação florestal: os *backstops* e a análise dos PSAs, conforme apresentado na Tabela 6. Os *backstops* representam tecnologias com aplicabilidade limitada, mas que são viáveis dentro do horizonte temporal de uma simulação econômica. No entanto, é importante observar que a presente pesquisa concentra-se na análise dos PSAs e na avaliação da redução do desmatamento por meio de políticas de comando e controle, sem fazer uso das tecnologias *backstop*.

Tabela 6 - Tecnologias de *backstop* no modelo BREA.

Tecnologias de Backstop e Mecanismo de Incentivo a Conservação	Resultados	BREA**
Sistema direto		
Recuperação de Pastagens	Pastagem	rec
Sistema lavoura-pecuária-silvicultura		
Lavoura Pecuária	Milho/Soja e Gado	icl (corn); isl (soy)
Lavoura-Pecuária-Floresta	Milho/Soja, Gado e Floresta	icl (corn); islf (soy)
Sistema PSA*		
Não Utilização do ERL	PSA por não uso do ERL	erlpas (past); erlcom (corn); erlsoy (soy)

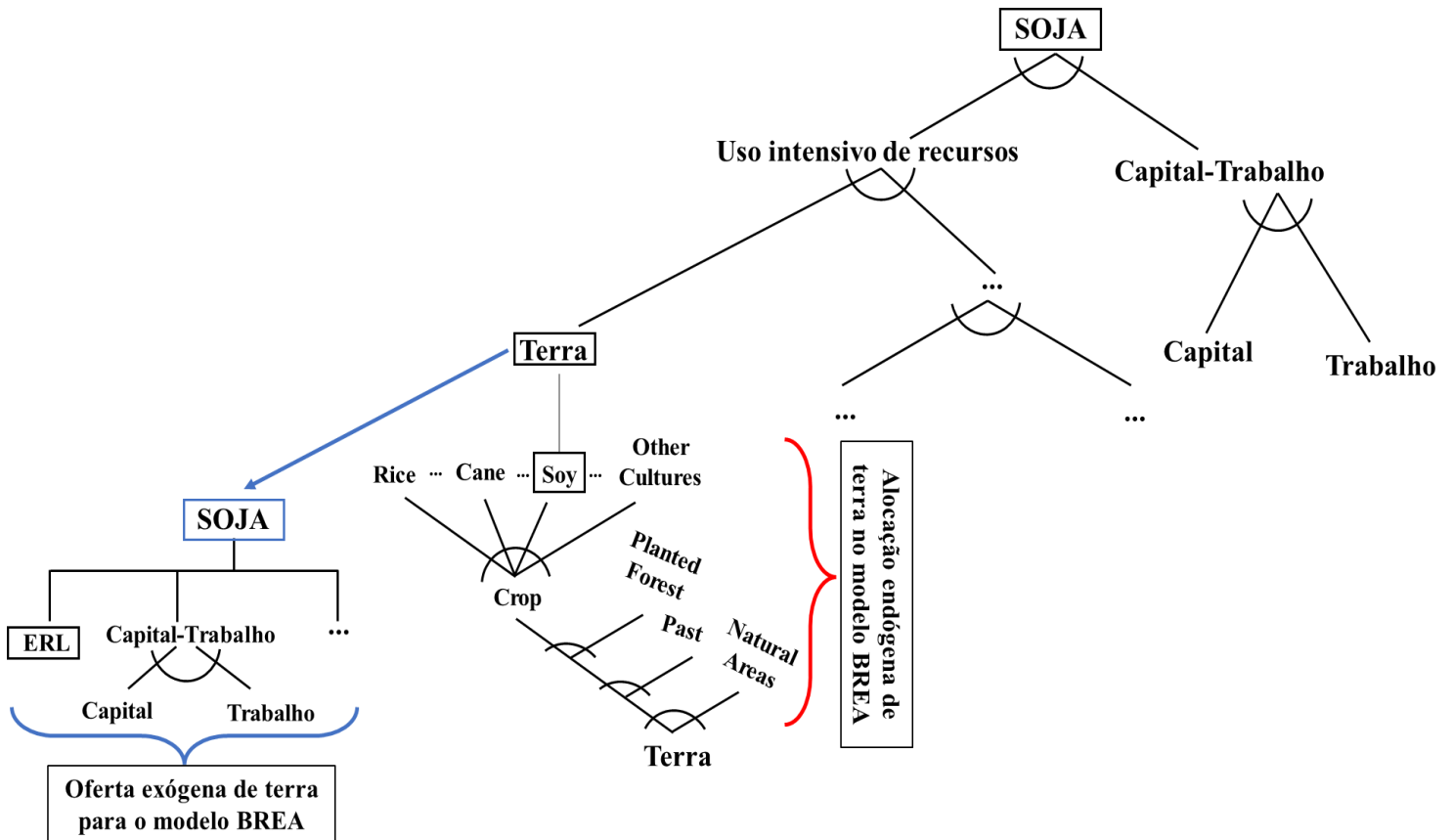
Nota (*) - Tecnologia voltada para a preservação de florestas

Nota ()** - Siglas usadas no modelo

Fonte: Elaboração própria

Ao analisar o uso do ERL no modelo, a abordagem é um tanto diferente. Como exemplificado na Figura 16, para a produção de soja, por exemplo, o modelo requer capital, trabalho e, notavelmente, recursos naturais, especialmente terra. O modelo BREA divide a oferta endógena de terra adequada para a produção em áreas cultiváveis, pastagens e florestas plantadas. Portanto, a produção de soja depende das áreas cultiváveis. Se houver necessidade de expandir a produção de soja no modelo, isso requer a conversão de áreas produtivas de outros cultivos, como arroz ou cana-de-açúcar, para soja. No entanto, é importante salientar que esta pesquisa não permite a conversão de áreas florestais, como Unidades de Conservação (UCs) ou Reservas Legais (RLs), para a expansão de qualquer cultura.

Figura 16 - Composição para o PSA.



Fonte: Elaboração própria.

Nesse contexto, a pesquisa, concentrou-se exclusivamente na análise detalhada dos PSAs e na avaliação das políticas de comando e controle como meios para reduzir o desmatamento e promover a conservação florestal. A Figura 16 apresenta como as áreas de ERL são convertidas para áreas de uso agrícola – área de soja, milho ou pastagem. O ERL é considerado exógeno no modelo, e por não ser protegida legalmente, poderá ser convertida para produção agropecuária, ampliando assim a área produtiva brasileira. Os custos de conversão do ERL em produção de pastagens, milho e soja se encontram na Tabela F.2.

4.2.11 Metodologia de Análise dos Resultados e Cálculo do PSA

Nesta seção, descrevemos a metodologia utilizada para analisar os resultados e calcular o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), considerando o contexto da conversão do Excedente de Reserva Legal (ERL) para a produção de soja, milho e pastagens.

i. Análise do Cenário de Restrição (BT)

Foi elaborado um cenário denominado BT, focado em modelar a conversão exclusiva do ERL para as culturas de soja, milho e pastagens, visando minimizar a conversão de áreas

não sustentáveis. Isso foi alcançado considerando custos de aquisição de terras e transformação de áreas nativas em terras agrícolas.

ii. Definição das Culturas Analisadas

Dado o impacto da Moratória da Soja no Cerrado, foram selecionadas as culturas de soja, milho e pastagens para a análise. Essas culturas foram escolhidas com base em seus níveis conjuntos de desmatamento no bioma Cerrado.

iii. Cálculo da Conversão de ERL

Utilizando o cenário BT, o modelo estimou a conversão total de ERL para as culturas selecionadas. Foram calculados os hectares de ERL que seriam convertidos para cada cultura, considerando os custos de produção e conversão detalhados no Apêndice F.

iv. Análise Financeira e PSA

Os valores gerados pela produção de soja e pastagens foram analisados financeiramente para cada região do modelo. A partir desses valores, estimou-se o valor necessário de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) para tornar os produtores indiferentes à conversão de ERL.

v. Estimativa do Valor do PSA

A análise resultou em valores de PSA para diferentes culturas e regiões. Para obter um valor médio para todo o país, calculou-se a mediana dos valores de PSA para produção de pastagens e soja nos cenários BT e Base. Esses valores medianos representam estimativas de PSA necessárias para compensar os produtores pelas perdas potenciais decorrentes da aderência a políticas de conservação ambiental.

A análise proporcionou uma compreensão detalhada da conversão de ERL para diferentes culturas, permitindo avaliar o impacto financeiro nas regiões do modelo. Além disso, os valores de PSA estimados oferecem uma base sólida para o desenvolvimento de estratégias eficazes de conservação e proteção ambiental, garantindo o equilíbrio entre atividades agropecuárias e preservação do meio ambiente.

4.3 CENÁRIOS SIMULADOS

Os exercícios de simulação envolvem cinco cenários: o cenário Base (referencial), o cenário com a proteção total do ERL, o cenário com a proteção total das áreas UNUs, o cenário com a proteção florestal total das áreas ERL e UNUs, e, por fim, um cenário que inclui a análise relacionada ao PSA.

O modelo BREA, conforme descrito anteriormente, passou por um processo de calibração em 2009, seguido por projeções até 2019 e um choque no período de 2019 a 2030.

Nesse processo, foi conduzida uma avaliação dos impactos econômicos relacionados ao uso total ou parcial do Excedente de Reserva Legal (ERL) e das Áreas Nativas Protegidas (UNU). É importante destacar que as áreas UNUs foram consideradas de maneira endógena no modelo.

Além de examinar a dinâmica do uso da terra, também foi investigado o quanto do ERL seria destinado exclusivamente à produção de soja, milho e pastagens até o ano de 2030. Assim, neste estudo, foram analisados os impactos das mudanças no uso da terra, os efeitos econômicos regionais, o bem-estar e a produção agrícola em diferentes cenários.

A variedade de cenários foi escolhida para representar diferentes abordagens na implementação de políticas ou governanças. Para isso, foram desenvolvidas cinco funções de oferta de terra do tipo CET representando diferentes alocações e oferta possíveis de terra no modelo BREA (cenários 1, 2, 3, 4 e 5). Além disso, estimou-se a quantidade de áreas de ERL necessárias para a produção de soja, milho e pastagens até 2030, bem como o pagamento por serviços ambientais (PSA) necessário para tornar o produtor indiferente à conversão de seu ERL.

Vale ressaltar que esta pesquisa não fez uso das pastagens degradadas disponíveis em seu banco de dados como uma fonte de terra disponível. Se tivessem sido utilizadas, poderia ocorrer uma competição entre a utilização das terras com média ou baixa capacidade produtiva, mas já aptas para uso, e a necessidade de converter novas áreas florestais (ERL e áreas UNUs) para a produção. Isso poderia resultar em uma subestimação da supressão de florestas, um aspecto de grande relevância para este estudo. A análise da utilização de áreas degradadas, bem como de pastagens degradadas ou não, poderia ser um direcionamento para pesquisas futuras.

4.3.1 Cenários:

1. Cenário Base (referência ou *baseline*): reflete uma trajetória do tipo *business-as-usual* dado o comportamento esperado de diversas variáveis econômicas (PIB, investimento, consumo, exportações). Neste cenário não há restrição sobre as áreas de vegetação nativa (ERL e UNU), assim, no cenário base é permitido a conversão dessas áreas para outros usos.
2. Cenário de Proteção Total do ERL (ERL_Prot): Nesta simulação, o uso total do ERL no modelo foi proibido, enquanto o uso das UNUs foi totalmente permitido. Isso impossibilitou a conversão completa do ERL para atender à demanda setorial em 2030.
3. Cenário de Proteção Total das Áreas Nativas Protegidas (UNU_Prot): Neste cenário, o uso total das UNUs foi restrito, mas, ao mesmo tempo, a conversão total do ERL foi permitida para atender ao aumento na produção setorial. No modelo, apenas as áreas

UNUs estavam disponíveis para conversão, e o modelo fez livremente as escolhas de novas conversões nas diferentes regiões brasileiras.

4. Cenário de Desmatamento Zero (DZ): Em contraste total com o cenário Base, este cenário proibiu completamente o desmatamento no modelo, combinando a proteção total das áreas de ERL e UNUs. Como resultado, o modelo não teve novas áreas disponíveis para alocar a produção setorial exigida até 2030.
5. Cenário PSA (BT) para Produção de Soja, Milho e Pastagens em Áreas de ERL: Neste cenário, apenas a quantidade de novas áreas produtivas para a produção de soja, milho e pastagens em áreas de ERL foi simulada. O objetivo é avaliar a quantidade de áreas florestais convertidas para essas três culturas até 2030.

O "Cenário Base" serviu como ponto de referência, considerando o comportamento esperado das variáveis econômicas e permitindo o uso total das áreas de ERL e Áreas Nativas Protegidas (UNU) para alcançar os resultados previstos em 2030. Os demais cenários (ERL_Prot, UNU_Prot, DZ e BT) exploraram diferentes estratégias de proteção e uso da terra, incluindo a restrição do uso do ERL, a proteção das UNUs, a proibição total do desmatamento e a implementação do Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) voltado para culturas específicas.

No contexto desta pesquisa, cada cenário representa uma abordagem distinta para discutir a questão da conversão de florestas nativas. Isso envolve a avaliação dos impactos da proteção dessas áreas florestais ou da sua conversão para outros usos nos resultados esperados. Por exemplo, os cenários que implementam uma proteção total das áreas de ERL ou UNUs exploram os efeitos da proibição do uso dessas áreas na produção setorial.

Além disso, o cenário de "Desmatamento Zero (DZ)" testa a hipótese de uma política extremamente conservacionista, enquanto o cenário de PSA voltado para culturas específicas analisa como essa abordagem pode influenciar a conversão das florestas nativas. Em resumo, os cenários simulados permitem avaliar como diferentes estratégias afetam a possível redução na conversão de florestas nativas, contribuindo para uma melhor compreensão de quais políticas podem ser mais eficazes na promoção da conservação ambiental e na realização dos objetivos desta pesquisa.

Para este contexto, o modelo BREA emprega a análise de choques, que é realizada mediante a imposição de restrições ao uso das florestas. Isso pode incluir a implementação de políticas que visam limitar o desmatamento, restringir a conversão de áreas florestais para outros fins ou aplicar regulamentações diretas às florestas.

A aplicação desses choques permite a avaliação de como essas políticas influenciam variáveis essenciais, como a produção agrícola, o uso da terra, as taxas de desmatamento e os indicadores econômicos. Os resultados obtidos sob diferentes cenários fornecem valiosas informações sobre como a proteção das áreas florestais por meio de medidas protetivas, PSAs ou sua conversão para outros fins pode impactar a conservação ambiental e contribuir para os objetivos desta pesquisa.

4.4 FECHAMENTO MACROECONÔMICO

O fechamento macroeconômico é uma etapa importante na modelagem de EGC. Entre as várias premissas macroeconômicas, destacam-se as seguintes:

- A oferta dos fatores de produção é fixa, e não há mobilidade dos fatores - capital e trabalho - entre as regiões.
- A terra é um fator específico dos setores agropecuários e também não possui mobilidade.
- Não há desemprego¹⁶, e os preços dos fatores de produção são flexíveis.
- O nível de investimento é fixo, assim como o saldo do balanço de pagamentos. Como resultado, mudanças na taxa de câmbio real devem ocorrer para acomodar os ajustes de exportação e importação.

As despesas do governo se alteram em resposta a mudanças nos preços e na receita tributária relacionada ao nível de produção e consumo. As mudanças no uso da terra são projetadas com base nos custos de demanda e produção observados. No entanto, é importante ressaltar que o modelo pode não necessariamente refletir a tendência observada de mudanças no uso da terra no Brasil e em suas regiões¹⁷.

¹⁶O termo desemprego consiste no fato de que todos os fatores disponíveis no modelo são usados, ou seja, o modelo não pode prever o desemprego friccional, por exemplo.

¹⁷A demanda de terra e produção são calculadas externamente ao modelo, mas são incorporadas por meio das árvores tecnológicas, que são uma representação gráfica das relações entre os diferentes fatores de produção e os produtos finais. As árvores tecnológicas são uma ferramenta importante em modelos de equilíbrio geral computável (EGC), que são usados para analisar os efeitos de mudanças na economia em diferentes setores e regiões.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 MUDANÇAS NO USO DA TERRA EM NÍVEL NACIONAL

Uma representação mais precisa da terra nas estruturas de EGC possibilita a investigação do seu uso como insumo para atividades econômicas e das consequências ambientais resultantes desse uso. Isso ocorre porque as áreas naturais, incluindo florestas e terras não florestais, estão incluídas na base de dados. As mudanças no uso da terra são impulsionadas não somente pelo aumento da demanda por alimentos, combustíveis e fibras, ou pela necessidade de conservar o ambiente natural, mas também pela aptidão agrícola dessas áreas, bem como pela necessidade de convertê-las.

Para uma abordagem mais aprofundada e um entendimento completo das mudanças no uso da terra em âmbito nacional, foram coletados e consolidados os principais dados de uso da terra no modelo. Posteriormente, foram aplicados os choques propostos nos cenários alternativos, como pode ser observado na Tabela 9. Os resultados obtidos revelaram as mudanças no uso da terra necessárias para ajustar a produção agropecuária até o ano de 2030.

Tabela 9 – Mudança no uso da terra em Mha em todo o Brasil em 2030, conforme cada cenário proposto.

BRASIL - MUDANÇA NO USO DA TERRA EM MIL HECTARES	PRODUÇÃO AGRÍCOLA	PASTAGEM	FLORESTA PLANTADA	ERL	ÁREA DE VEGETAÇÃO PROTEGIDA
CENÁRIO REAL	65,17	120,57	16,09	101,03	500,50
(C1) - CENÁRIO BASE (BASELINE)	68,44	128,93	16,95	94,57	494,47
<i>DIF: BASELINE - CENÁRIO REAL</i>	<i>3,27</i>	<i>8,36</i>	<i>0,86</i>	<i>-6,46</i>	<i>-6,03</i>
(C2) - PROTEÇÃO DO ERL	67,58	127,39	16,76	101,03	490,61
<i>DIF: PROT. DO ERL - BASELINE</i>	<i>-0,85</i>	<i>-1,55</i>	<i>-0,20</i>	<i>6,46</i>	<i>-3,86</i>
(C3) - PROTEÇÃO DAS ÁREAS NATIVAS	66,37	124,76	16,41	95,32	500,50
<i>DIF: PROT. DAS ÁREAS NATIVAS - BASELINE</i>	<i>-2,07</i>	<i>-4,17</i>	<i>-0,55</i>	<i>0,75</i>	<i>6,03</i>
(C4) - DESMATAMENTO ZERO	65,02	120,84	15,97	101,03	500,50
<i>DIF: DESMATAMENTO ZERO - BASELINE</i>	<i>-3,41</i>	<i>-8,09</i>	<i>-0,99</i>	<i>6,46</i>	<i>6,03</i>

Fonte: Elaboração própria.

Nota 1: (C1) - Cenário 1 = Cenário Base (BASELINE): ano 2030

Nota 2: (C2) - Cenário 2 = Proteção do ERL: ano 2030

Nota 3: (C3) - Cenário 3 = Proteção das Áreas Nativas: ano 2030

Nota 4: (C4) - Cenário 4 = Desmatamento Zero: ano 2030

Nota 5: DIF = diferença entre.

No cenário Base, observam-se resultados de crescimento acentuado em diferentes usos da terra no modelo para o ano de 2030, com 8,4 milhões de hectares (Mha) para pastagens e 3,2

Mha para as áreas agrícolas, conforme demonstrado na Tabela 9. Entretanto, a falta de medidas de proteção ambiental levaria a uma expansão significativa de novas áreas produtivas por meio da supressão de florestas nativas. Essas novas áreas seriam obtidas tanto do Excedente de Reserva Legal (ERL) quanto das áreas de vegetação nativa protegidas (UNU). Ao não impor restrições à supressão florestal adicional, o Brasil como um todo perderia aproximadamente 12,5 Mha de áreas florestais.

Ao restringir as ações de supressão florestal, impedindo o uso total do Excedente de Reserva Legal (ERL_Prot), foram observadas mudanças nos níveis de conversão florestal e uma redução nas áreas produtivas. Ao garantir a preservação do ERL, notou-se um aumento nos níveis de conversão florestal das áreas UNUs. A supressão dessas áreas florestais aumentaria em cerca de 64% em relação ao cenário Base, convertendo aproximadamente 4 milhões de hectares de áreas florestais.

Apesar da iniciativa de alocar 4 milhões de hectares adicionais (provenientes das áreas UNU) para os setores agropecuários, o Brasil ainda enfrentaria um déficit de aproximadamente 8,5 Mha para atingir as metas projetadas de produção animal e vegetal, o que impactaria o crescimento econômico até 2030 em comparação com o cenário Base. Essa escassez de área produtiva teria consequências significativas transmitidas aos consumidores e à economia como um todo, tais como: aumento dos preços, redução da produção, migrações e conflitos sociais, aumento do desemprego e aumento da dependência de importações (SICSÚ e CASTELLAR, 2009; MARIOSIA et al., 2022).

A incapacidade de obter essa extensão adicional de terras agropecuárias resultaria em uma série de implicações suplementares, incluindo a diminuição da oferta de alimentos e o impacto no Produto Interno Bruto (PIB), o que por sua vez, poderia acarretar uma redução do poder econômico dos produtores e da nação como um todo (GURGEL e PALTSEV 2013; CARVALHO, et al., 2016).

O déficit de área para expansão agropecuária, se não compensado, impactaria a produção e oferta de alimentos, podendo elevar os preços e ameaçar a segurança alimentar em um contexto de aumento populacional. Essa limitação teria repercussões macroeconômicas, prejudicando o PIB e comprometendo projeções de crescimento, afetando investimentos, emprego e estabilidade econômica. Essa situação se alinha a estudos de autores como Dinda e Coondoo (2006), Gurgel e Paltsev (2013) e Carvalho et al. (2016), que destacaram as implicações negativas das atividades agropecuárias no meio ambiente e bem-estar social.

A discussão aprofundada dos fatores que compõem o bem-estar ocorrerá nos próximos subitens. A política agropecuária pode ser crucial na busca por soluções para essa externalidade ambiental negativa. Medidas que promovam a conservação de áreas florestais e o uso sustentável do ERL podem mitigar impactos negativos sobre o meio ambiente e a economia.

A proteção das áreas de ERL e UNUs no Brasil oferece a oportunidade de promover ganhos significativos em termos de bem-estar ambiental e social. A conservação das florestas nativas, ao contribuir para a preservação da biodiversidade, a regulação do clima e a proteção dos recursos hídricos, beneficia não apenas as gerações atuais, mas também tem implicações positivas de longo prazo para as gerações futuras (MARIOSIA et al., 2022). Essa perspectiva alinha-se com ideias discutidas por diversos autores, como Ziolo et al. (2019), que propuseram abordagens tridimensionais de financiamento sustentável considerando tanto o meio ambiente quanto a sociedade. A conservação do ERL e das áreas UNUs tem o potencial de impulsionar benefícios para o ecossistema e as comunidades locais, alinhando-se com essa abordagem tridimensional (PAGIOLA et al., 2016).

Com a proposta de proteção total das Áreas de Vegetação Nativa (UNU_Prot), observa-se uma dinâmica significativamente diferente da proteção do ERL (ERL_Prot). Com essa medida, as áreas UNUs não seriam convertidas, evitando a perda de florestas em 6 Mha. No entanto, simultaneamente a essa ação, também se nota a preservação de aproximadamente 0,752 Mha de ERL, representando uma redução de 13% no uso dessas regiões.

É importante destacar que, ao proteger efetivamente as áreas UNUs, parte da conversão florestal que poderia ocorrer em outras áreas de vegetação também pode ser evitado. Essa “proteção adicional” poderia ser considerada um provável "*spillover*", gerado pela intensificação de uma governança mais contundente, capaz de inibir novas supressões florestais. Porém, é válido mencionar que essa redução nas conversões florestais causaria um déficit de quase 6,8 Mha de terra produtiva em relação ao cenário Base. Esse déficit teria que ser compensado de alguma forma para suprir a demanda de produção agropecuária.

Essa situação implica em desafios significativos para a política agropecuária, pois é necessário encontrar um equilíbrio entre a preservação do meio ambiente e o desenvolvimento econômico. A proteção das áreas de vegetação nativa é essencial para a manutenção dos serviços ecossistêmicos, da biodiversidade e do bem-estar ambiental e social. No entanto, é preciso buscar alternativas para aumentar a produtividade e a eficiência no uso da terra, bem como investir em tecnologias sustentáveis que permitam o aumento da produção agropecuária sem a necessidade de expandir a área cultivada.

Além disso, Chervier et al. (2019) demonstram, por meio da análise dos impactos dos esquemas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), como os incentivos econômicos promovem práticas sustentáveis que contribuem para a preservação das áreas de vegetação nativa. Os resultados de Pagiola et al. (2016) sobre a mudança de usos da terra através de programas de PSA respaldam a tese de que alternativas econômicas podem direcionar escolhas sustentáveis de uso da terra. Ao destacar o potencial do PSA para aprimorar os fluxos de serviços ecossistêmicos, Hejnowicz et al. (2014) alinham-se à necessidade de estratégias que ampliem a produtividade agropecuária sem prejudicar o meio ambiente. Em conjunto, esses estudos fortalecem a base de evidências que sustenta a proposta de equilíbrio entre preservação ambiental e crescimento econômico, conferindo relevância ao contexto da pesquisa.

Se o governo brasileiro alcançasse a meta do Acordo de Paris para 2030, estabelecendo o desmatamento zero na Amazônia Legal¹⁸ e expandindo essa iniciativa para os demais biomas brasileiros, os resultados seriam positivos para o meio ambiente, mas apresentariam um desafio significativo para a produção agropecuária. A Tabela 9 fornece detalhes sobre as implicações do cenário ZD, no qual o país preservaria cerca de 12,5 Mha de áreas de vegetação nativa.

No entanto, como consequência dessa medida, haveria uma redução significativa na oferta de novas terras produtivas para a produção agropecuária, estimada em 12,5 Mha. A realidade brasileira atual não contempla o desmatamento zero, portanto, os impactos tanto positivos quanto negativos, ficam restritos aos valores encontrados nos cenários analisados. É importante destacar que a política agropecuária deve considerar uma abordagem equilibrada entre a preservação ambiental e o desenvolvimento econômico do país.

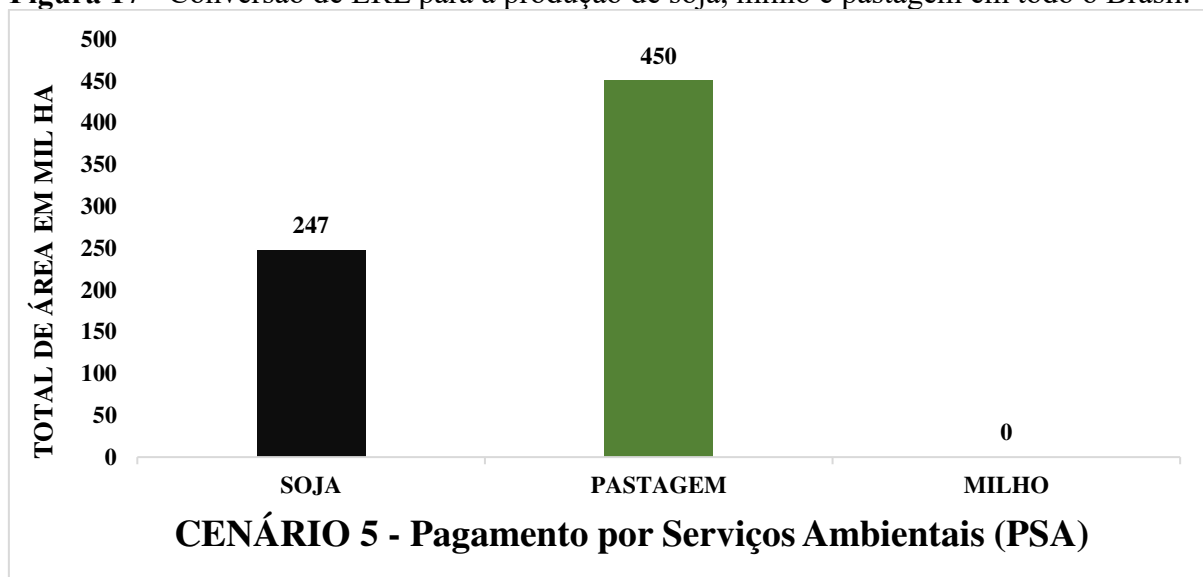
Nesse sentido, é fundamental adotar estratégias que promovam a sustentabilidade no setor agropecuário, como o incentivo à adoção de práticas de manejo sustentáveis, a recuperação de áreas degradadas, o reflorestamento de áreas desmatadas e o investimento em tecnologias mais eficientes. Além disso, a diversificação das atividades agropecuárias e a valorização da produção agroecológica podem contribuir para reduzir a pressão sobre as áreas de vegetação nativa.

A Figura 17 ilustra a conversão de áreas florestais contidas no Excedente de Reserva Legal (ERL) para a produção de soja, milho e pastagens, conforme o quinto cenário (BT). A supressão florestal observada no Brasil tem sido impulsionada, em grande parte, pela

¹⁸Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC, 2023) para o setor florestal e mudança do uso da terra tem como objetivo fortalecer políticas e medidas. O foco está na consecução, na Amazônia brasileira, da meta de atingir zero desmatamento ilegal até 2030, além da compensação das emissões de gases de efeito estufa resultantes da supressão legal da vegetação até o mesmo ano (BRASIL, 2023).

necessidade/oportunidade de expandir a produção de pastagens para atender à demanda por proteína animal e a produção de grãos, especialmente soja e milho, destinados ao mercado externo. Com base nesse contexto, o objetivo desse cenário foi avaliar o impacto do crescimento da produção dessas três culturas até 2030 sobre a perda florestal no ERL, de forma isolada. Essa análise é relevante para entender a dinâmica da economia rural e sua relação com as políticas de conservação ambiental, permitindo identificar possíveis medidas que conciliem o desenvolvimento do setor agropecuário com a preservação dos recursos naturais e a mitigação dos impactos negativos sobre as áreas florestais.

Figura 17 - Conversão de ERL para a produção de soja, milho e pastagem em todo o Brasil.



Fonte: elaboração dos autores.

Conforme o cenário proposto, estimou-se a conversão de 0,697 Mha de ERL para áreas de soja e pastagem em todo o Brasil até 2030. Isso representa cerca de 13% do total de ERL que seria convertido caso as áreas UNUs fossem protegidas. Deste montante, uma parcela expressiva seria destinada à produção de novas pastagens, enquanto uma parcela menor seria direcionada à produção de soja. Não haveria conversão direta de áreas para a produção de milho, pois financeiramente seria mais vantajoso aos produtores rurais converterem suas áreas de ERL para a produção de pastagens e soja. Essa distribuição entre as três culturas - produção de grãos e pastagens - está de acordo com a realidade histórica do Brasil (MAPBIOMAS, 2022). Vale ressaltar que a não conversão das áreas para a produção de milho pode ser explicada pelo método de produção já bem consolidado no país, que envolve a produção de safra, safrinha e até mesmo terceira safra na mesma área. Dessa forma, a conversão de novas áreas para a produção exclusiva de milho não precisa ser uma prioridade, uma vez que a conversão de áreas

florestais para a produção de soja praticamente resulta na produção de milho em complemento (EMBRAPA, 2018).

5.2 MUDANÇAS NO USO DA TERRA EM NÍVEL REGIONAL

Na subseção anterior, foi realizada uma análise das mudanças no uso da terra em nível nacional. Ficou evidente que cada cenário - Base, ERL_Prot, UNU_Prot ou DZ - impacta de maneiras distintas a conversão da terra no Brasil. Entretanto, o modelo BREA possui a capacidade de realizar essa simulação por regiões brasileiras, como Sul, Sudeste, Centro-Oeste, Norte, Nordeste e, particularmente, o MATOPIBA. Os resultados dessas simulações serão avaliados nas próximas subseções, possibilitando uma análise mais detalhada e específica das implicações econômicas em diferentes regiões do país. Isso é de extrema importância para uma abordagem mais abrangente e precisa das questões relacionadas ao uso da terra e suas consequências socioeconômicas e ambientais em âmbito regional.

Compreender a demanda por novos territórios produtivos em cada macrorregião é essencial para o planejamento e implementação de políticas públicas relacionadas a esse fator produtivo (CARVALHO et al., 2016). Uma melhor compreensão dessa demanda pode tornar mais eficiente a discussão sobre novas políticas que visem ao desenvolvimento sustentável do setor agropecuário (FRANCISCO e GURGEL, 2020). Ressalta-se que a análise por macrorregiões não inclui as pastagens degradadas como ativo a ser considerado nas mudanças no uso da terra. Dessa forma, o total de terra representado no banco de dados pelas pastagens degradadas não é utilizado para a produção agropecuária ou qualquer outra finalidade.

Nesta pesquisa, também foram simulados os possíveis montantes de áreas florestais que seriam convertidos em cada região caso houvesse a necessidade de novos territórios para o desenvolvimento do setor agropecuário, além de avaliar como políticas de proteção ambiental poderiam impactar na produção projetada, no PIB e no bem-estar da população.

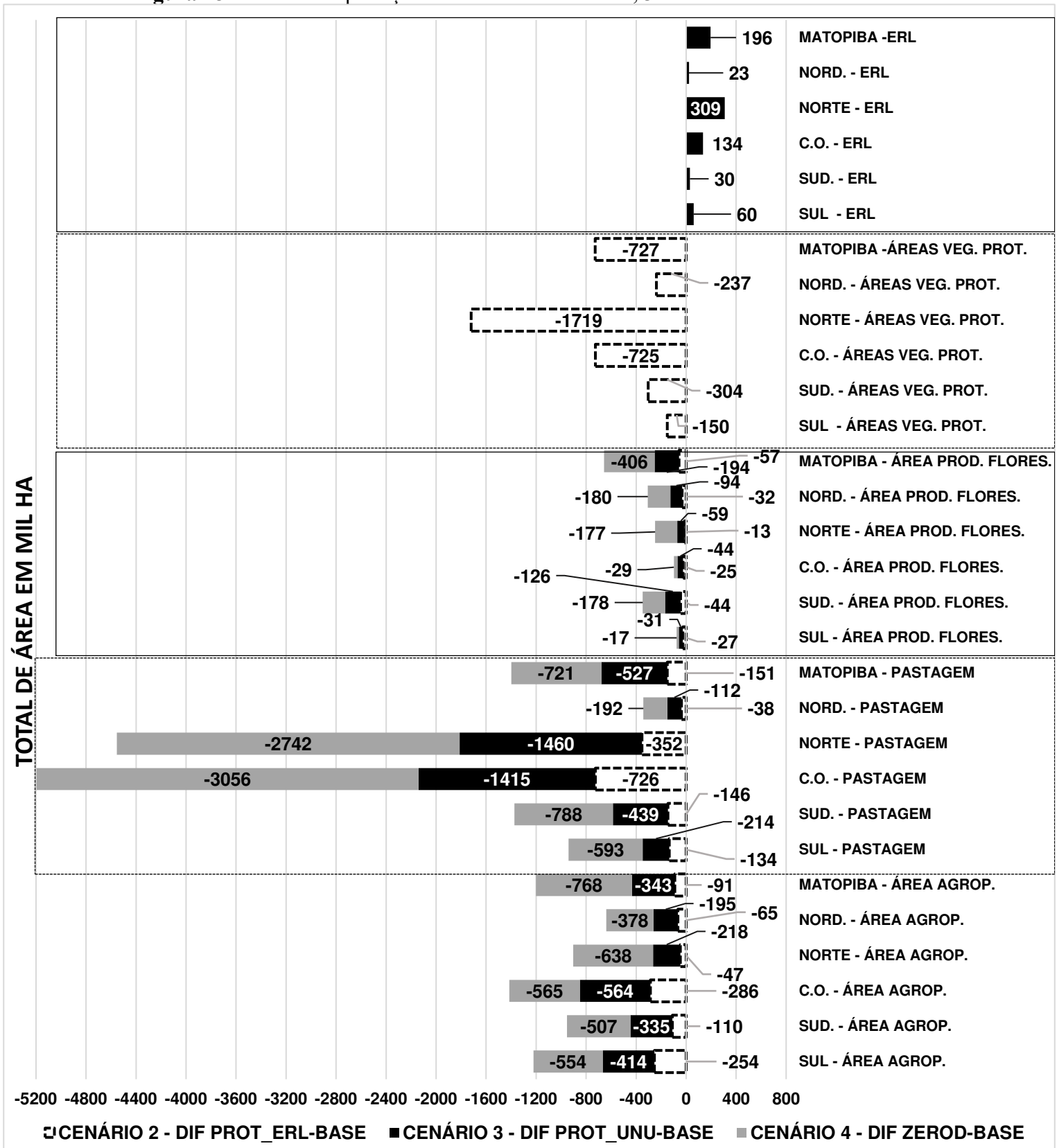
Essa abordagem também permite identificar quais regiões apresentam maior pressão para o desmatamento e conversão de áreas naturais em áreas produtivas, bem como quais regiões têm maior potencial para expandir a produção agropecuária sem comprometer significativamente os ecossistemas locais. Além disso, ao analisar como possíveis políticas de proteção ambiental impactariam na produção projetada, no PIB e no bem-estar da população em cada região, é possível buscar um equilíbrio mais sustentável entre o desenvolvimento econômico e a conservação dos recursos naturais. Dessa forma, as estratégias formuladas podem ser mais efetivas na promoção do crescimento econômico responsável, que leve em

consideração a importância da preservação ambiental para as gerações futuras e para a qualidade de vida da população.

Portanto, a compreensão da demanda por novos territórios produtivos em diferentes regiões é crucial para equilibrar o crescimento econômico com a preservação ambiental (STRASSBURG et al., 2017). O Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) identifica áreas propícias ao desenvolvimento, conciliando com a conservação da biodiversidade. A implementação de políticas mais adequadas e sustentáveis em cada parte do país é viabilizada por essa abordagem regionalizada. O Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), Créditos de Carbono e fiscalização rigorosa desempenham papéis essenciais ao incentivar práticas sustentáveis e desencorajar o desmatamento ilegal. Além disso, incentivos específicos para sustentabilidade, pesquisa e inovação, adaptados regionalmente, podem harmonizar a produção agropecuária e a preservação, destacando desafios e oportunidades em cada área e promovendo um desenvolvimento econômico responsável e consciente das questões ambientais.

A abordagem adotada nesta pesquisa, possibilita a avaliação dos impactos das alterações no uso da terra sobre o consumo dos agentes representativos, o PIB e o bem-estar dos indivíduos em âmbito regional e nacional. A Figura 18 apresenta o total de áreas de UNUs e ERL convertidas para outros usos da terra em cada região do modelo. Como mencionado anteriormente, ao proteger o ERL e permitir a supressão das áreas UNUs, a comparação com o cenário Base revela que a conversão florestal alcançaria quase 4 Mha em todo o Brasil. Observa-se na Figura 18 que as regiões do Centro-Oeste, com 0,72 Mha ou 18,8%, MATOPIBA, com 0,73 Mha ou 19%, e o Norte, com 1,72 Mha ou 44,5%, seriam as mais impactadas em termos de degradação ambiental das áreas UNUs.

Figura 18 – Análise de proteção florestal dos cenários 2, 3 e 4



Fonte: elaboração dos autores.

Nota 1: Sud. = região Sudeste; C. O. = região Centro-Oeste; Nord. = região Nordeste.

Nota 2: Áreas Veg. Prot. = Áreas Vegetais Protegidas; Prod. Flores = Produção Vegetal; Prod. Agrop. = Produção Agropecuária

No entanto, esta pesquisa também simulou outro fator importante. Com apenas o cenário Base ativo, as regiões Centro-Oeste, MATOPIBA e Norte continuariam sendo as mais impactadas ambientalmente, mas apresentariam dinâmicas diferentes em relação às supressões das áreas UNUs. A região Centro-Oeste, excluindo a área do MATOPIBA, teria a maior participação nas conversões florestais, representando 31,4% do total. Contudo, ao incluir a região do MATOPIBA no montante territorial do Centro-Oeste, o percentual passa a ser de 45,7%. Isso indica que a região Centro-Oeste mostraria maior intensidade em relação à degradação das áreas UNUs, mesmo com a possibilidade de supressão do ERL ocorrendo simultaneamente.

Esse resultado pode estar relacionado a uma combinação de fatores, como a disponibilidade de terras para expansão agropecuária, a demanda por produtos agropecuários na região, a pressão econômica sobre o uso da terra e as políticas públicas adotadas. Essa informação é relevante para a formulação de políticas mais direcionadas e eficientes, destacando a necessidade de medidas específicas para reduzir o impacto ambiental na região Centro-Oeste, considerando suas particularidades e desafios relacionados ao uso da terra e à conservação ambiental (SANTOS et al., 2017).

Analisando de maneira análoga, as regiões do MATOPIBA e do Norte apresentaram reduções em relação à supressão florestal das áreas UNUs, passando a participar com 14,4% e 26,7%, respectivamente. Esses resultados, analisados sob uma perspectiva de política pró-ambiental, demonstrariam que as regiões do MATOPIBA e do Norte se adequariam mais intensamente à proposta de reduzir para zero a conversão florestal nas áreas UNUs, ao contrário do Centro-Oeste, que não seguiria essa premissa. Contudo, ao somar o total convertido de áreas florestais do Centro-Oeste e do MATOPIBA, o bioma Cerrado seria o território com maior degradação. As regiões Nordeste, Sudeste e Sul não apresentaram alterações expressivas quanto à redução ou não da conversão florestal nas áreas UNUs.

De maneira geral, ao proteger integralmente o ERL, observaríamos uma redução na conversão florestal de aproximadamente 2,5 Mha. No entanto, essa porção de terra poderia contribuir para a realização do crescimento econômico esperado até 2030. Mesmo com o acréscimo de 3,6 Mha nas taxas de supressão florestal nas áreas UNUs, o país ainda experimentaria uma diminuição em suas áreas produtivas. Conforme ilustrado na Figura 18, a proteção das áreas de ERL impactaria a disponibilidade de novas terras para a produção agropecuária, pastagens e produção florestal. A proteção das áreas de ERL teria impactos significativos, restringindo a expansão agropecuária, limitando a produção de pastagens e

afetando a indústria florestal (EMBRAPA, 2018; MARIOSIA et al., 2022). Isso poderia criar desafios econômicos, aumentar a pressão sobre terras já em uso e, ao mesmo tempo, contribuir para ganhos ambientais, preservando ecossistemas naturais (EMBRAPA, 2018; MARIOSIA et al., 2022).

A diferença entre os cenários Base e ERL_Prot revela uma redução de 0,852 Mha nas áreas produtivas da agropecuária. Nesse contexto, o Centro-Oeste e o Sul são as regiões mais impactadas, com reduções de 33,5% e 29,8% nas novas áreas produtivas, respectivamente. A produção de pastagens também sofre uma diminuição de aproximadamente 1,54 Mha, sendo o Norte e o Centro-Oeste as regiões mais afetadas, com uma redução de 47% e 23%, respectivamente. Esses resultados destacam que a proteção do ERL influencia diretamente o uso da terra na agropecuária, exigindo uma avaliação cuidadosa em políticas públicas para equilibrar o desenvolvimento econômico e a preservação ambiental. Contudo, essa proteção traz consigo desafios para o desenvolvimento econômico, especialmente no aumento das áreas produtivas necessárias para suprir a demanda por alimentos e matérias-primas agrícolas. A redução nas áreas produtivas da agropecuária e a menor conversão de terras para pastagens podem resultar em restrições na oferta de alimentos e na produção agropecuária, potencialmente afetando negativamente o setor rural e a economia como um todo (EMBRAPA, 2018).

Ao não converter as áreas de ERL, observamos um processo de escolha pelos agentes representativos do modelo que tem impactos significativos nas decisões de produção agropecuária e pastagens, especialmente na região Centro-Oeste. Contudo, ampliando a análise para outras regiões, percebemos que as escolhas por áreas produtivas podem variar dependendo do tipo de produção. Por exemplo, na região Norte, o modelo BREA simulou uma redução de 0,046 Mha na área destinada à agropecuária, mais uma redução acumulada de 0,352 Mha na área de pastagens. Isso indica que os agentes representativos dessa região preferiram abrir mão de mais áreas de pastagens para proteger a produção agropecuária.

Ao preservar as áreas de ERL, observa-se um impacto significativo nas decisões de produção agropecuária e pastagens, especialmente na região Centro-Oeste. No entanto, ao ampliar a análise para outras regiões, torna-se evidente que as escolhas por áreas produtivas podem variar de acordo com o tipo de produção e as necessidades locais. Essa diversidade regional requer uma política mais flexível e adaptada às particularidades de cada região.

A proteção do ERL até 2030 resultou em perdas florestais consideráveis. Contudo, qual seria a dinâmica em relação às mudanças no uso da terra se fossem protegidas apenas as áreas de UNUs, permitindo a supressão do ERL? Essa resposta foi obtida por meio do segundo

cenário desta pesquisa. Em todo o Brasil, a perda florestal seria de 5,7 Mha de ERL, um valor significativamente inferior aos 10 Mha de áreas florestais convertidas relacionadas às UNUs.

A Figura 18 também apresenta os dados sobre as quantidades de florestas convertidas e protegidas no cenário Prot_UNU, assim como o que ocorreria nas novas áreas destinadas à produção agropecuária, produção de pastagens e produção de florestas comerciais em todas as regiões do Brasil. Neste cenário, observam-se dinâmicas bastante diferentes das simuladas no cenário anterior, no qual a proteção do ERL era o foco.

Com a proteção total do ERL, os agentes representativos do modelo, buscando reduzir seus prejuízos, optaram por avançar em mais áreas pertencentes às UNUs. No entanto, ao propor a proteção total das áreas UNUs, o esperado seria que os agentes representativos do modelo tomassem decisões semelhantes ao que ocorreu no cenário ERL_Prot. Em outras palavras, esperava-se um crescimento nos níveis de conversão florestal do ERL, mas não foi isso que ocorreu.

Sob uma perspectiva econômica, o resultado inesperado de não ocorrer um crescimento nos níveis de conversão florestal do ERL, mesmo com a proteção total das áreas UNUs, pode indicar que a preservação dessas áreas desencorajou a conversão florestal, proporcionando, assim, um estímulo à preservação ambiental.

No entanto, a ausência de mudança significativa nos padrões de conversão florestal, mesmo com a proteção imposta, também pode apontar para a ineficiência na alocação de recursos. Isso porque, sob uma perspectiva econômica, seria esperado que a restrição imposta pela proteção total das áreas UNUs influenciasse a decisão dos agentes representativos no modelo.

Essa dinâmica pode estar relacionada a fatores como a falta de incentivos econômicos adequados para a preservação das áreas de vegetação nativa ou à existência de barreiras e obstáculos que limitam a utilização das áreas protegidas para atividades produtivas. Vale notar que na Figura 18 as áreas ERL são positivas, indicando que o cenário de proteção das áreas naturais tem um efeito positivo sobre ERL.

Este cenário demonstra que, além de os agentes representativos não optarem por avançar em mais áreas de ERL, eles acabariam reduzindo em 0,750 Mha os níveis de supressão florestal em relação ao cenário Base, representando um aumento de 13% na proteção do ERL. As regiões que mais protegeriam suas áreas seriam o Norte, o MATOPIBA e o Centro-Oeste. A região Norte destacou-se como um dos principais atores, o que já era esperado, pois essa região possui

as maiores áreas de ERL no banco de dados. No entanto, o fato de o MATOPIBA e o Centro-Oeste também estarem entre as regiões que mais protegem foi um bom indicativo.

O conceito de *spillover* de proteção ambiental, evidenciado pelo incremento de cerca de 0,330 Mha de florestas nativas sob proteção nas regiões MATOPIBA e Centro-Oeste, reflete uma trajetória em consonância com as perspectivas para o bioma Cerrado nas décadas futuras. Considerando o esperado aumento nos níveis de conversão florestal, a sugestão de uma proteção total das áreas de UNUs, seja por meio de governança efetiva ou da atuação das leis pró-ambientais, poderia motivar os agentes econômicos a evitar novas conversões, mesmo em áreas potencialmente aptas para a atividade.

Nesse contexto, a ampliação da proteção do ERL também implica um avanço na conservação do bioma Cerrado, um ecossistema altamente ameaçado pela expansão agropecuária e pelo desmatamento. Essa estratégia de proteção das UNUs ganha relevância na garantia da preservação dos recursos naturais e na manutenção da qualidade de vida das comunidades rurais a longo prazo.

Os dados e tendências apresentados pela organização MAPA (2021), e por autores como Campos et al. (2020) e Soterroni et al. (2019), corroboram a necessidade de expansão agrícola no Cerrado, especialmente no MATOPIBA, para atender às projeções de aumento da produtividade da soja no Brasil. No entanto, tais expansões podem resultar em desafios significativos para a conservação do bioma. Nesse contexto, a abordagem proposta de proteção das UNUs assume maior importância, destacando-se como um meio de mitigar os impactos ambientais decorrentes dessa expansão agropecuária, ao mesmo tempo em que promove um equilíbrio entre o desenvolvimento econômico e a preservação ambiental.

Contudo, ao evitar a conversão florestal de 6,8 Mha, a produção agropecuária brasileira para o ano de 2030 seria afetada negativamente. Em relação ao total de terra que poderia ser convertida no cenário Base, o Brasil deixaria de converter aproximadamente 2,1 Mha de florestas nativas para a produção agropecuária. Desse total, a região Centro-Oeste participaria com 27%, a região Sudeste com 20%, e o MATOPIBA com 17%, tornando-se os territórios com as maiores parcelas de área evitada.

Quanto à produção de pastagens, o total evitado de supressão florestal para a produção dessa cultura chegou a 4,2 Mha. As regiões Norte e Centro-Oeste seriam as mais impactadas positivamente, com participações de 35% e 34%, respectivamente. No contexto do modelo BREA, a decisão de evitar a conversão de áreas florestais pode ser atribuída a diversos fatores. Tecnologias sustentáveis desempenham um papel crucial, promovendo práticas agrícolas mais

eficientes e ecologicamente conscientes. Mudanças na demanda e preferências do mercado também influenciam, à medida que consumidores valorizam produtos originados de práticas sustentáveis. Restrições de acesso, como regulamentações ambientais, desempenham um papel ao limitar a conversão em determinadas áreas. Além disso, o aumento do preço dos insumos agrícolas representa uma variável significativa. O encarecimento desses insumos torna a conversão de áreas florestais economicamente menos atrativa, incentivando práticas mais eficientes em áreas já desenvolvidas. Assim, no contexto do modelo EGC estático, esses fatores combinados desempenham um papel crucial na decisão de evitar a conversão de áreas florestais.

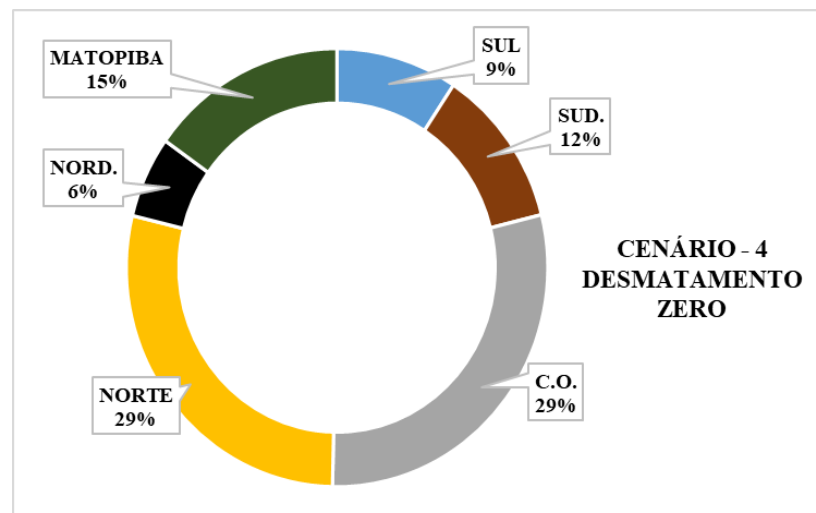
No entanto, é crucial considerar que essa decisão pode acarretar desafios na gestão da expansão agropecuária e na busca por maior produtividade em áreas já convertidas, demandando o uso eficiente dos recursos disponíveis e o desenvolvimento de tecnologias mais sustentáveis no setor rural (EMBRAPA, 2018; MAPA, 2020). Vale ressaltar que a região Sul também possui a produção bovina como um de seus principais ativos econômicos e históricos. A lógica por trás dessa decisão é que a região continuaria seguindo sua especialização através da ampliação de suas pastagens (COSTA, 2010). Isso se deve ao fato de que pastagens saudáveis aumentam as chances de obter uma melhor produção de carne bovina, leite e seus derivados (EMBRAPA, 2018).

Essa escolha estratégica dos agentes representativos da região Sul reflete a busca por maximizar os retornos econômicos na produção agropecuária, levando em consideração as vantagens comparativas e competitivas da região. Ao expandir as áreas destinadas a pastagens, a região pode potencializar sua produção bovina, já consolidada em termos de expertise, enquanto a expansão para a produção agrícola de grãos pode não ser tão vantajosa no momento. Essa decisão está alinhada com a dinâmica econômica local e pode contribuir para o desenvolvimento sustentável do setor agropecuário, dado o papel significativo da produção bovina na economia regional. No entanto, é fundamental que essa expansão de pastagens seja realizada de maneira planejada e sustentável, levando em conta as questões ambientais e a necessidade de um uso responsável dos recursos naturais.

A Figura 18 apresenta ainda o que ocorreria caso houvesse a proteção total do ERL e das áreas UNUs, no cenário DZ. Com a interrupção completa do desmatamento no Brasil, 12,5 Mha de florestas não seriam convertidas até 2030. As regiões Centro-Oeste, Norte e MATOPIBA seriam as maiores beneficiárias dessa ação, preservando, respectivamente, 3,65 Mha, 3,5 Mha e 1,9 Mha de florestas nativas.

A Figura 19 apresenta a configuração das áreas que deixariam de ser convertidas por região no modelo, caso fossem alcançadas as metas do Desmatamento Zero até 2030. Nota-se que as regiões Norte, com 29%, e o Cerrado (Centro-Oeste com 29%, mais a Região do MATOPIBA com 15%), com 44%, seriam as regiões com maior preservação florestal. Os resultados obtidos com o cenário de desmatamento zero corroboram uma possível Moratória do Cerrado no Brasil, ampliando a discussão sobre o impacto do Desmatamento Zero em prol da Moratória do Cerrado.

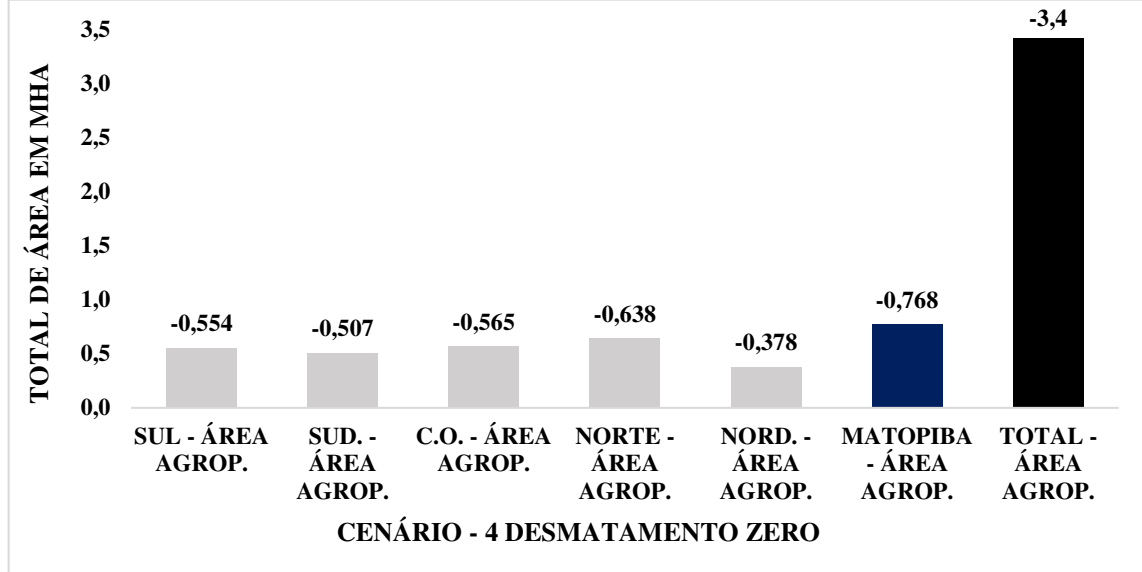
Figura 19 - Quantidade total de vegetação protegida: ERL mais as áreas UNUs em %.



Fonte: elaboração dos autores.

Nota 1: Sud. = região Sudeste; C. O. = região Centro-Oeste; Nord. = região Nordeste.

A Figura 20 apresenta o total de novas áreas produtivas que a produção agropecuária perderia, totalizando 3,4 Mha. Nesse cenário específico, o MATOPIBA sofreria a maior redução de terra para a produção agropecuária, representando cerca de 23% do total, o equivalente a 0,768 Mha. Esse impacto é significativo para a região, que tem apresentado grande crescimento na produção de grãos e cana-de-açúcar nas últimas décadas (REIS et al., 2020).

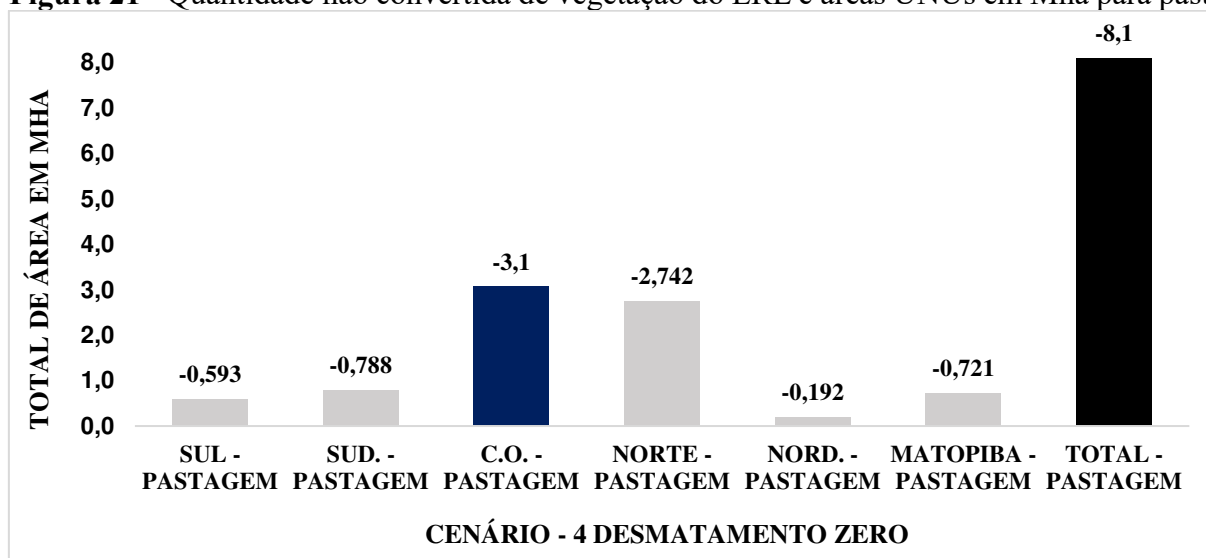
Figura 20 - Quantidade não convertida de vegetação do ERL e áreas UNUs em Mha para agrop.

Fonte: elaboração dos autores.

Nota 1: Sud. = região Sudeste; C. O. = região Centro-Oeste; Nord. = região Nordeste.

Ampliando a discussão, é importante destacar que o cenário de proteção total do ERL e das áreas UNUs, conforme apresentado na Figura 21, representa uma abordagem pró-ambiental que visa preservar as áreas naturais e os recursos do país. Essa medida é fundamental para garantir a sustentabilidade da produção agropecuária a longo prazo, pois as florestas desempenham um papel essencial na conservação da biodiversidade, na regulação do clima e na proteção dos recursos hídricos (CAMPOS et al., 2020; MAPA, 2021). No entanto, é importante considerar que a implementação de políticas de proteção ambiental pode acarretar desafios para o setor agropecuário, especialmente em regiões como o MATOPIBA, que têm experimentado um rápido crescimento agrícola.

Quanto às pastagens, a perda de novas áreas produtivas seria de aproximadamente 8,1 Mha em todo o Brasil, conforme é possível verificar na Figura 21. A região mais impactada por essa ação de DZ seria o Centro-Oeste do país, representando uma perda de 38% do total, equivalente a 3,1 Mha. Vale ressaltar que a escolha dos agentes representativos da região Centro-Oeste foi ampliar suas áreas destinadas à produção agropecuária, priorizando essa atividade até 2030 e transferindo as perdas que ocorreriam para a produção de pastagens. Essa decisão contrasta com o observado na região do MATOPIBA, que optou por abrir mão das áreas de produção agropecuária para se especializar na produção de novas pastagens.

Figura 21 - Quantidade não convertida de vegetação do ERL e áreas UNUs em Mha para past.

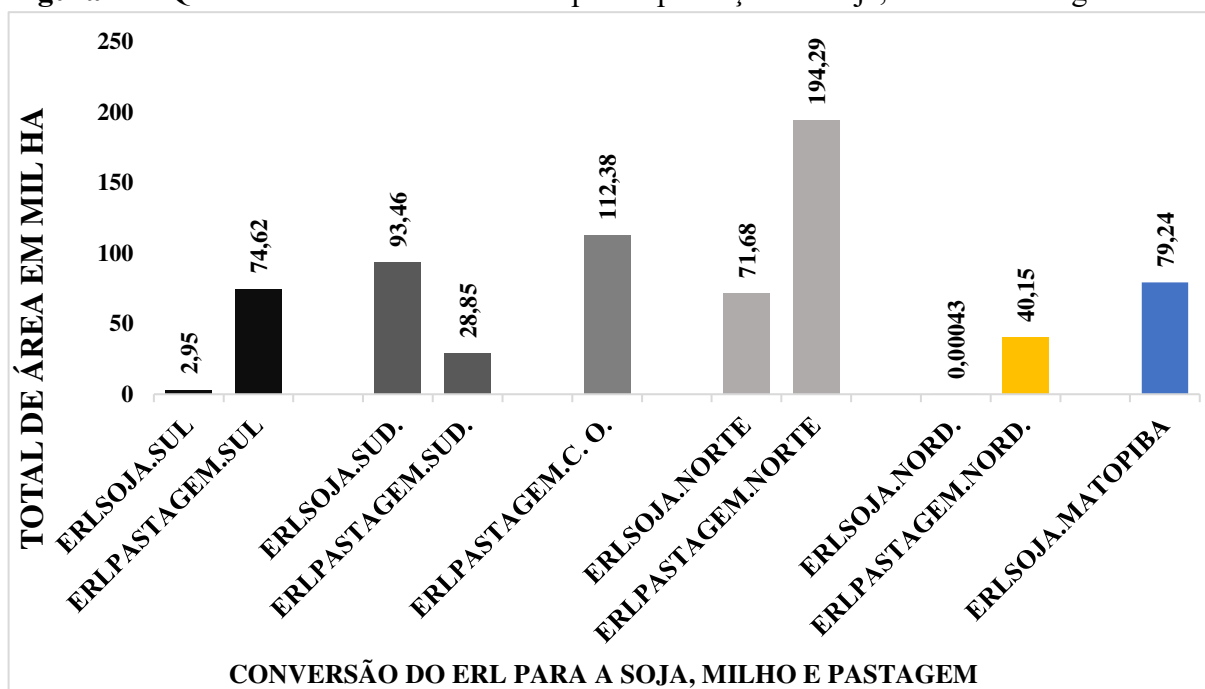
Fonte: elaboração dos autores.

Nota 1: Sud. = região Sudeste; C. O. = região Centro-Oeste; Nord. = região Nordeste.

Conforme os resultados apresentados na Figura 21, é importante destacar também que as escolhas estratégicas das regiões refletem a busca por otimizar a produção agropecuária e a utilização das terras disponíveis, considerando suas vantagens comparativas e históricas. A região Centro-Oeste, já tradicionalmente especializada na agropecuária, optou por fortalecer essa atividade em detrimento da expansão das pastagens. Por outro lado, o MATOPIBA, uma região em ascensão na produção de grãos e cana-de-açúcar, enxergou na especialização em pastagens uma oportunidade de crescimento e competitividade no mercado. Essas decisões têm implicações econômicas, ambientais e sociais que devem ser consideradas no planejamento de políticas rurais e ambientais para o país.

Com o intuito de simular especificamente a quantidade total de áreas de ERL que seriam convertidas para a produção de soja, milho e pastagens por macrorregião, foi desenvolvido um cenário que analisou essas culturas de forma detalhada, cenário PSA_(BT), como ilustrado na Figura 22. Só a partir disso, foi possível determinar os custos de conversão e a produtividade dessas áreas, obtendo uma métrica em reais, ou seja, em PSA (Pagamentos por Serviço Ambiental). Esse método assegurou que os agentes representativos do modelo optassem exclusivamente por converter as áreas florestais do ERL, preservando, assim, as áreas UNUs.

Figura 22 - Quantidade de ERL convertida para a produção de Soja, Milho e Pastagem.



Fonte: elaboração dos autores.

Nota 1: Sud. = região Sudeste; C. O. = região Centro-Oeste; Nord. = região Nordeste.

Além da preservação das áreas UNUs, esta pesquisa também avaliou simultaneamente a extensão das novas áreas produtivas que os agentes perderiam, especificamente para a produção das três culturas mencionadas e, conseqüentemente, quanto deixariam de obter em termos de bem-estar econômico. Essa análise proporciona o cálculo total de PSA necessário para que os produtores se tornem indiferentes em converter ou não suas áreas de ERL.

No entanto, é importante destacar que essa análise será conduzida em uma seção própria, dedicada exclusivamente à avaliação dos custos de conversão e produtividade das áreas de ERL. A partir desses resultados, será possível obter uma métrica em reais. Somente com os dados relativos a custos e produtividade, será viável identificar a compensação monetária necessária para que os proprietários se tornem indiferentes à abertura de novas áreas para possível produção agropecuária.

Com a possível moratória do Cerrado (MC), esta pesquisa propôs captar o total de PSA necessários para tornar essa medida mais aceitável para os produtores. Em 2030, o Brasil necessitaria de 0,697 Mha de 'novas terras' para cumprir com a produção de soja, milho e pastagens projetadas nesta pesquisa. Desse total, aproximadamente 12%, ou 0,080 Mha, seriam destinados à produção de soja no MATOPIBA, e 16%, ou 0,112 Mha, para a produção de pastagens no Centro-Oeste, conforme é possível observar na Figura 22.

Observa-se que em 2030, as duas regiões, Centro-Oeste e MATOPIBA, majoritariamente pertencentes ao bioma Cerrado, se especializaram em culturas diferentes. No entanto, para esta análise em questão, o foco é sobre a perda florestal para a produção de soja, especialmente em relação à Moratória da Soja no Cerrado. Assim, em 2030, o bioma Cerrado perderia 0,080 Mha de vegetação natural contida no ERL para a produção de soja, o que impulsionaria os ganhos dos produtores. Caso ocorra a Moratória do Cerrado, qualquer conversão florestal destinada à produção da soja não poderá acontecer, sendo este o ponto principal da medida (GREENPEACE, 2017; BRASIL, 2019). Esse fato poderia impactar negativamente os ganhos dos produtores em 2030 (FERREIRA FILHO et al., 2015), o que poderia não favorecer essa iniciativa no bioma Cerrado.

As próximas subseções abordarão qual o nível de bem-estar e produção setorial que os produtores e a sociedade perderiam com as iniciativas de proteção do ERL, das áreas UNUs e do Desmatamento Zero. Com o intuito de simular a importância do PSA para a proteção florestal do bioma Cerrado, também ocorrerá a análise de bem-estar e produção setorial caso ocorra a restrição da produção de soja em áreas UNUs.

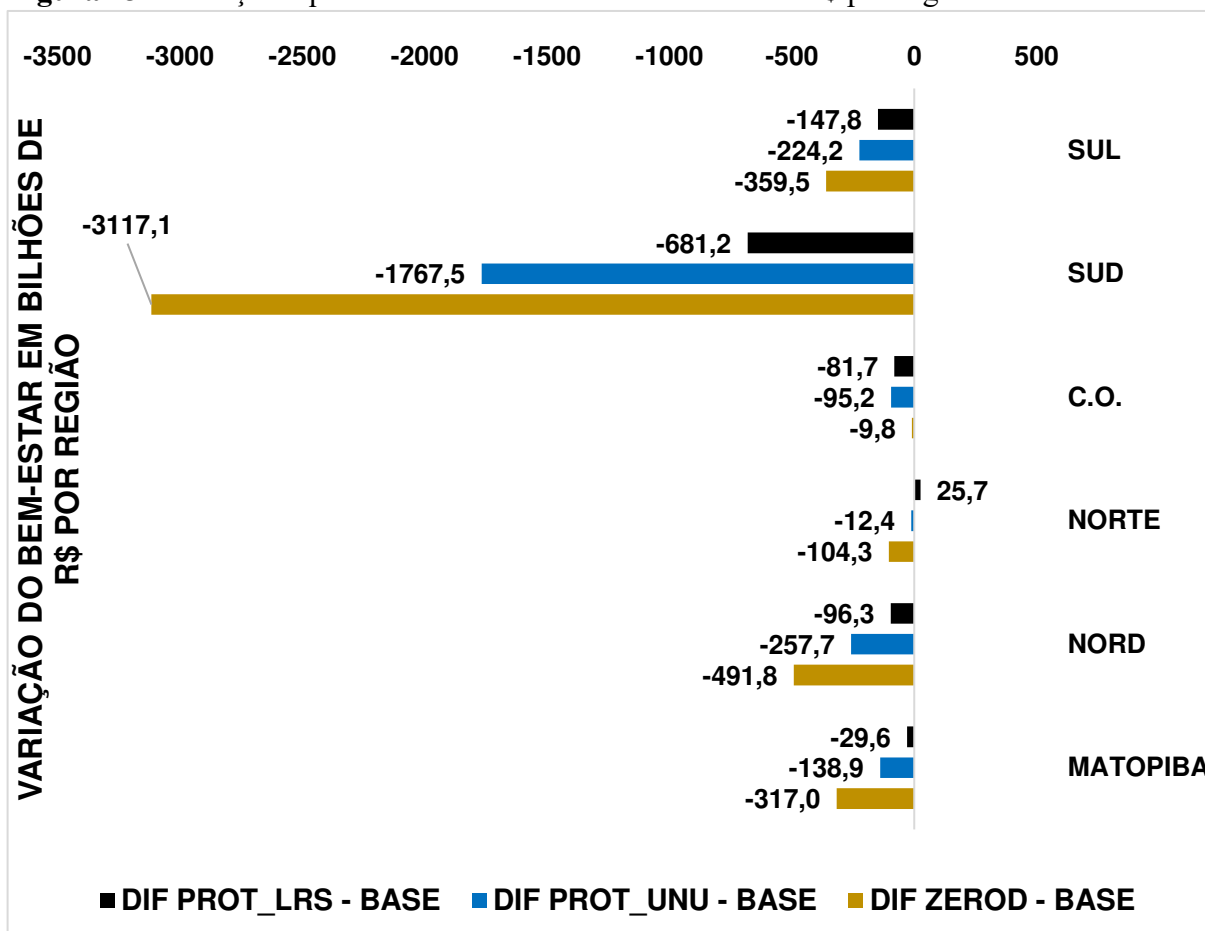
5.3 MUDANÇAS MACROECONÔMICAS

5.3.1 Bem-estar e PIB

Foram comparados os níveis de proteção nos cenários Prot_ERL, Prot_UNU e DZ com o cenário sem imposição de níveis de proteção (Base). A comparação consiste na soma das mudanças no bem-estar do consumidor por região, medida como a variação equivalente hicksiana (VE)¹⁹ da teoria econômica. A Figura 23 evidencia que a perda de bem-estar social foi um fenômeno comum em todos os cenários. Ao realizar a soma de todas as regiões para cada uma das três situações (DIF Prot_ERL, DIF Prot_UNU e DIF ZD), constatou-se que o cenário DIF ZD apresentou a perda mais acentuada de bem-estar, no valor de R\$ 4,4 bilhões, sendo a região Sudeste a maior contribuinte, representando 71% desse total.

¹⁹A variação equivalente hicksiana (VE) é o valor máximo que os consumidores estão dispostos a pagar para evitar uma mudança de preço. No contexto atual, essa variação reflete o quanto as famílias estão dispostas a aumentar ou diminuir o consumo, considerando o uso ou não das áreas de Excedente de Reserva Legal (ERL) e Unidades de Conservação não Utilizadas (UNU).

Figura 23 - Variação equivalente do bem-estar em bilhões de R\$ por região.



Fonte: elaboração dos autores.

Nota 1: Sud. = região Sudeste; C. O. = região Centro-Oeste; Nord. = região Nordeste.

Os cenários ERL_Prot e UNU_Prot apresentaram perdas de bem-estar nos valores de R\$ 1 bilhão e R\$ 2,5 bilhões, respectivamente. Vale ressaltar que o modelo foi calibrado para o ano de 2009, projetando informações para 2019, incluindo dados sobre área produtiva, produção e PIB, e incorporando um choque entre 2019 e 2030.

Com a proteção das áreas UNUs, o modelo calculou uma redução mais significativa na quantidade de novas terras destinadas à expansão da produção, resultando em maiores perdas de bem-estar em comparação à proteção das áreas de ERL. A Figura 25 fornece informações adicionais. Ao proteger o ERL, o Centro-Oeste e o MATOPIBA apresentaram os menores níveis de perda de bem-estar, sendo R\$ 81,7 bilhões e R\$ 29,6 bilhões, respectivamente.

Contrariando a expectativa de redução do bem-estar nas outras regiões, o Norte experimentaria um aumento de R\$ 26 milhões em seu bem-estar. Ao analisar que essas três regiões estão localizadas em biomas com uma acentuada fragilidade ambiental, Cerrado e Amazônia, percebe-se que as ações de proteção do ERL para essas regiões específicas não teriam impactos significativos no bem-estar dos indivíduos. Isso sugere um apoio potencial a

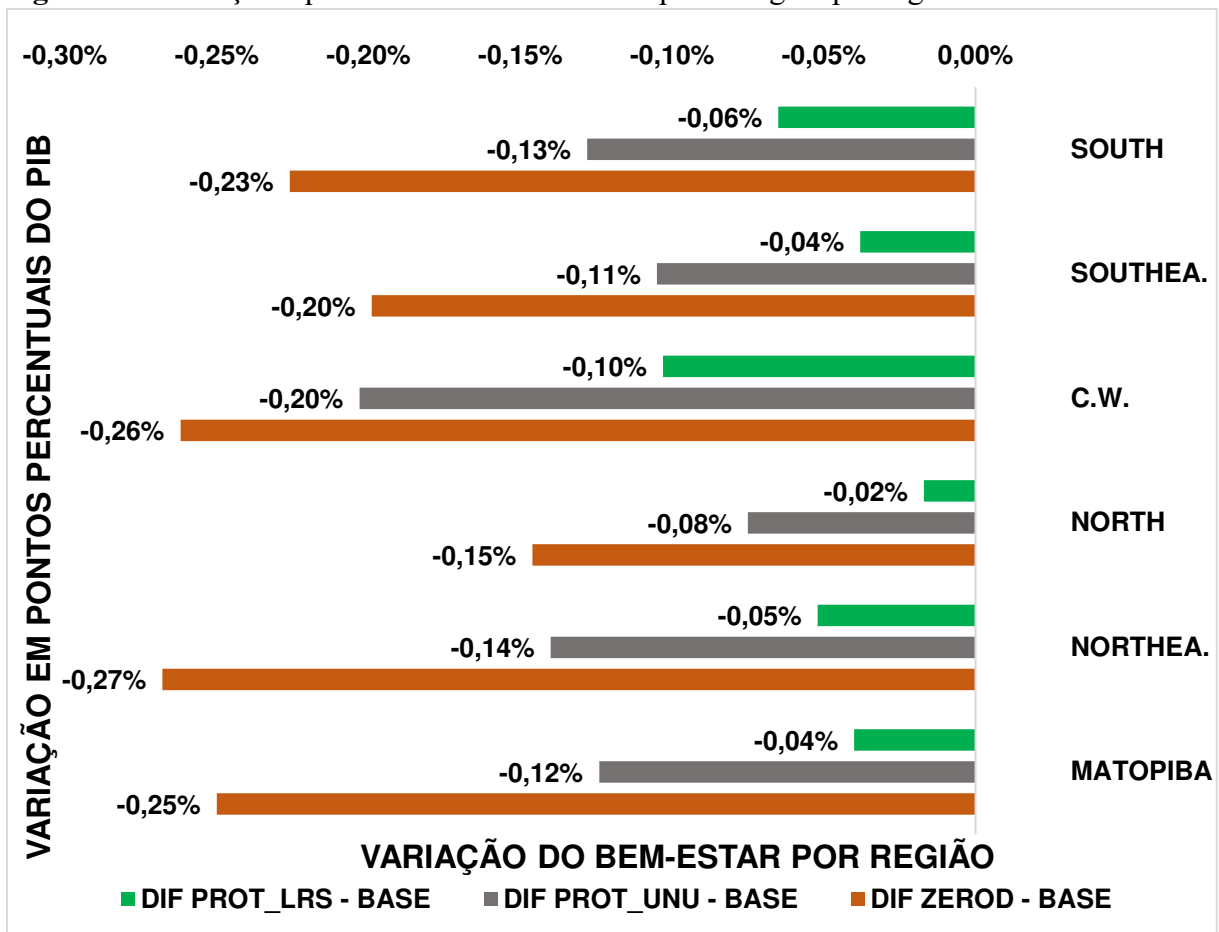
medidas de proteção mais intensas em prol do meio ambiente, como a Moratória do Cerrado (GREENPEACE, 2017; BRASIL, 2019).

Do ponto de vista econômico, a proteção das áreas de UNUs resultou em maiores perdas de bem-estar em comparação com a proteção das áreas de ERL. Ao preservar as UNUs, que normalmente seriam convertidas em novas áreas produtivas, há uma redução na quantidade de terras disponíveis para a expansão da produção agropecuária, impactando a competitividade do setor agrícola e diminuindo os benefícios econômicos esperados. Essa redução na disponibilidade de novas terras também pode aumentar a pressão sobre áreas já convertidas, levando a problemas ambientais e afetando a sustentabilidade da atividade agropecuária no longo prazo. Por outro lado, a proteção das UNUs traz benefícios em termos de preservação ambiental, biodiversidade e mitigação das mudanças climáticas, fatores essenciais para o equilíbrio ambiental e a continuidade da produção agropecuária. A análise dos impactos econômicos da proteção das UNUs e ERL requer abordagens equilibradas, com políticas públicas que incentivem práticas sustentáveis no setor rural e valorizem a conservação.

Ao proteger as áreas de UNUs, observa-se que a região do MATOPIBA apresentaria uma perda de bem-estar de R\$ 139 Milhões, o Centro-Oeste de R\$ 95 Milhões e o Norte de R\$ 12 Milhões. Importante ressaltar que, ao proteger as UNUs, essas três regiões não sofreriam impactos tão significativos no bem-estar quanto a região Sudeste, por exemplo, que teria uma perda de R\$ 1,8 bilhões. Diante disso, a proteção das áreas de ERL e UNUs nas regiões do MATOPIBA, Centro-Oeste e Norte emerge como uma alternativa mais eficiente. Os agentes representativos dessas regiões demonstraram menor impacto na perda de bem-estar após a redução de novos territórios produtivos, tornando essa abordagem estratégica mais viável na busca da proteção das áreas florestais em nível nacional.

Os resultados regionais do PIB acompanham as variações no bem-estar das regiões, indicando que as políticas de proteção, que impactam o bem-estar dos indivíduos, têm consequências nas perdas regionais do Produto Interno Bruto (PIB). Na Figura 24, são ilustradas as variações do PIB nos cenários 2, 3 e 4, evidenciando que a queda no consumo dos indivíduos é um fator determinante para as perdas regionais do PIB.

Figura 24 - Variação equivalente do bem-estar em porcentagem por região.



Fonte: elaboração dos autores.

Nota 1: Sud. = região Sudeste; C. O. = região Centro-Oeste; Nord. = região Nordeste.

No cenário DZ, que corresponde à proteção total do ERL e das áreas UNUs, o Brasil experimentaria uma perda aproximada de 1,35% do PIB. Contrastando, nos cenários de proteção isolada do ERL e das UNUs, as perdas seriam menos expressivas, representando 0,32% e 0,78% do PIB, respectivamente. A diferença nas perdas de PIB entre os cenários pode ser explicada pelo impacto direto da proteção das áreas UNUs na expansão da produção agropecuária, resultando em uma redução na quantidade de novas terras disponíveis para cultivo, o que impacta de maneira mais acentuada o PIB. Em contraste, a proteção apenas do ERL permite uma maior expansão da produção, traduzindo-se em perdas de PIB menos significativas.

Esses resultados do PIB regional refletem as complexas interações entre as estratégias de proteção ambiental, o desenvolvimento econômico e as demandas por recursos, destacando a complexidade na busca por soluções que conciliem o progresso econômico com a preservação ambiental. Os resultados das mudanças no PIB reforçam as conclusões obtidas em relação ao bem-estar. A implementação de ações de proteção das florestas nativas exige esforços

econômicos e políticos significativos, especialmente em regiões mais vulneráveis que podem sofrer impactos mais expressivos com a redução da oferta de novas terras produtivas até 2030 (MAGALHÃES et al., 2020).

Com a redução das áreas destinadas à produção nos três cenários em comparação ao cenário Base, evidencia-se não apenas a perda de bem-estar em todas as regiões do modelo, mas também a diminuição do PIB em todas elas. Ao comparar as perdas de bem-estar e PIB, percebe-se que a região Centro-Oeste apresenta os menores níveis de redução em ambos os aspectos entre os cenários. Por exemplo, no cenário de proteção do ERL, a região Centro-Oeste teve uma diminuição de 0,1% no bem-estar e de 0,26% no PIB, enquanto as demais regiões sofreram perdas mais acentuadas. Essa constatação sugere que a região Centro-Oeste, apesar de ser impactada pelas ações de proteção, é menos afetada tanto em termos de bem-estar quanto de PIB em comparação com as demais regiões do modelo. Essa tendência pode ser atribuída às características econômicas, produtivas e ambientais específicas da região Centro-Oeste, que podem proporcionar maior capacidade de adaptação e mitigação dos efeitos das políticas de proteção florestal.

Ao somar as perdas do PIB nas regiões do MATOPIBA e do Centro-Oeste, observa-se que a maior parte das perdas concentra-se no bioma Cerrado. Em um cenário de Desmatamento Zero (DZ) nas áreas de ERL e áreas UNUs do bioma Cerrado, os agentes representativos do modelo perderiam 0,51% do PIB em 2030. Ao permitir a conversão florestal apenas nas áreas de ERL, a perda do PIB para os agentes representativos do Cerrado seria de 0,14%, enquanto a proteção total apenas das áreas UNUs resultaria em uma perda de 0,33% do PIB. Esses valores indicam um impacto econômico reduzido nessas regiões (ROMEIRO, 2012; IBGE, 2020b; LIMA, 2022).

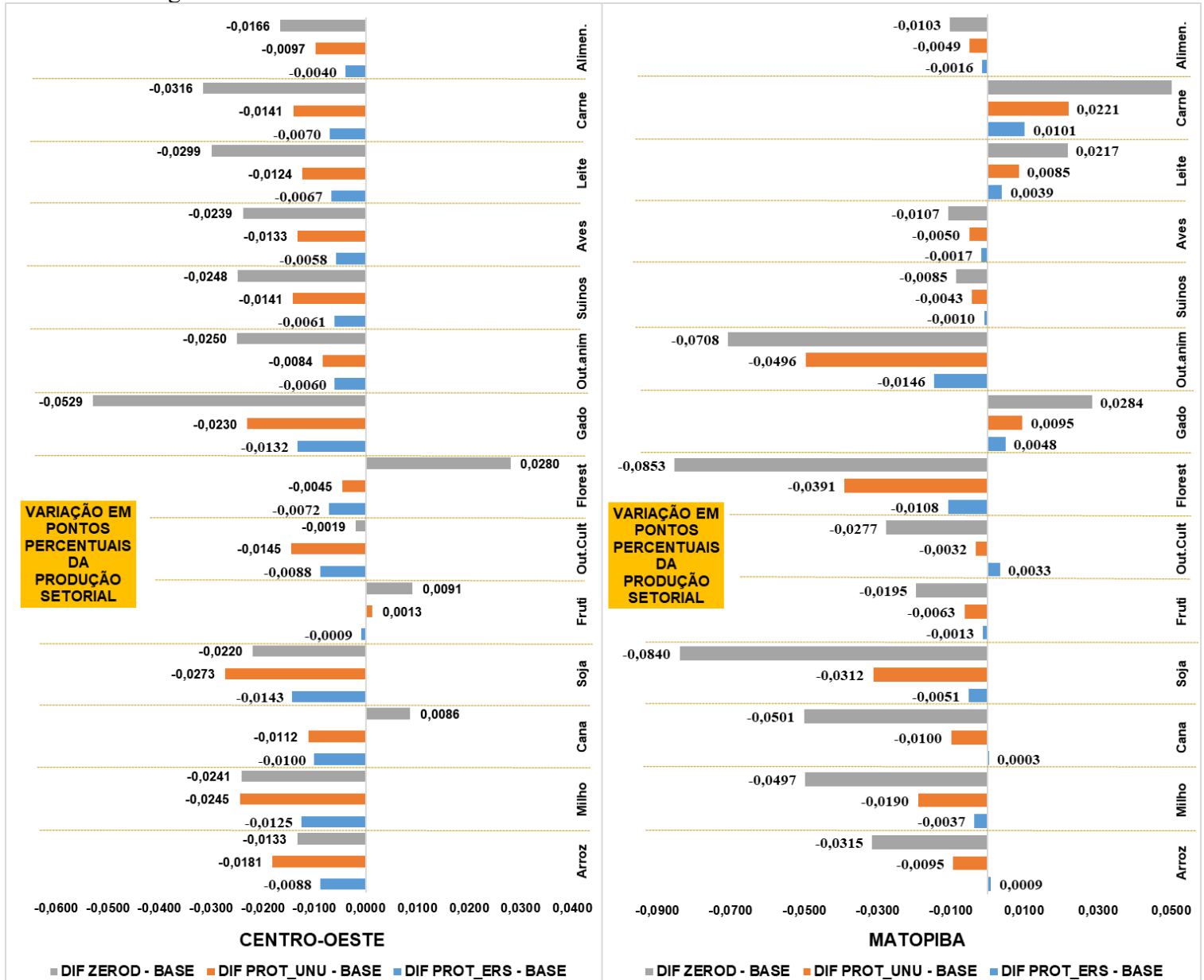
5.3.2 Impacto na produção das atividades econômicas agropecuárias

A análise do PIB e do bem-estar no modelo é essencial para entender a dinâmica econômica associada às restrições impostas na inserção de novas terras produtivas. A relação entre esses indicadores é intrínseca, uma vez que a renda do consumidor provém da venda dos fatores de produção e é utilizada para o consumo de bens finais na economia. Quando se propõe a proteção das áreas florestais, o cenário se torna mais complexo, uma vez que a redução na disponibilidade de terras para expansão das atividades econômicas pode impactar diretamente a produção dos setores agropecuários.

Ao impor restrições à conversão de áreas florestais em novas áreas produtivas, é esperado que ocorra uma diminuição na produção das atividades agropecuárias em diferentes

regiões. Essa redução pode ser quantificada de forma percentual, permitindo uma análise mais precisa dos impactos econômicos da proteção das áreas naturais. Esses efeitos podem ser sentidos em todo o país, com algumas regiões sendo mais afetadas do que outras, dependendo de suas características específicas, como recursos naturais disponíveis, histórico agrícola e infraestrutura.

Figura 25 - Análise por nível de proteção florestal dos impactos na produção agropecuária das regiões Centro-Oeste e MATOPIBA em 2030.



Fonte: elaboração dos autores.

As regiões do Centro-Oeste e do MATOPIBA apresentariam diferenças significativas nos níveis de produção agropecuária para cada nível de proteção florestal. Conforme ilustrado na Figura 25, a região Centro-Oeste teria variações negativas em todos os setores produtivos,

tanto para o cenário de proteção das áreas de ERL quanto para o cenário de proteção das áreas UNUs.

Ao propor a proteção das áreas de ERL no Centro-Oeste, os principais impactos seriam sentidos nas produções de soja, com uma perda de produção de 0,0143 pontos percentuais (p.p.), e na produção de gado, representando uma perda de -0,0132 p.p.. Além disso, haveria uma redução na produção de milho, com perda de 0,0125p.p., e de cana-de-açúcar, apresentando uma perda de -0,0100 p.p.. Por outro lado, a dinâmica na região do MATOPIBA seria diferente. Nesse caso, a produção de cana-de-açúcar cresceria 0,0003p.p., assim como a produção de gado, com um aumento de 0,005p.p., e a produção de carne bovina, com um aumento de 0,010 p.p.. No entanto, o MATOPIBA perderia espaço para a produção de florestas, com uma redução de 1 p.p., e para a produção de outros animais, com uma diminuição de 1,5 p.p., demonstrando que essa região se especializaria na criação de carne bovina (VIEIRA FILHO, 2016; DE MOURA et al., 2017; XAVIER, 2019).

Em relação ao cenário UNU_Prot, a região Centro-Oeste reduziria acentuadamente sua produção de soja em comparação ao cenário ERL_Prot, chegando a 2,8 p.p., e teria uma reação semelhante na redução da produção de milho, que chegaria a uma perda de 2,45 p.p.. Por outro lado, a região do MATOPIBA continuaria intensificando a produção de gado e carne, com aumentos respectivos de 1 p.p. e 2,2 p.p.. No entanto, a região do MATOPIBA teria resultados negativos em relação ao cenário Base, com uma diminuição de 1 p.p. na produção de arroz, 1 p.p. na produção de cana-de-açúcar e 0,33 p.p. na produção de outras culturas. Esses fatos explicariam o crescimento na produção de bovinos na região do MATOPIBA.

A proteção total das florestas, ação encontrada no cenário DZ, produz resultados diferentes dos encontrados anteriormente na região do bioma Cerrado. A região começa a obter produção positiva em quase 1p.p. em relação ao cenário Base para a cana-de-açúcar e fruticultura. A produção de florestas comerciais, que nos cenários de proteção ao ERL e às áreas UNUs eram negativas, passa a possuir crescimento próximo a 2,8 p.p.. Enquanto isso, as produções oriundas da pecuária, como gado, outros animais e carnes, sofrem grandes impactos negativos, representando a perda respectivamente de 5,3 p.p., 2,5 p.p. e 3,2 p.p.. Esses fatores demonstram a escolha dos agentes representativos do Centro-Oeste por produções de cunho agrícola, priorizando atividades como a cana-de-açúcar e fruticultura em detrimento da pecuária e produção de florestas comerciais.

A preferência dos agentes representativos do Centro-Oeste por produções de cunho agrícola, como cana-de-açúcar e fruticultura em vez de pecuária e produção de florestas

comerciais, pode ser explicada por diversos fatores (MIRANDA, 2017; HARBS e BACHA, 2023). Em primeiro lugar, esses setores agrícolas podem ter uma demanda sólida no mercado, oferecendo oportunidades de lucratividade e crescimento. Além disso, a região pode contar com uma infraestrutura adequada e tecnologia avançada para apoiar o cultivo dessas culturas. Vantagens comparativas, como solo fértil e clima propício, também podem favorecer a produção agrícola em relação a outras atividades. Políticas públicas de incentivo ao agronegócio e a experiência prévia dos produtores nessas áreas também influenciam na escolha.

Em relação à região do MATOPIBA, o cenário de DZ provoca mudanças negativas em todos os setores produtivos, principalmente no arroz, milho, soja, cana-de-açúcar e na produção de florestas, com impactos variando entre 3 p.p. e 8,5 p.p.. Como observado nos demais cenários, o MATOPIBA tende a se especializar ainda mais na produção de gado, com aumento de 2,8 p.p., e carnes, com aumento de 5,4 p.p.. Não serão abordados aqui os impactos das restrições nos desmatamento para as regiões Norte, Nordeste, Sul e Sudeste. Para informações detalhadas sobre o comportamento do modelo em relação ao restante do país, tais figuras podem ser encontradas no Anexo D.

5.4 PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS (PSA)

Por fim, procedeu-se à análise e discussão do último tema sugerido por este estudo. Propôs-se o cálculo do valor do PSA (Pagamento por Serviços Ambientais) a ser pago aos produtores ou detentores de terra, com o objetivo de torná-los indiferentes em relação à conversão ou não do seu ERL. Estabelecer um valor econômico que leve em consideração os custos de produção pode oferecer suporte à Lei 14.119 de 2021, que regulamenta o PSA em todo o Brasil (WINKEL et al., 2022).

Para simular o valor que representará o PSA para todo o país, foi necessária a elaboração de um cenário capaz de modelar exclusivamente a perda florestal, relacionada neste estudo ao ERL, destinado à produção agropecuária. Esse cenário, denominado BT, é o quinto cenário proposto e tem como objetivo evitar maiores níveis de conversão das áreas de UNUs, permitindo aos produtores/detentores de terra converterem apenas as áreas de ERL. Para isso, foram considerados os custos de aquisição de terras florestais e de transformação em culturas agropecuárias, detalhados no Apêndice F. Essa abordagem busca encontrar um valor econômico apropriado para o PSA, contribuindo para a efetivação da Lei 14.119 de 2021, que regulamenta o pagamento por serviços ambientais em todo o Brasil.

Dado que um dos focos desta pesquisa é encontrar uma alternativa capaz de reduzir o impacto econômico que poderá ocorrer através da Moratória da Soja no Cerrado (MC), optou-

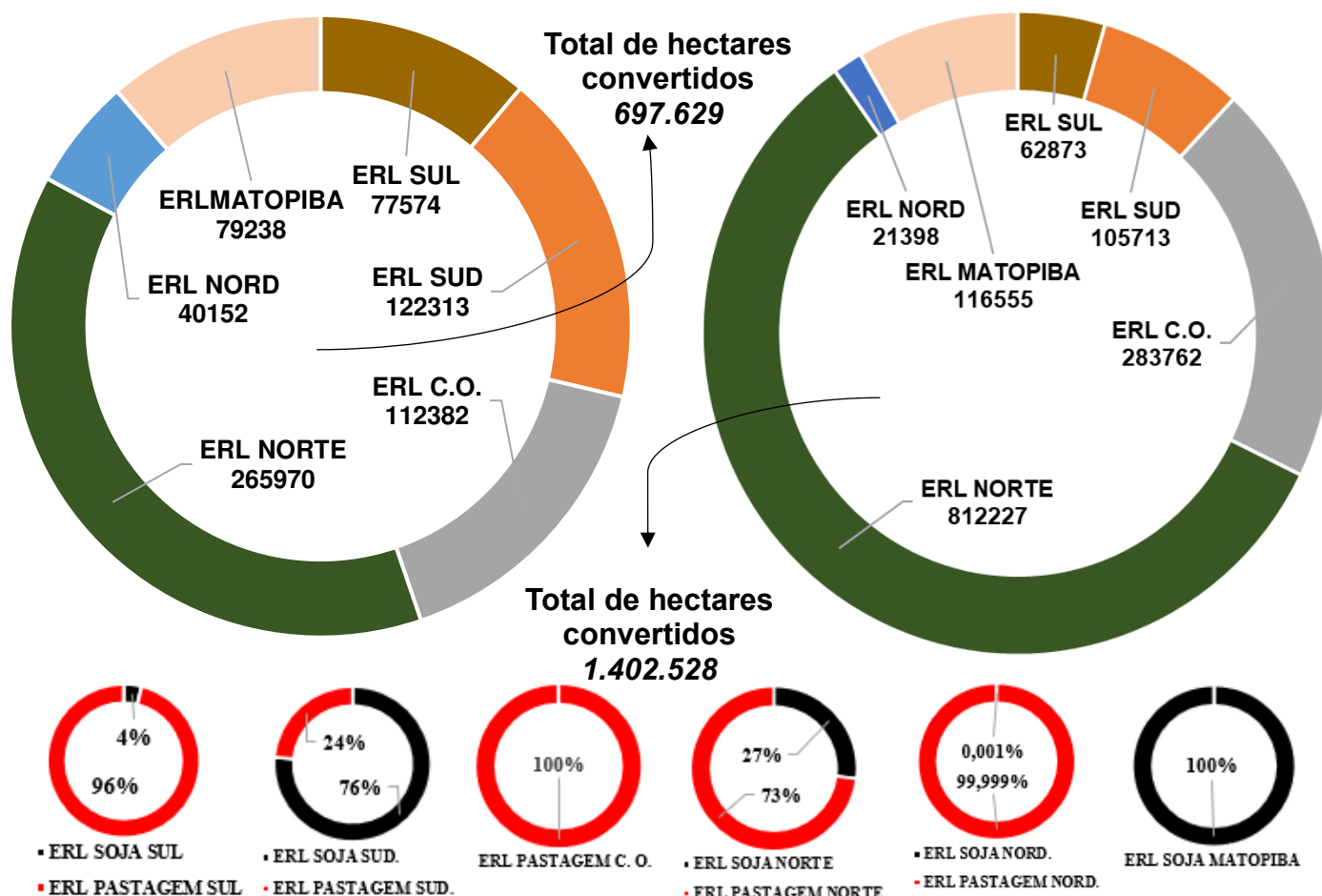
se por analisar a conversão do ERL somente para a produção de soja, milho e pastagens. Essas três culturas apresentam conjuntamente os maiores níveis de desmatamento no bioma Cerrado (NEPSTAD et al., 2019; MAGALHÃES et al., 2020). A escolha sucedeu-se por conta da ação da MC, que visa acabar com a produção de soja em áreas desmatadas a partir de 2020. A produção de milho foi incluída devido aos métodos produtivos brasileiros, que semeiam a soja e o milho de maneira consecutiva, conhecido como sistema de safra e safrinha (EMBRAPA, 2018). No entanto, não houve conversão de ERL para a produção de milho. A escolha das pastagens deve-se à provável extensão das barreiras impeditivas, voltadas para a produção de carne bovina, ocorrida na região norte do país.

A Figura 26 apresenta o total de ERL convertidos para a produção de soja e pastagens em todas as regiões brasileiras, tanto para o quinto cenário BT quanto para o cenário Base. Os dados são apresentados através da soma das áreas de soja e pastagens por região, permitindo observar a diferenciação percentual entre as culturas na parte inferior da figura. No cenário BT, que considera a possibilidade de conversão apenas do ERL para a produção de soja, milho e pastagens, o modelo simulou que seriam convertidos aproximadamente 0,698 Mha em 2030. Enquanto isso, no cenário Base, que não possui medidas de proteção, o modelo calculou a conversão do ERL para a produção de soja, milho e pastagens em cerca de 1,4 Mha. A diferença entre os cenários, considerando apenas o ERL convertido para as culturas em questão, resulta em 0,705 Mha.

Figura 26 - Conversão do ERL referente ao BT e Base.

CONVERSÃO EM HECTARES DO ERL ATRAVÉS DO CENÁRIO BT

CONVERSÃO EM HECTARES DO ERL ATRAVÉS DO CENÁRIO



Nota 1: Sud. = região Sudeste; C. O. = região Centro-Oeste; Nord. = região Nordeste.

Fonte: elaboração dos autores.

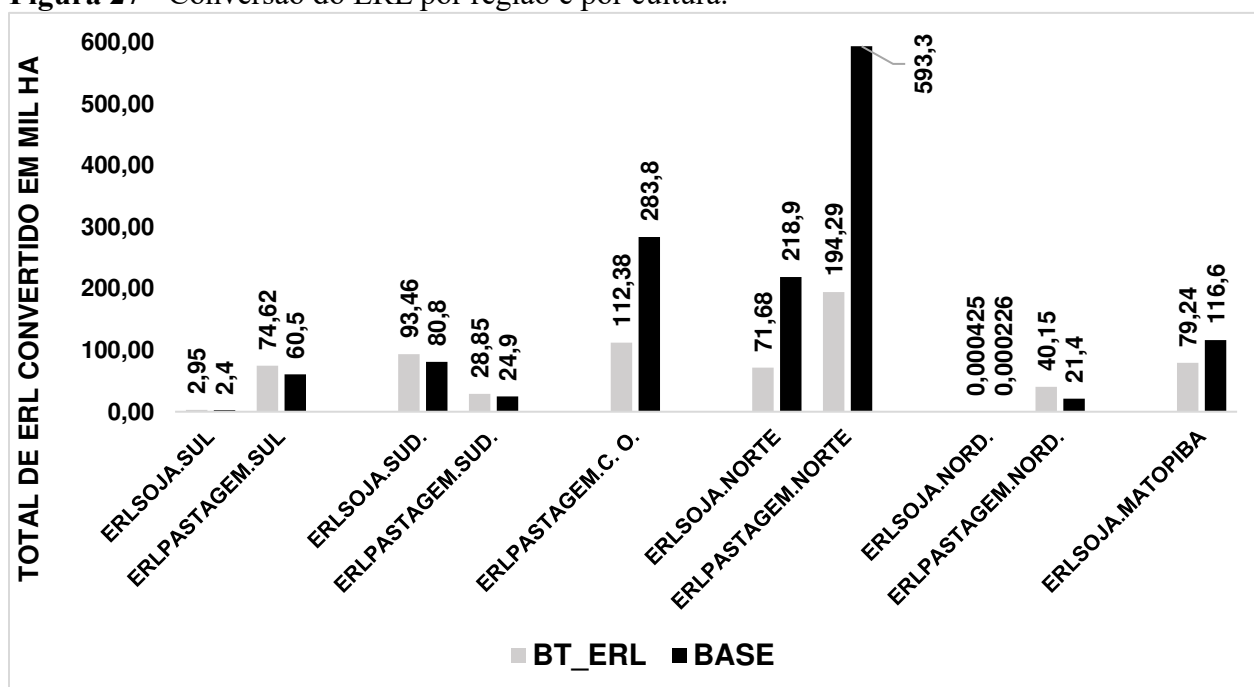
Observa-se, também, na Figura 26, que em ambas as situações, a maior conversão ocorre para a produção de pastagens, sendo que no cenário BT o modelo converte cerca de 65% das áreas de ERL, enquanto no cenário Base, esse valor é de aproximadamente 70%. Esses dados indicam que, tanto no cenário de restrição de conversão de ERL quanto no cenário sem medidas de proteção, o Brasil em 2030 tenderia a se especializar na produção de pastagens, o que levaria a um maior aperfeiçoamento na produção de gado e proteína animal.

A especialização na produção de proteína animal, como carne bovina e suína, pode ser vista como uma estratégia em resposta à crescente demanda global por esses produtos, especialmente nos mercados internacionais. Os produtores brasileiros buscam atender a essa demanda e tornar-se competitivos nesse segmento, destacando a relevância da pecuária para a economia do país e sua contribuição para o superávit da balança comercial no setor agrícola.

Além disso, a produção de proteína animal a partir de pastagens é viável e interessante economicamente, aproveitando os vastos recursos naturais do Brasil.

No entanto, devido ao modelo ser calibrado por regiões, é possível obter informações mais específicas. A Figura 27 mostra que, diferentemente da tendência nacional de especialização na produção de pastagens, as regiões Sudeste e MATOPIBA aprimorariam sua produção de soja em 2030. Além disso, a região do MATOPIBA não utilizaria seu ERL para a produção de pastagens. Esse resultado confirma o que foi discutido em outras seções, indicando que com o desenvolvimento da área agrícola do país, o MATOPIBA se especializaria na produção de soja, corroborando com a aplicação da MC para evitar novas conversões florestais para esse cultivo (BRASIL, 2019; SOTERRONI et al., 2019).

Figura 27 - Conversão do ERL por região e por cultura.



Nota 1: Sud. = região Sudeste; C. O. = região Centro-Oeste; Nord. = região Nordeste.

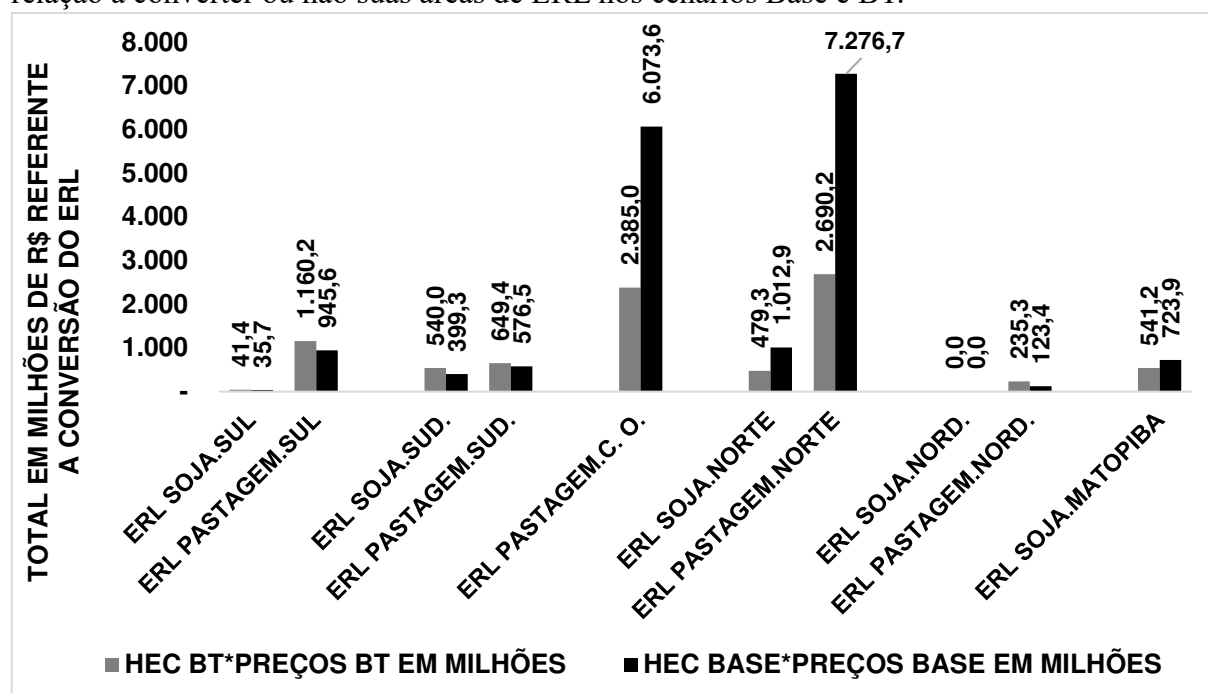
Fonte: elaboração dos autores.

Partindo para a análise financeira referente ao PSA, esta pesquisa utilizou duas possibilidades de cálculo para obter o valor pago aos produtores/detentores de terra, com o objetivo de torná-los indiferentes em converter ou não o seu ERL para a produção de soja ou pastagens. A primeira situação é obtida através da conversão direta do BT, que apresenta o total de área de ERL convertida apenas para a produção de soja, milho e pastagens.

A Figura 28 apresenta os valores obtidos pelos produtores caso comercializassem a soja ou gado no país em 2030, considerando os cenários BT e Base. Os valores dizem respeito à produção de gado, pois a produção de pastagem tem o propósito direto de ser utilizada como

alimento para os animais em pastejo. No cenário BT, os produtores gerariam aproximadamente R\$ 1,6 bilhão com a produção de soja em uma área total de 0,247 Mha. Cabe ressaltar a significativa participação do MATOPIBA nesse cenário. Ao suprimir 32% do ERL, a região contribuiu com cerca de R\$ 541,2 milhões, representando assim 34% do total, uma parcela bastante considerável. Isso evidencia a importância da região para a produção de soja. Já para a produção de pastagens, o modelo simulou um montante de aproximadamente R\$ 7,2 bilhões em uma área total de 0,450 Mha. No cenário Base, a produção de soja resultaria em cerca de R\$ 2,2 bilhões, abrangendo uma área de aproximadamente 0,420 Mha, enquanto a produção de pastagens geraria cerca de R\$ 15 bilhões em uma área próxima a 1 Mha. Esses valores evidenciam a relevância da produção de gado no contexto agrícola e econômico brasileiro, demonstrando o potencial da produção de pastagens como uma fonte significativa de receita para os produtores, tanto no cenário BT quanto no cenário Base.

Figura 28 - Apresenta os valores do PSA que poderiam tornar os produtores indiferentes em relação a converter ou não suas áreas de ERL nos cenários Base e BT.



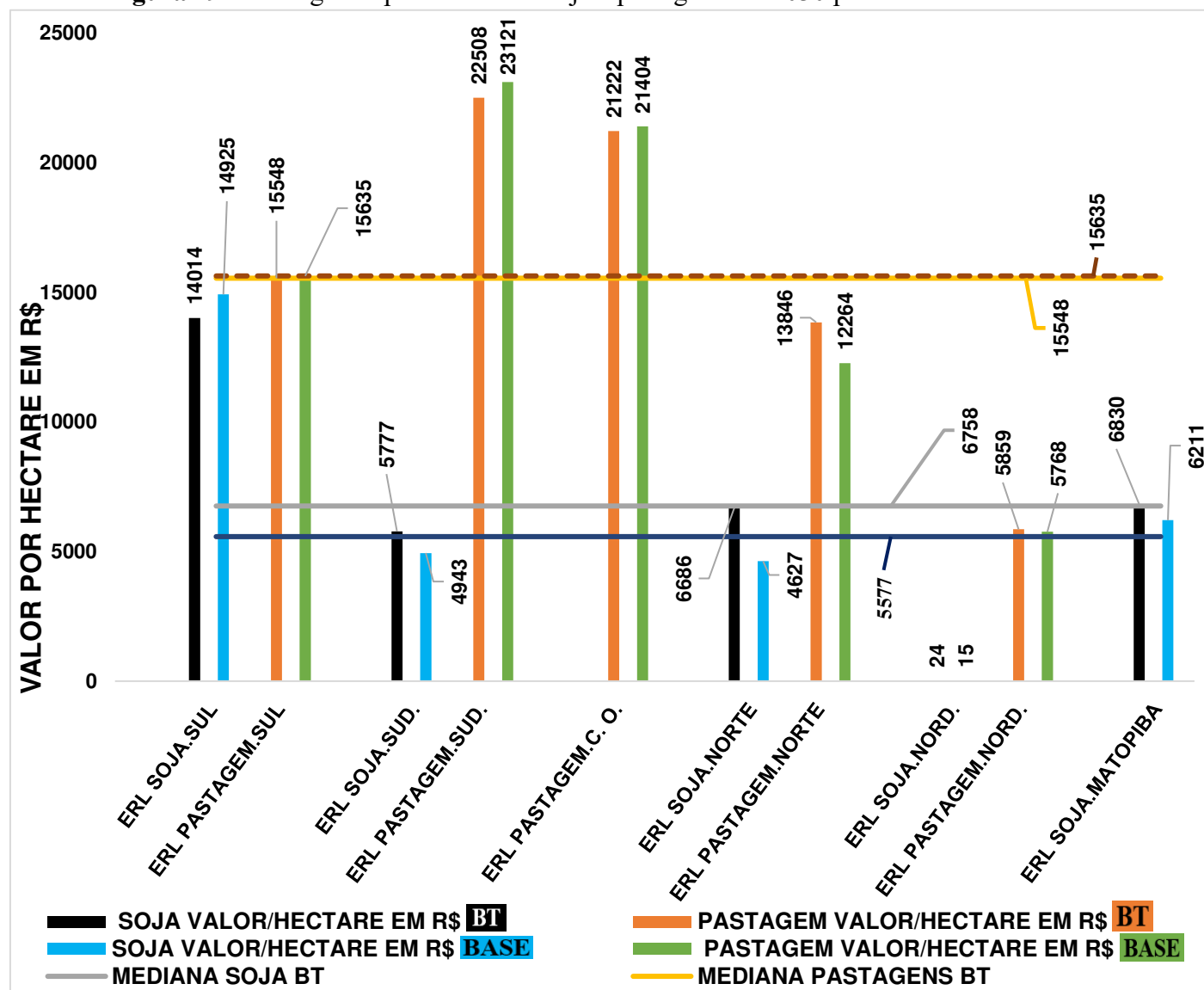
Nota 1: Sud. = região Sudeste; C. O. = região Centro-Oeste; Nord. = região Nordeste.

Fonte: elaboração dos autores.

A Figura 29 apresenta os valores em reais por hectare por ano (ha/ano) que os produtores obteriam em 2030 para as regiões do modelo, considerando as culturas de soja e pastagens isoladamente, nos cenários BT e Base. Observa-se que a produção de soja na região Nordeste é incipiente em ambos os cenários. No cenário BT, o menor valor pago por hectare de soja ocorreria na região Sudeste, totalizando R\$ 5.777,00/ha/ano, enquanto o maior valor seria na região Sul, com R\$ 14.014,00/ha/ano. No cenário Base, o menor valor encontrado foi na região

Norte, representando R\$ 4.697,00/ha/ano, e o maior valor foi na região Sul, com R\$ 14.925,00/ha/ano.

Figura 29 - Valor ganho por hectare de soja e pastagens em 2030 para os cenários Base e BT.



Nota 1: Sud. = região Sudeste; C. O. = região Centro-Oeste; Nord. = região Nordeste.

Fonte: elaboração dos autores.

Quanto à produção de pastagens, na região Sudeste do cenário BT, seria o maior valor pago por hectare, R\$ 22.508,00/ha/ano, um montante próximo ao encontrado no cenário Base, onde novamente a região Sudeste geraria o maior valor para a produção de pastagens, totalizando R\$ 23.121,00/ha/ano. Por outro lado, a região Nordeste apresentou os menores valores por hectare, tanto no cenário BT, R\$ 5.859,00/ha/ano, quanto no cenário Base, R\$ 5.768,00/ha/ano. Esses valores destacam as diferenças regionais nos ganhos potenciais para os produtores de soja e pastagens, considerando as diversas regiões e cenários analisados.

Na Figura 29, observa-se também que o modelo simulou valores distintos para cada região, tanto no cenário BT quanto no cenário Base. Embora esses resultados não sejam idênticos, eles revelam o valor do PSA necessário para tornar os produtores/detentores de terras indiferentes em converter ou não suas áreas de ERL em cada região. Essa análise é de extrema importância para entender a viabilidade econômica da implementação do PSA como instrumento de conservação ambiental.

Para obter um valor padrão para todo o país, foi calculada a mediana para cada cultura e cenário. A produção de pastagens apresentou uma mediana de R\$ 15.548,00/ha/ano no cenário BT e R\$ 15.635,00/ha/ano no cenário Base. Já a produção de soja mostrou uma mediana de R\$ 6.758,00/ha/ano no cenário BT e R\$ 5.777,00/ha/ano no cenário Base. Esses valores medianos representam estimativas do PSA que seriam necessárias para compensar os produtores de acordo com suas perdas potenciais ao aderirem às políticas de proteção ambiental. Através da análise desses valores, é possível traçar estratégias para tornar o PSA uma ferramenta eficiente na conservação de áreas de ERL e, ao mesmo tempo, na proteção das atividades agropecuárias.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho destacou as complexidades decorrentes da interação entre políticas pró-ambientais e os desafios que formuladores de políticas no Brasil podem enfrentar. Para conciliar crescimento econômico com a preservação de florestas nativas, a adoção de políticas integradas é crucial. Incentivos econômicos, regulamentações rigorosas, investimentos em tecnologias sustentáveis, diversificação de atividades econômicas e promoção do ecoturismo são estratégias-chave. O sucesso dessas políticas depende da colaboração entre governo, setor privado e sociedade civil, enfatizando uma abordagem holística para alcançar um equilíbrio sustentável. A análise dos impactos potenciais de políticas pró-ambientais nas mudanças no uso da terra, bem-estar dos agentes, produção regional e PIB pode orientar ajustes nas futuras políticas públicas, visando melhorias na eficiência produtiva da agropecuária para atingir os resultados desejados.

O texto abordou, por meio de argumentos teóricos, a problemática da conversão florestal nas macrorregiões e regiões de fronteira agrícolas brasileiras. Utilizando o modelo EGC da economia brasileira (BREA), o qual apresenta uma representação detalhada dos setores agropecuários e diversas categorias de usos da terra, a pesquisa buscou fundamentos tanto na teoria quanto em contribuições qualitativas sobre preferências e possibilidades de políticas.

O foco principal da pesquisa foi quantificar uma possível redução nas conversões de florestas nativas, prevendo a aplicação de um mecanismo de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) no Excedente de Reserva Legal (ERL) nas grandes regiões brasileiras, com especial atenção para a região do MATOPIBA até o ano de 2030. Essa abordagem integrada, que combina teoria econômica, representação detalhada dos setores e considerações sobre políticas ambientais, visa compreender e enfrentar os desafios associados à preservação ambiental e ao desenvolvimento econômico nas áreas de fronteira agrícola.

Entretanto, vinculado à redução nas novas conversões de terra, surge o impacto negativo no bem-estar dos agentes representativos do modelo e no Produto Interno Bruto (PIB) de todo o Brasil. Buscando atenuar os impactos econômicos enfrentados pelos produtores/detentores de terra no modelo, foi simulado, por meio do cenário BT, qual seria o PSA capaz de tornar esses agentes indiferentes quanto à decisão de converter ou não o ERL.

O primeiro impacto negativo nas florestas nativas, calculado pelo modelo para o ano de 2030, foi a conversão de 12,5 milhões de hectares de florestas nativas em todo o Brasil para a produção agropecuária e florestas comerciais. Para ajustar a produção de pastagens aos resultados projetados para 2030, seriam necessárias novas terras para essa cultura no modelo,

totalizando aproximadamente 8,4 milhões de hectares. Importante destacar que este estudo não considerou as pastagens degradadas em sua simulação; contudo, conforme dados do MapBiomas (2022), em 2020, aproximadamente 63 milhões de hectares de pastagens degradadas existiam no território brasileiro, cuja recuperação está condicionada a investimentos públicos ou privados.

Para adequar a produção agrícola em 2030 conforme simulado pelo modelo BREA, seria necessário converter aproximadamente 3,2 milhões de hectares de florestas nativas. Um ponto relevante a ser destacado é o investimento em produtividade, uma área em que o Brasil já desempenha um papel importante (EMBRAPA, 2018). À medida que novas tecnologias ou métodos de aplicação forem desenvolvidos, seria possível reduzir os impactos nas florestas nativas (SUELA et al., 2020b).

Com as simulações incorporando restrições nos tipos de territórios florestais, observou-se inicialmente uma redução na extensão de novas terras convertidas para todos os cenários (ERL_Prot, UNU_Prot e DZ), embora em medidas discrepantes. No cenário ERL_Prot, ocorreria a conversão de 10 milhões de hectares de florestas nativas, 2,5 milhões a menos do que no cenário Base. Para o cenário UNU_Prot, a conversão de novas terras seria de aproximadamente 6 milhões de hectares, 50% menos que o cenário Base. Já no cenário DZ, não haveria conversão florestal em 2030. A partir dessas simulações, foi possível identificar os impactos no Produto Interno Bruto (PIB) e no bem-estar. Os cenários ERL_Prot e UNU_Prot apresentaram perdas de bem-estar equivalentes a R\$ 1 bilhão e R\$ 2,5 bilhões, respectivamente. Em relação aos impactos no PIB, os cenários de ERL_Prot e UNU_Prot teriam uma redução de 0,32% e 0,78%, respectivamente.

Contudo, entre todos os resultados aguardados, um chamou particular atenção: ao impedir a conversão das áreas UNUs, foi possível notar também uma redução na conversão de florestas nativas relacionadas ao ERL em quase 1 milhão de hectares, um efeito que não estava sendo considerado nas perspectivas iniciais, mas que é capaz de destacar a importância da proteção ambiental e os possíveis *spillovers* que ações pró-ambientais podem gerar.

Independentemente dos cenários analisados, as regiões Norte e Centro-Oeste (que inclui o MATOPIBA) do Brasil seriam as macrorregiões com maior demanda em relação à conversão florestal até 2030, variando entre 20% e 30% cada uma. Considerando um novo ângulo, os biomas Amazônia e Cerrado seriam os mais exigidos em termos de necessidade de novas terras. Esse resultado é significativo, pois atualmente esses são os dois territórios que apresentam os maiores níveis de degradação ambiental. Vale ressaltar que o problema de pesquisa que orientou

este estudo questiona a respeito da MC, que pode vir a ocorrer em um futuro próximo. Nesse sentido, o que foi simulado pelo modelo em relação à produção de soja e pastagens para o bioma Cerrado poderia não acontecer devido à MC. Como a MC tem o potencial de reduzir os ganhos econômicos dos produtores por meio da restrição à conversão das florestas nativas para a produção de soja e pastagens, a consequência poderia ser a formação de impasses para a inserção da MS no bioma Cerrado. Assim, é necessário criar mecanismos capazes de oferecer opções de ganhos financeiros aos produtores/detentores de terra.

Dessa forma, iniciativas como o Plano ABC, o programa REDD, e a Lei 14.119 de 2021, que estabelece as diretrizes do PSA, têm o potencial de apoiar os produtores que ainda detêm áreas florestais em suas propriedades. Esta pesquisa simulou os valores capazes de tornar os produtores/detentores de terra indiferentes em converter ou não suas áreas de florestas nativas (ERL). Os valores de PSA no Brasil, para o cenário BT, variariam entre 5.777,00 ha/ano e 22.508,00 ha/ano para a produção de soja e pastagem. Os agentes representativos não converteriam florestas nativas da região Centro-Oeste para a produção de soja; no entanto, ocorreria conversão na região do MATOPIBA, logo, no bioma Cerrado. Para o MATOPIBA, o modelo simulou o valor de 6.830,00 ha/ano, que deveria ser pago aos produtores para que se tornassem indiferentes entre converter ou não o seu ERL em novas áreas produtivas. Em relação à produção de pastagens, o MATOPIBA não apresentou conversão florestal para esse fim, porém, o Centro-Oeste sim, e o valor do PSA simulado para que o produtor/detentor de terra se tornasse indiferente foi de 21.221,00 ha/ano.

Cabe ressaltar que os valores calculados representam uma alternativa, na qual os tomadores de decisão poderão utilizar como parâmetros para futuras políticas públicas. É inegável que o *trade-off* entre aumentar a produção agropecuária e não converter novas áreas de floresta nativa precisa levar em consideração as necessidades do produtor rural.

Esta pesquisa abordou superficialmente essa questão complexa, com a esperança de que essas contribuições possam ter um impacto positivo. No entanto, ainda existem inúmeras questões em aberto a serem exploradas, muitas delas não resolvidas, exigindo assim muito trabalho a ser feito nos temas relacionados à proteção florestal. Outras questões, como uma avaliação precisa e abrangente do potencial de redução das emissões por meio de ações como recuperação de pastagens degradadas, Moratória do Cerrado, a Lei do PSA no Brasil e maiores arrecadações para a aplicação do REDD no Brasil, precisam ser consideradas para uma avaliação precisa e abrangente do potencial de redução do desmatamento e das emissões dos GEE. Um acompanhamento mais eficaz das emissões resultantes de alterações no uso do solo

e a melhoria da qualidade dos dados, especialmente em relação aos dados de custos e crédito rural, também precisam ser abordados.

Os modelos de Equilíbrio Geral Computável (EGC) são ferramentas cruciais para responder a todas essas questões, e uma integração completa entre o sistema econômico e o sistema terrestre fornecerá uma avaliação mais completa dessa política. Entretanto, é importante notar que um modelo EGC estático tem suas limitações. Embora permita a análise de políticas isolando efeitos exógenos, como crescimento econômico, mudanças na demanda e/ou preferências, ganhos de produtividade, um tratamento mais aprimorado da acumulação de capital e investimento usando um modelo EGC dinâmico poderia compensar as perdas de longo prazo no PIB.

7. REFERÊNCIAS

AGROSATÉLITE GEOTECNOLOGIA APLICADA LTDA. Análise Geoespacial da Soja no Bioma Cerrado: Dinâmica da Expansão | Aptidão Agrícola da Soja | Sistema De Avaliação Para Compensação Financeira: 2001 a 2019. - Florianópolis, 60 p.: il. 2020.

ALHO, C. J. R. Concluding remarks: overall impacts on biodiversity and future perspectives for conservation in the Pantanal biome. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, p. 337-341, 2011.

ALVES, R. R. N. et al. Game mammals of the Caatinga biome. **Ethnobiology and Conservation**, v. 5, 2016.

ANUALPEC. Anuário estatístico da pecuária de corte. São Paulo, 2010.

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

BASTOS LIMA, M. G.; PERSSON, U. M. Commodity-centric landscape governance as a double-edged sword: The case of soy and the Cerrado Working Group in Brazil. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 3, p. 27, 2020.

BRASIL. Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Disponível em: L12651 (planalto.gov.br). Acesso em 01 de maio de 2021.

BRASIL. Projeto de Lei nº 4203, de 2019. Acesso em 05 de setembro de 2022. Disponível em <https://legis.senado.leg.br/sdleg-getter/documento?dm=7982420&ts=1630421338863&disposition=inline> 2019.

BRASIL. Apresentação da Contribuição Nacionalmente Determinada do Brasil perante o Acordo de Paris. 2023. Disponível em: <<https://unfccc.int/sites/default/files/NDC/2023-11/Brazil%20First%20NDC%202023%20adjustment.pdf>>. Acessado em Nov. 2023.

BÖRNER, J. et al. Forest law enforcement in the Brazilian Amazon: Costs and income effects. **Global Environmental Change**, v. 29, p. 294-305, 2014.

CABRAL, C. S. R. Impactos econômicos da limitação do desmatamento no Brasil. 2013. 132 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade de Ribeirão Preto da USP, Ribeirão Preto, 2013.

CABRAL, L.; SAUER, S.; SHANKLAND, A. Introduction: Reclaiming the Cerrado—A Territorial Account of a Disputed Frontier. v. 54. nº 1. p. 18. 2023.

CAETANO BACHA, C. J.; STEGE, A. L.; HARBS, R. Ciclos de preços de terras agrícolas no Brasil. **Revista de Política Agrícola**, v. 25, n. 4, p. 18-37, 2016.

CAMPOS, S. K. et al. Dinâmica agrícola no cerrado: análises e projeções. 2020.

CARVALHO, T. S.; MAGALHÃES, S. A.; DOMINGUES, E. Desmatamento e a contribuição econômica da floresta na Amazônia. **Estudos Econômicos**, v. 42, n. 42, p. 499-531, 2016.

CHERVIER, C.; LE VELLY, G.; EZZINE-DE-BLAS, D. When the implementation of payments for biodiversity conservation leads to motivation crowding-out: a case study from the Cardamoms forests, Cambodia. **Ecological economics**, v. 156, p. 499-510, 2019.

CHEN, Y. H. H.; TIMILSINA, G. R.; LANDIS, F. Economic implications of reducing carbon emissions from energy use and industrial processes in Brazil. **Journal of environmental management**, v. 130, p. 436-446, 2013.

CHEN, Y. H. H. et al. The MIT economic projection and policy analysis (EPPA) model: version 5. **Jt Progr Rep Ser Rep**, v. 4307, p. 32, 2017.

COCK, M. J. W. et al. Do new access and benefit sharing procedures under the convention on biological diversity threaten the future of biological control? **BioControl**, v. 55, n. 2, p. 199-218, 2010.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. Acompanhamento da Safra Brasileira de grãos, v. 8 – Safra 2020/21, n. 1 - Primeiro levantamento, Brasília, p. 1-77, outubro. 2020.

COSTA, F. P. Natureza econômica e impacto das pastagens no custo de produção da pecuária de corte. Embrapa Gado de Corte-Documents (INFOTECA-E), 2010.

COUTINHO, L. M. O conceito de bioma. *Acta botanica brasílica*, v. 20, p. 13-23, 2006.

DA SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America. **Springer**, 2018.

DA SILVA, G. et al. Assessing the Impact of the ABC Cerrado Project. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 51, p. e66399-e66399, 2021.

DE MARTINS, R. C. C.; ROSSIGNOLI, M. Desenvolvimento econômico sustentável e as externalidades ambientais. **Direito e Desenvolvimento**, v. 9, n. 2, p. 137-154, 2018.

DE MOURA, A. M. M. et al. Gastos ambientais no Brasil: proposta metodológica para aplicação no orçamento federal. **Texto para Discussão**, 2017.

DE OLIVEIRA, T. E. et al. Agricultural land use change in the Brazilian Pampa Biome: The reduction of natural grasslands. **Land use policy**, v. 63, p. 394-400, 2017.

DE WAROUX, Y. P. et al. The restructuring of South American soy and beef production and trade under changing environmental regulations. **World Development**, v. 121, p. 188-202, 2019.

DINDA, S.; COONDOO, D. Income and emission: a panel data-based cointegration analysis. **Ecological Economics**, v. 57, n. 2, p. 167-181, 2006.

DINIZ, T. B. Impactos socioeconômicos do código florestal brasileiro: uma discussão à luz de um modelo computável de equilíbrio geral. 2012. 112 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da USP, Piracicaba, 2012.

DUARTE, Carlos M. et al. Rebuilding marine life. **Nature**, v. 580, n. 7801, p. 39-51, 2020.

ECKERT, S. et al. Trend analysis of MODIS NDVI time series for detecting land degradation and regeneration in Mongolia. **Journal of Arid Environments**, v. 113, p. 16-28, 2015.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. MATOPIBA, delimitação, caracterização, desafios e oportunidades para o desenvolvimento. Brasília, DF. 2015.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Visão 2030: o futuro da agricultura brasileira. Brasília, DF. p. 212. 2018.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. GeoWeb, sistema online. Disponível em <<http://mapas.cnpm.embrapa.br/matopiba2015/>>. Acesso em 05 de maio de 2022.

ENGLUND, O. et al. A new high-resolution nationwide aboveground carbon map for Brazil. **Geo: Geography and Environment**, v. 4, n. 2, p. e00045, 2017.

FERREIRA FILHO, J. B. S.; RIBERA, L.; HORRIDGE, M. Deforestation control and agricultural supply in Brazil. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 97, n. 2, p. 589- 601, 2015.

FERREIRA FILHO, J. B. S.; DE MORAES, G. I. Climate change, agriculture and economic effects on different regions of Brazil. **Environment and Development Economics**, v. 20, n. 1, p. 37-56, 2015.

FIAN INTERNACIONAL. The Human and Environmental Cost of Land Business The case of MATOPIBA, Brazil. 2018.

FRANCISCO, A. X.; GURGEL, A. Costs of Reducing Deforestation In Brazil: a General Equilibrium Approach. 2020.

FRANCO, J. L. A. O conceito de biodiversidade e a história da biologia da conservação: da preservação da wilderness à conservação da biodiversidade. **História** (São Paulo), v. 32, p. 21-48, 2013.

FREITAS, F. L. M. et al. Potential increase of legal deforestation in Brazilian Amazon after Forest Act revision. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 11, p. 665-670, 2018.

FREITAS, F. L. M. Brazilian public protection regulations and the preservation of ecosystem services and biodiversity. Tese de Doutorado. **KTH Royal Institute of Technology**. 2019.

FUJIMORI, S. et al. Land use representation in a global CGE model for long-term simulation: CET vs. logit functions. **Food Security**, v. 6, n. 5, p. 685-699, 2014.

GARCIA, J. R. et al. A nova geografia da agropecuária brasileira e os desafios logísticos. Confins. **Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasileira de geografia**, n. 50, 2021.

GARGIULO, J. et al. Spatial and temporal pasture biomass estimation integrating electronic plate meter, planet cubesats and sentinel-2 satellite data. **Remote Sensing**, v. 12, n. 19, p. 3222, 2020.

GOLUB, A. A.; HERTEL, Thomas W. Modeling land-use change impacts of biofuels in the GTAP-BIO framework. **Climate Change Economics**, v. 3, n. 03, p. 1250015, 2012.

GOLUB, A. A. et al. Global climate policy impacts on livestock, land use, livelihoods, and food security. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 52, p. 20894-20899, 2013.

GREEN, J. M. H. et al. Linking global drivers of agricultural trade to on-the-ground impacts on biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116, n. 46, p. 23202-23208, 2019.

GREENPEACE. Moratória da Soja. Acesso em 05 de setembro de 2022. Disponível em <<https://www.greenpeace.org/static/planet4-brasil-stateless/2018/07/Relat%C3%B3rio-de-Monitoramento-2017.pdf>>. 2017.

GUERRA, A. et al. The importance of Legal Reserves for protecting the Pantanal biome and preventing agricultural losses. **Journal of environmental management**, v. 260, p. 110128, 2020.

GUILHOTO, J. et al. Estimação da Matriz Insumo-Produto Utilizando Dados Preliminares das Contas Nacionais: Aplicação e Análise de Indicadores Econômicos para o Brasil em 2005. Available at SSRN 1836495, 2010.

GUIMARÃES, A. L.; DE CASTRO CHAVES STABILE, M.; MOUTINHO, P. Private Governance: Multistakeholder Initiatives and Moratoriums. In: Sustainability Challenges of Brazilian Agriculture: Governance, Inclusion, and Innovation. **Cham: Springer International Publishing**. p. 427-444. 2023.

GURGEL, A.; REILLY, J. M.; PALTSEV, S. Potential land use implications of a global biofuels industry. **Journal of Agricultural & Food Industrial Organization**, v. 5, n. 2, 2007.

GURGEL A. C., PALTSEV S. Costs of reducing GHG emissions in Brazil. **Climate Policy**. v. 14:2, p. 209-223, 2013.

GURGEL, A. et al. CGE models: linking natural resources to the CGE framework. In: World scientific reference on natural resources and environmental policy in the era of global change: Volume 3: Computable General Equilibrium Models. p. 57-98. 2017.

HARBS, R.; BACHA, C. J. C. Modelo Teórico de Convergência do Preço da Terra Agrícola e sua Estimativa para o Brasil. **RPER**, n. 63, p. 45-63, 2023.

HEJNOWICZ, A. P. et al. Evaluating the outcomes of payments for ecosystem services programmes using a capital asset framework. **Ecosystem services**, v. 9, p. 83-97, 2014.

HUETE, Alfredo et al. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote sensing of environment**, v. 83, n. 1-2, p. 195-213, 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Censo Agropecuário 2006. Rio de Janeiro, 2020a. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/21814-2017-censo-agropecuario.html?=&t=destaques>>. Acesso em 12 de maio de 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Sistema de Contas Regionais. Rio de Janeiro, 2020b. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9054-contas-regionais-do-brasil.html?edicao=32020&t=resultados>>. Acesso em 12 de maio de 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Pesquisa da Pecuária Municipal. Rio de Janeiro, 2020c. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html?edicao=25474&t=destaques>>. Acesso em 12 de maio de 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Produção Agrícola Municipal. Rio de Janeiro, 2020d. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9117-producao-agricola-municipal-culturas-temporarias-e-permanentes.html?edicao=25369&t=destaques>>. Acesso em 12 de maio de 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Sistema de Contas Nacionais. Rio de Janeiro, 2022. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9052-sistema-de-contas-nacionais-brasil.html?=&t=resultados>>. Acesso em 10 de junho de 2022.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISA ESPACIAIS - INPE. Estimativa de desmatamento por corte raso na Amazônia Legal para 2021 é de 13.235 km². São José dos Campos. 2021.

KALAMANDEEN, M. et al. Pervasive rise of small-scale deforestation in Amazonia. **Scientific reports**, v. 8, n. 1, p. 1-10, 2018.

LABORATÓRIO DE PROCESSAMENTO DE IMAGENS E GEOPROCESSAMENTO - LAPIG. Atlas Digital das Pastagens Brasileiras. 2020. Disponível em: <<http://atlasdaspastagens.ufg.br/>>. Acessado em 19 Maio 2022.

LEE, H. L.; HERTEL, T. W.; ROSE, S. An integrated global land use database for CGE analysis of climate policy options. **In: Economic analysis of land use in global climate change policy. Routledge**, 2009. p. 92-108.

LIMA C. Z. Impacts of Low Carbon Agriculture in Brazil: a CGE application. 2017. 113f. Tese (Doutorado em Economia Aplicada) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais. 2017.

LIMA C. Z., GURGEL A. C. The role of double cropping modeling for policy assessment in Brazil. **In 21th GTAP Conference**. p. 19, 2018.

LIMA, L. H. Controle Externo do Patrimônio Ambiental Brasileiro. 2022.

LOYOLA, R.; REZENDE, C.; e RIBEIRO, B. Áreas Prioritárias para Conservação e Restauração no MATOPIBA. **Caderno de Notas Técnicas do Programa Parceria para o Bom Desenvolvimento (GGP/PNUD)**. Rio de Janeiro: Conservação Internacional Brasil, 2021.

MACA-MILLÁN, S.; ARIAS-ARÉVALO, P.; RESTREPO-PLAZA, L. Payment for ecosystem services and motivational crowding: Experimental insights regarding the integration of plural values via non-monetary incentives. **Ecosystem Services**, v. 52, p. 101375, 2021.

MAGALHÃES, I. B. et al. Brazilian Cerrado and Soy moratorium: Effects on biome preservation and consequences on grain production. **Land use policy**, v. 99, p. 105030, 2020.

MAPBIOMAS. Desmatamento. Acesso em <<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>>. Acessado em 30 de abril de 2022.

MARIOSIA, P. H. et al. Family Farming and Social and Solidarity Economy Enterprises in the Amazon: Opportunities for Sustainable Development. **Sustainability**, v. 14, n. 17, p. 10855, 2022.

MARQUES, M. et al. The Atlantic Forest: an introduction to the megadiverse forest of South America. **In: The Atlantic Forest. Springer**, Cham. p. 3-23. 2021.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and human well-being: wetlands and water. **World resources institute**, 2005.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO - MAPA. Brasil Projeções do Agronegócio 2019/2020 a 2029/2030. 2020.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO - MAPA. Projeções do agronegócio: Brasil 2020/21 a 2030/31 Projeções de Longo Prazo. Brasília, DF. 2021

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA SECRETARIA DE POLÍTICA AGRÍCOLA - MAPA. PROJEÇÕES DO AGRONEGÓCIO Brasil 2022/23 a 2032/33 Projeções de Longo Prazo. Brasília, DF. 2023.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. Brazil's Forest Reference Emission Level for Reducing Emissions from Deforestation in the Cerrado biome for Results-based Payments for REDD+ under the United Nations Framework Convention on Climate Change. 2017.

MIRANDA, E. E. Meio ambiente: a salvação pela lavoura. **Ciência e cultura**, v. 69, n. 4, p. 38-44, 2017.

MUHAMMAD, S. et al. Payment for ecosystem services (PES): a holistic tool for sustainable forest management-a case study from Pakistan. **Brazilian Journal of Biology**, v. 83, p. e246002, 2021.

NEPSTAD, L. S. et al. Pathways for recent Cerrado soybean expansion: extending the soy moratorium and implementing integrated crop livestock systems with soybeans. **Environmental Research Letters**, v. 14, n. 4, p. 044029, 2019.

OBSERVATÓRIO DO CLIMA. Desmatamento no Cerrado Anula Ganhos na Amazônia. São Paulo. Março de 2017. Disponível em: <<http://www.observatoriodoclima.eco.br/desmate-no-cerrado-anula-ganhos-na-amazonia/>>. Acesso em 20 de maio de 2021.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS - ONU. Convention on biological diversity. 1992.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS - ONU. Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development. 2016.

PAGIOLA, S.; VON GLEHN, H. C.; TAFFARELLO, D. Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil. São Paulo: **SMA/CBRN**, v. 86494, p. 1-338, 2013.

PAGIOLA, S.; HONEY-ROSÉS, J.; FREIRE-GONZÁLEZ, J. Evaluation of the permanence of land use change induced by payments for environmental services in Quindío, Colombia. **PloS one**, v. 11, n. 3, p. e0147829, 2016.

PEREIRA, O. J. R. et al. Assessing pasture degradation in the Brazilian Cerrado based on the analysis of MODIS NDVI time-series. **Remote Sensing**, v. 10, n. 11, p. 1761, 2018.

PHALAN, B. et al. How can higher-yield farming help to spare nature? **Science**, v. 351, n. 6272, p. 450-451, 2016.

PINHEIRO, F. M.; NAIR, P. K. R. Silvopasture in the Caatinga biome of Brazil: A review of its ecology, management, and development opportunities. **Forest systems**, v. 27, n. 1, p. eR01S-eR01S, 2018.

- POLIZEL, S. P. et al. Analysing the dynamics of land use in the context of current conservation policies and land tenure in the Cerrado–MATOPIBA region (Brazil). **Land Use Policy**, v. 109, p. 105713, 2021.
- RAJÃO, R.; SOARES-FILHO, B. Cotas de reserva ambiental (CRA): potencial e viabilidade econômica do mercado no Brasil. Belo Horizonte, 2015.
- REIS, L. et al. Influence of Climate Variability on Soybean Yield in MATOPIBA, Brazil. **Atmosphere**, v. 11, n. 10, p. 1130, 2020.
- RICHETTI, A.; CECCON, G. Viabilidade econômica da cultura do milho safrinha 2021, em Mato Grosso do Sul. Embrapa Agropecuária Oeste-Comunicado Técnico (INFOTECA-E), 2020.
- RICHETTI, A. Viabilidade econômica da cultura da soja para a safra 2021/2022, em Mato Grosso do Sul. Embrapa Agropecuária Oeste-Comunicado Técnico (INFOTECA-E), 2021.
- RODE, J.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; KRAUSE, T. Motivation crowding by economic incentives in conservation policy: A review of the empirical evidence. **Ecological Economics**, v. 117, p. 270-282, 2015.
- ROCKSTRÖM, J.; WILLIAMS, J.; DAILY, G. Sustainable intensification of agriculture for human prosperity and global sustainability. **Ambio**, v. 46, n. 1, p. 4-17, 2017.
- ROESCH, L. F. W. et al. The Brazilian Pampa: a fragile biome. **Diversity**, v. 1, n. 2, p. 182-198, 2009.
- ROMEIRO, A. R. Desenvolvimento sustentável: uma perspectiva econômico-ecológica. **Estudos avançados**, v. 26, p. 65-92, 2012.
- RUSSO LOPES, G. et al. Maldevelopment revisited: Inclusiveness and social impacts of soy expansion over Brazil's Cerrado in MATOPIBA. **World Development**, v. 139, n. C, 2021.
- RUTHERFORD T. F.; PATSEV S. V. GTAPinGAMS and GTAP-EG: global datasets for economic reserach and illustrative models. 2000.
- RUTHERFORD T. F. GTAP6inGAMS: The dataset and static model. <http://www.mpsge.org/gtap6/gtap6gams.pdf>. 2005.
- SANTOS, J. Ca. et al. Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. **Tropical Conservation Science**, v. 4, n. 3, p. 276-286, 2011.
- SANTOS, M. G. et al. Caatinga, the Brazilian dry tropical forest: can it tolerate climate changes? **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, v. 26, n. 1, p. 83-99, 2014.
- SANTOS, M. A. et al. Setor agropecuário brasileiro pós novo código florestal: uma simulação de impactos econômicos. Brasília, DF: IPEA. 46 p. (Textos para Discussão, n. 2320). 2017.
- SICSÚ, J.; CASTELLAR, A. (org.). Sociedade e economia: estratégias de crescimento e desenvolvimento. Brasília, DF: IPEA, 2009.
- SILVA, J. G.; RUVIARO, C. F.; DE SOUZA FERREIRA FILHO, J. B. Livestock intensification as a climate policy: Lessons from the Brazilian case. **Land Use Policy**, v. 62, p. 232-245, 2017.

SILVEIRA, G. B.; MÚNIZ, S. T. G. Pagamento por serviços ambientais: o caso da compensação de reserva legal. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 16, n. 1, p. 16-26, 2015.

SISTEMA DE ESTIMATIVA DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA – SEEG. SEEG Municípios - estatísticas. Disponível em: <<http://plataforma.seeg.eco.br/cities/statistics>>. Acesso em 29 de abril de 2023.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES FLORESTAIS – SNIF. O Inventário Florestal Nacional – IFN. Disponível em: <<https://snif.florestal.gov.br/pt-br/florestas-e-recursos-florestais>>. Acessado em: Abril de 2022. 2022

SOLIDARIDAD. Potencial regional de expansão da soja no MATOPIBA; São Paulo. 2021.

SOTERRONI, A. C. et al. Expanding the soy moratorium to Brazil's Cerrado. **Science advances**, v. 5, n. 7, p. eaav7336, 2019.

SPAROVEK, G. et al. Asymmetries of cattle and crop productivity and efficiency during Brazil's agricultural expansion from 1975 to 2006. *Elementa: Science of the Anthropocene*, v. 6, 2018.

SPAROVEK, G. et al. Who owns Brazilian lands? **Land Use Policy**, v. 87, p. 104062, 2019.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, p. 1-3, 2017.

STOCCO, L.; DE SOUZA FERREIRA FILHO, J. B.; HORRIDGE, M. Closing the Yield Gap in Livestock Production in Brazil: New Results and Emissions Insights. In: Environmental Economics and Computable General Equilibrium Analysis. **Springer**, Singapore. p. 153-170. 2020.

SUELA, A. G. L. et al. Conhecimento, percepção climática e comportamento pró-ambiental na agricultura. **Revista Econômica do Nordeste**, v. 51, n. 3, p. 193-206, 2020a.

SUELA, A.; NAZARETH, M. S.; CUNHA, D. A. da. Efeitos Ambientais da Implementação do Plano ABC no MATOPIBA: Uma Abordagem por Insumo-Produto. **Revista Brasileira de Estudos Regionais e Urbanos**, [S. l.], v. 14, n. 4, p. 629–656, 2020b.

SUELA, A. G. L. et al. Análise de impacto econômico e relações setoriais entre MATOPIBA e o restante do Brasil: uma abordagem por insumo-produto. **Informe GEPEC**, v. 26, n. 1, p. 62-86, 2021.

TAMAZIAN, A.; RAO, B. B. Do economic, financial and institutional developments matter for environmental degradation? Evidence from transitional economies. **Energy economics**, v. 32, n. 1, p. 137-145, 2010.

TIETENBERG, T.; LEWIS, L. Environmental and natural resource economics. **Routledge**, 2018.

VALDIONES, A. P. et al. Desmatamento Ilegal na Amazônia e no MATOPIBA: falta transparência e acesso à informação. 2021.

VAN DER MENSBRUGGHE, D.; PETERS, J. C. Volume preserving CES and CET formulations. 2016.

VIEIRA FILHO, J. E. R. Expansão da fronteira agrícola no Brasil: desafios e perspectivas. **Texto para Discussão**, 2016.

WINKEL, G. et al. Governing Europe's forests for multiple ecosystem services: Opportunities, challenges, and policy options. **Forest Policy and Economics**, v. 145, p. 102849, 2022.

XAVIER, G. L. MATOPIBA: a ocupação da nova fronteira agrícola nos quadros do padrão exportador de especialização produtiva. *Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasileira de geografia*, n. 39, 2019.

XU, J. et al. Double cropping and cropland expansion boost grain production in Brazil. **Nature Food**, v. 2, n. 4, p. 264-273, 2021.

ZANATTA, F. A. S.; LUPINACCI, C. M.; BOIN, M. N. Geoecologia da paisagem X legislação ambiental: uma análise da distribuição espacial das restrições ao uso da terra frente à problemática erosiva na Alta Bacia do Ribeirão Areia Dourada, Marabá Paulista (SP). **Sociedade & Natureza**, v. 28, n. 1, p. 21-38, 2016.

ZEMP, D. C. et al. Self-amplified Amazon forest loss due to vegetation-atmosphere feedbacks. **Nature communications**, v. 8, n. 1, p. 1-10, 2017.

ZIOLO, M. et al. How to design more sustainable financial systems: The roles of environmental, social, and governance factors in the decision-making process. **Sustainability**, v. 11, n. 20, p. 5604, 2019.

APÊNDICE A

A.1 PARÂMETROS E ELASTICIDADES

Tabela A.1 - Elasticidades calibradas no modelo BREA

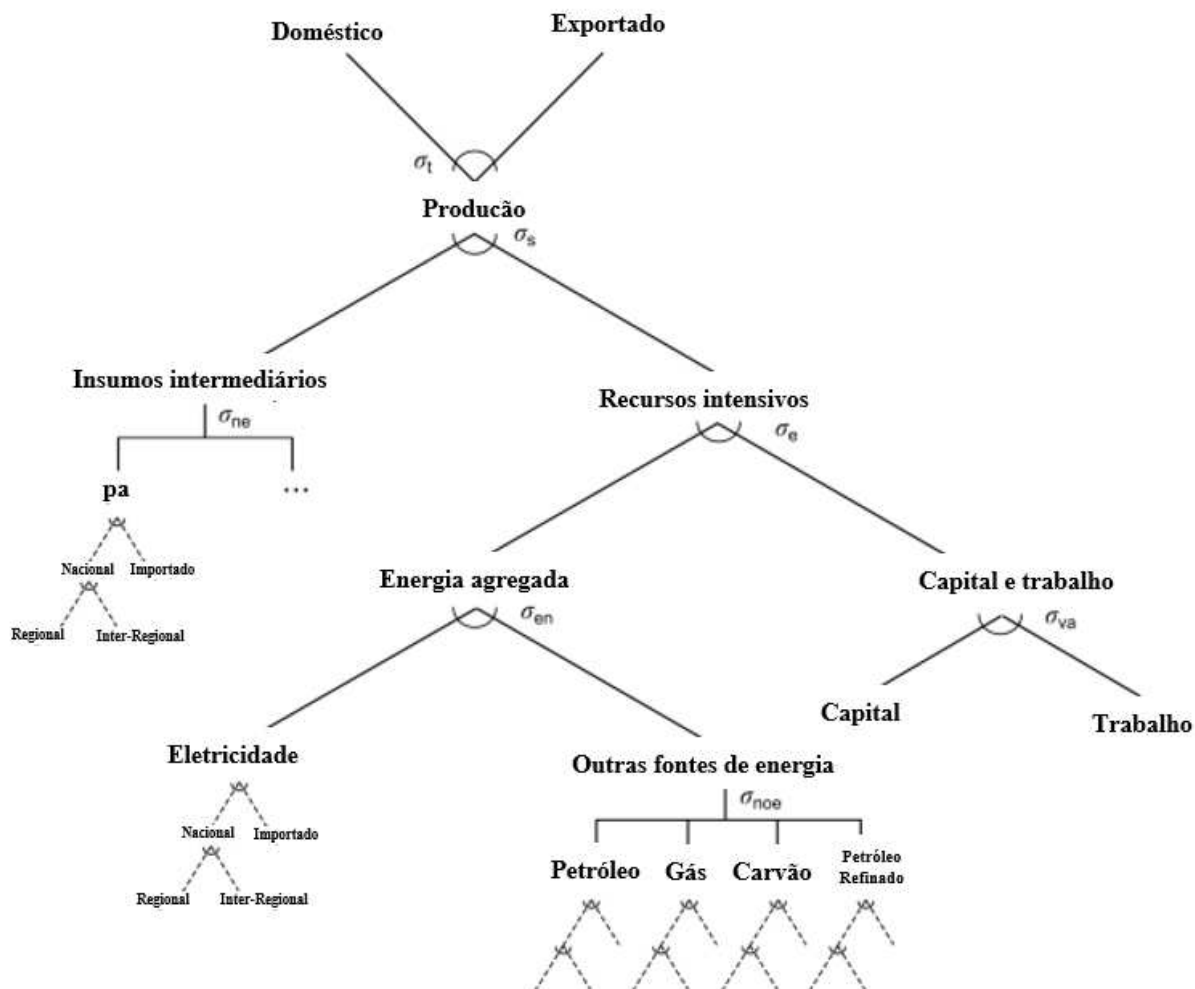
Sectors	<i>esubd</i>	<i>esubdr</i>	<i>esubva</i>	<i>esubm</i>
Rice	3.771	7.541	0.469	5.725
Maize	1.283	2.566	0.238	2.555
Sugarcane	2.700	5.400	0.264	5.400
Soybean	2.974	5.948	0.521	5.959
Fruits	1.850	3.700	0.264	3.700
Other cultures	2.965	5.931	0.264	6.118
Forestry	2.500	5.000	0.200	5.000
Cattle	2.000	4.000	0.264	4.000
Other live animals	1.283	2.566	0.238	2.555
Swine	1.283	2.566	0.238	2.555
Poultry	1.283	2.566	0.238	2.555
Milk	3.650	7.300	0.699	7.300
Oil	5.200	10.400	0.200	10.400
Gas	17.200	34.400	0.200	34.400
Mineral iron	2.145	4.291	0.787	3.071
Coal	3.050	6.100	0.200	6.100
Mineral extraction	2.145	4.291	0.787	3.071
Meats	4.140	8.281	1.120	8.360
Soybean oil	3.552	7.103	1.260	7.340
Foods	1.753	3.505	1.120	3.644
Wood and textile	3.634	7.267	1.260	7.297
Refined oil	2.100	4.200	1.260	4.200
Ethanol	5.200	10.400	0.200	10.400
Chemicals	3.300	6.600	1.260	6.600
Fertilizers	3.552	7.103	1.260	7.340
Defensives	3.552	7.103	1.260	7.340
Steel non-metallic	3.541	7.083	1.260	7.378
Machines	4.050	8.100	1.260	8.100
Other industry	3.552	7.103	1.260	7.340
Electricity	2.800	5.600	1.260	5.600
Pipe gas	2.800	5.600	1.260	5.600
Water	2.800	5.600	1.260	5.600
Public services	1.900	3.800	1.260	3.800
Construction	1.900	3.800	1.400	3.800
Services	1.900	3.800	1.381	3.800
Transportation	1.900	3.800	1.680	3.800

Fonte: Adaptado do GTAP9 database.

APÊNDICE B

B.1 OUTRAS ESTRUTURAS TECNOLÓGICAS

Figura B. 1 - Estrutura dos Setores de Produção: Setores de Petróleo, Carvão, Petróleo Refinado e Gás no modelo BREA.



Fonte: Adaptado de Lima (2017).

APÊNDICE C

C.1 BIOMAS E A POLÍTICA AMBIENTAL BRASILEIRA

C.1.1 Biomas brasileiros

Segundo Coutinho (2006), para que uma área seja considerada um bioma, é necessário que a mesma possua dimensões maiores que um milhão de quilômetros quadrados, além de características como a uniformidade de um macroclima definido, uma diversidade definida de fauna e outros organismos vivos associados, bem como uma fitofisionomia ou formação vegetal específica. Além disso, outras condições ambientais, como a altitude, o solo, alagamentos, salinidade, fogo, entre outras características, também são considerados. Todas estas características conferem a cada bioma uma estrutura e uma funcionalidade peculiares, ou seja, uma ecologia própria.

O Brasil é formado por seis biomas com características bem distintas, que seguem ao mesmo tempo os pressupostos descritos por Coutinho (2006). Esses biomas são a Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal (ver Figura 5). A vegetação nativa brasileira compreende uma enorme diversidade de espécies, incluindo floresta tropical úmida, floresta tropical seca, prados e savanas (COUTINHO, 2006).

C.1.2 Bioma Amazônia

O território brasileiro abriga a maior parte da Floresta Amazônica, que também é o maior bioma brasileiro, estendendo-se por 9 dos 27 estados do país e representando uma área de aproximadamente 420 Mha. De acordo com dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE (2021), cerca de 83% desse território ainda é coberto por vegetação nativa. A vegetação amazônica é extremamente diversificada, abrigando cerca de 20% das espécies conhecidas no mundo (ZEMP et al., 2017; FREITAS, 2019). Além disso, essa vegetação é responsável pelo armazenamento da maior parte dos estoques de carbono acima do solo no Brasil (ENGLUND et al., 2017).

A Amazônia brasileira também é o lar do maior reservatório de água doce do mundo e dos ecossistemas aquáticos de maior biodiversidade (FREITAS, 2019). Aproximadamente 25% das espécies de peixes do planeta vivem no bioma Amazônia, sendo que cerca de 20% delas são endêmicas (STRASSBURG et al., 2017). Além disso, a floresta abriga dezenas de comunidades indígenas que vivem de maneira tradicional, dependendo dos recursos da floresta para atender suas necessidades básicas (FREITAS et al., 2018).

C.1.3 Bioma Caatinga

A Caatinga é um bioma único que ocorre exclusivamente no Brasil, caracterizado por um clima árido e floresta tropical sazonalmente seca (ALVES et al., 2016). Segundo Pinheiro e Nair et al. (2018), devido ao ambiente semiárido, a produção agrícola não tem se expandido intensamente nesta região, resultando na preservação de aproximadamente 60% da vegetação nativa. Esse bioma abriga uma biodiversidade singular, porém, em grande parte desconhecida (SANTOS et al., 2011; DA SILVA e LEAL, 2018).

A Caatinga enfrenta sérios riscos devido às mudanças climáticas, e sua vegetação nativa desempenha um papel crucial na oferta de resiliência e suporte à biodiversidade (SANTOS et al., 2014; DA SILVA e LEAL, 2018). Além disso, a região é densamente povoada e apresenta níveis de pobreza entre os mais elevados do Brasil (PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO - PNUD, 2019).

C.1.4 Bioma Mata Atlântica

No bioma Mata Atlântica, ocorreu a maior parte da ação antrópica no território brasileiro (DE MARTINS et al., 2018). Grande parte da vegetação nativa desse bioma foi convertida em terras agrícolas, restando menos de 20% da mata original ainda de pé, porém, em muitos casos, em um nível avançado de degradação (MARQUES et al., 2021). A vegetação nativa remanescente é altamente fragmentada em pequenas manchas, fator que compromete sua rica biodiversidade (FREITAS, 2019; STRASSBURG et al., 2017). A vegetação na Mata Atlântica é composta principalmente por floresta pluvial e semidecídua, incluindo uma ampla gama de espécies endêmicas (MARQUES et al., 2021).

C.1.5 Bioma Pantanal

O Pantanal é considerado a área úmida tropical mais extensa do planeta, predominando o tipo de vegetação de savana. As terras agrícolas são mínimas neste bioma, representando menos de 10% da área total, e a maior parte da vegetação natural permanece preservada (ALHO, 2011). A inundação estacional cria uma variação sazonal significativa de habitats naturais e é uma condição essencial para a sobrevivência de várias espécies aquáticas raras (GUERRA et al., 2020). Além disso, os solos que compõem o bioma são essenciais para o armazenamento de carbono (GUERRA et al., 2020).

C.1.6 Bioma Pampa

O bioma Pampa, localizado no extremo sul do Brasil, é dominado por campos, arbustos e árvores dispersas (DE OLIVEIRA et al., 2017). Embora seja pequeno em extensão, esse bioma abriga muitas espécies endêmicas e suporta a sobrevivência de um grande número de aves (DE OLIVEIRA et al., 2017). A vegetação nativa desse habitat possui baixa densidade de carbono quando comparada a outros biomas. A instabilidade do solo neste bioma, devido à textura arenosa, constitui um refúgio para a fauna e a flora, tornando esse ecossistema vulnerável à intervenção humana (ROESCH et al., 2009). Portanto, a vegetação nativa é fundamental para a conservação do solo, bem como para a resiliência e biodiversidade desse bioma (ROESCH et al., 2009; DE OLIVEIRA et al., 2017).

C.2 ESPECIFICAÇÕES GERAIS DO NOVO CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO

Para melhor entender esta tese, é necessário destacar as atividades que o governo brasileiro utiliza em seu território para proteger e assegurar a biota do país. Essas atividades são realizadas, em sua maioria, de acordo com a Lei Florestal, por meio de órgãos ambientais nas esferas federal, estadual e municipal. A Norma de Compensação Florestal (NCF) define regras gerais para a proteção da vegetação indígena, incluindo Áreas de Preservação Permanente (APP), Reserva Legal (RL) e Áreas de Uso Restrito (AUR). Além disso, aborda o rastreamento da origem dos produtos florestais, prevenção de incêndios, mapeamento e entrega de produtos florestais (BRASIL, 2012).

Visando concomitantemente a proteção florestal, a lei prevê a criação de instrumentos econômicos e financeiros para alcançar esses objetivos pró-ambientais (BRASIL, 2012). Com o desenvolvimento sustentável como propósito principal, a Lei Federal nº 12.651 atende aos seguintes fundamentos (BRASIL, 2012):

- Certificação do compromisso absoluto do Brasil com a preservação de suas florestas e demais formas de vegetação nativa, bem como da biodiversidade, do solo, dos recursos hídricos e da integridade do sistema climático, para o bem-estar das gerações futuras e presentes;
- Comprovação da importância da função estratégica da atividade agropecuária e do papel das florestas e demais formas de vegetação nativa na sustentabilidade, no crescimento econômico, na melhoria da qualidade de vida dos habitantes e na presença do Brasil nos mercados nacional e internacional de alimentos e bioenergia;

- Ação regulamentadora governamental de proteção e uso sustentável de florestas, reafirmando o compromisso do país com a compatibilização e concordância entre o uso produtivo da terra e a preservação da água, do solo e da vegetação;
- Responsabilidade coletiva da União, Estados, Municípios e o Distrito Federal, em colaboração com a sociedade civil, na criação de políticas para a preservação e restauração da vegetação nativa e de suas funções ecológicas e sociais nas áreas rurais e urbanas;
- Investimentos em pesquisas científicas e tecnológicas na busca da inovação para o uso sustentável do solo e da água, a recuperação e a preservação das florestas e demais formas de vegetação nativa;
- Geração e mobilização de incentivos econômicos para fomentar a preservação e a recuperação da vegetação nativa e para incentivar o desenvolvimento de atividades produtivas sustentáveis.

Para auxiliar no cumprimento dos objetivos supracitados, todo imóvel rural deve manter área com cobertura de vegetação nativa, denominada Reserva Legal (RL), apesar das normas já estabelecidas sobre as APPs e as AURs. Conforme a Lei Federal nº 12.651, a RL é a área localizada no interior da propriedade ou posse rural, com a função de assegurar o uso econômico sustentável dos recursos naturais, auxiliar a conservação, na reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, assim como o abrigo e a proteção da fauna silvestre e da flora nativa.

O NCF possui em sua concepção, duas diferenciações em relação às delimitações da RL, Tabela C.1:

Tabela C.1. Delimitação da Reserva Legal proposta pela Legislação Ambiental.

Delimitação da Reserva Legal	% do Imóvel
Imóveis localizados na Amazônia Legal	80% no imóvel situado em área de florestas
	35% no imóvel situado em áreas de Cerrado
	20% no imóvel situado em área de campos gerais
Imóvel localizados nas demais regiões do país	20% do imóvel

Fonte: BRASIL (2012).

A Tabela C.1 aponta para uma maior proteção do bioma Amazônia, enquanto negligencia os demais ecossistemas (Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal). No entanto, pesquisas realizadas por Roesch et al. (2009), de Oliveira et al. (2017), Sparovek et al. (2019), Reis et al. (2020), Stocco et al. (2020) e da Silva et al. (2021) destacam a necessidade de proteção de todos os biomas, não se limitando apenas à Amazônia. Os autores explicam que cada um desses ecossistemas apresenta particularidades únicas, tanto na flora quanto na fauna, e alertam que, sem medidas pró-ambientais efetivas, a extinção da vida natural será significativa. Mesmo com ações pró-ambientais promovidas pelo governo brasileiro, existem ressalvas quanto à eficácia dessas medidas em relação à real proteção das matas nativas brasileiras, as quais serão discutidas na próxima subseção.

C.3 INCERTEZAS SOBRE O NOVO CÓDIGO FLORESTAL EM RELAÇÃO A PRESERVAÇÃO DAS MATAS NATIVAS

A promulgação do NCF gerou preocupações quanto à preservação e proteção dos recursos naturais nos diferentes biomas do Brasil, principalmente devido ao seu caráter genérico e à tolerância a práticas desmedidas que não favorecem a conscientização pró-ambiental. Com o avanço do conhecimento sobre a natureza e suas dinâmicas, surgiram preocupações com as questões ambientais, especialmente diante da finitude dos recursos e da importância da vegetação nativa na proteção dos ambientes. Isso levou a alterações nas leis que incorporaram esses debates e ampliaram o conhecimento teórico sobre a preservação ambiental. No entanto, atualmente, com a expansão da fronteira agrícola no país e o domínio ruralista no cenário político, a legislação ambiental, principalmente o NCF, sofreu retrocessos significativos (BRASIL, 2012; ZANATTA et al., 2016).

O NCF permite reduzir significativamente as áreas destinadas à proteção e conservação do meio ambiente. A Lei 12.651 exclui a necessidade de Áreas de Preservação Permanente (APP) em reservatórios artificiais com área inferior a 1 ha e permite o uso de parte da APP como área rural. Isso resulta na redução da área protegida de acordo com o tamanho do imóvel medido pelo módulo fiscal, o que pode levar, em certas circunstâncias, a uma proteção mínima de até 5 metros (ZANATTA et al., 2016).

No caso das Reservas Legais (RL), o NCF determina que "será admitido o cômputo das APPs no cálculo do percentual da RL do imóvel". Isso significa que, em determinadas propriedades, dependendo da porcentagem de área ocupada pela APP, a RL pode chegar a 0% (ZANATTA et al., 2016). Nessa situação, a diferença conceitual entre proteção e preservação torna-se insignificante. Além disso, o NCF permite que a compensação da RL seja feita em

outra área, desde que no mesmo bioma, o que possibilita que a RL seja inserida em locais distantes da área originalmente protegida.

A lei 12.651 de 2012 também reduziu para 50% a RL na Amazônia Legal florestada quando "o Estado tiver Zoneamento Ecológico-Econômico aprovado e mais de 65% do seu território ocupado por Unidade de Conservação da natureza de domínio público, devidamente regularizadas, e por terras indígenas homologadas" (BRASIL, 2012); e, nos demais biomas do país, a área da RL pode ser reduzida em 50% quando o município em questão "tiver mais de 50% da área ocupada por Unidades de Conservação da natureza de domínio público ou por terras indígenas homologadas" (BRASIL, 2012).

Em resumo, o NCF mostra-se pouco ativo em relação à proteção e preservação ambiental eficiente dos distintos ecossistemas e recursos naturais em território nacional, priorizando interesses econômicos momentâneos em detrimento das questões ambientais. É importante ressaltar que ao negligenciar ações de maior importância ambiental, como a redução do desmatamento, podem ocorrer consequências, como perdas na qualidade e quantidade de água, redução da fertilidade dos solos e diminuição do habitat de insetos polinizadores, dentre outras, que poderão afetar significativamente a produtividade agrícola a médio e longo prazos (ZANATTA et al., 2016).

C.4 EXEMPLO DA FUNCIONALIDADE DO NOVO CÓDIGO FLORESTAL EM UMA REGIÃO - MATOPIBA

A baixa regulamentação existente no bioma Cerrado, proposta pelo NCF (Tabela C.1), na qual é necessário dedicar apenas 20% da propriedade para a Reserva Legal (RL), somada à permissividade no uso das áreas naturais de vegetação nativa existentes no MATOPIBA, trouxe impactos irreversíveis para a região e, conseqüentemente, para todo o bioma Cerrado (EMBRAPA, 2015).

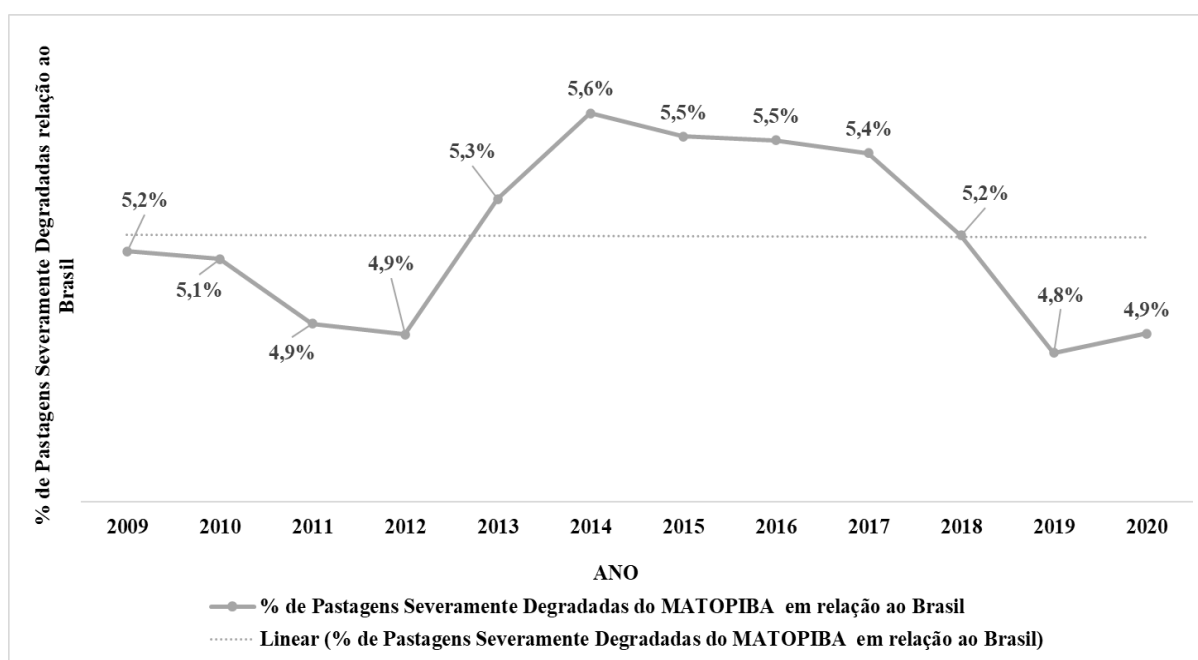
Para exemplificar, entre os anos de 2000 e 2014, ocorreu a abertura de novas áreas em todo o MATOPIBA, totalizando cerca de 3,5 Mha (expansão de 253% da área cultivável). Aproximadamente 68% dessa expansão ocorreu em terras de vegetação nativa, provocando diversos riscos para a biodiversidade do MATOPIBA e, conseqüentemente, do bioma Cerrado (OBSERVATÓRIO DO CLIMA, 2017). E nos últimos anos, o processo de supressão não foi menos intenso. Entre os anos de 2015 e 2020 (período pós-inserção do PDA-MATOPIBA)²⁰, a

²⁰Em 2015, o governo decretou, através do artigo 84, caput, incisos IV e VI, alínea "a" da Constituição, e tendo em vista o disposto nos art. 3º e 4º da Lei nº 8.171, de 17 de janeiro de 1991, a criação do Plano de Desenvolvimento Agropecuário do MATOPIBA - PDA-MATOPIBA. Esse plano tem o objetivo de promover e coordenar políticas

região teve 76% da sua expansão agrícola realizada sobre suas áreas de vegetação nativa, o que demonstra a flexibilização das leis existentes no NCF (MAPBIOMAS, 2022). Além de todo o impacto causado pelas mudanças no uso da terra.

Essas transformações e o inadequado planejamento dos vários usos da terra, independentemente do bioma/região, produziram e produzem emissões brutas de GEE em larga escala e grandes territórios contendo pastagens severamente degradadas. A partir dos dados do SEEG (2021) e do LAPIG (2022), é possível evidenciar a elevada produção de GEE causada pela produção agropecuária e pelas mudanças no uso da terra, bem como o nível de pastagens severamente degradadas existentes no MATOPIBA entre os anos de 2007 e 2020. Optou-se por apresentar os dados desta região, pois o MATOPIBA detém condições semelhantes às encontradas também em diversos outros territórios produtivos no país (ver Figuras C.1).

Figura C. 1 - Emissões de CO₂eq brutas geradas pela Mudança no Usa da Terra e pela Agropecuária e o nível de Pastagens Severamente Degradadas no MATOPIBA entre os anos de 2007 e 2020.



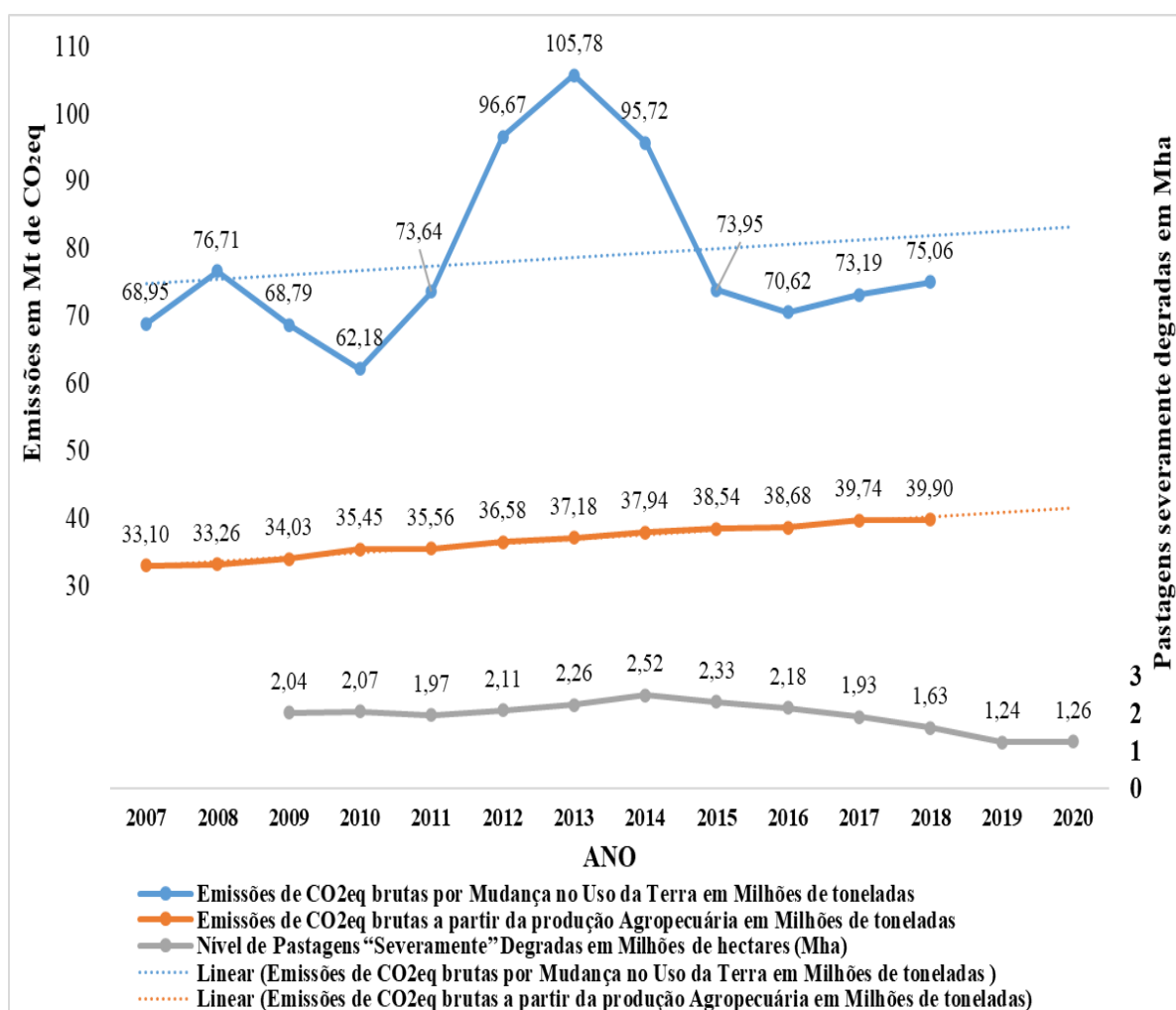
Fonte: Elaboração própria.

A partir das Figuras C.1, nota-se um crescimento contínuo nas emissões brutas de CO₂eq causadas pela agropecuária e um aumento significativo das emissões de CO₂eq com grandes picos ao longo dos anos no setor de Mudança no Uso da Terra. A Figura C.2 também

públicas que fomentem o desenvolvimento econômico sustentável, fundamentado em atividades agrícolas e pecuárias, que acarretem em melhoria da qualidade de vida da população (EMBRAPA, 2015).

apresenta o nível elevado de pastagens severamente degradadas encontradas no MATOPIBA. Vale ressaltar que, mesmo havendo uma queda aparente no nível de pastagens severamente degradadas, ao observar em termos percentuais, essa região continua apresentando crescimento nesse “tipo” de pastagens, ver Figura C.2. O crescimento nas emissões brutas de CO₂eq e a permanência no nível de qualidade das pastagens na região do MATOPIBA deve-se, em grande medida, ao afrouxamento das regras de proteção ambiental existentes na Lei Federal nº 12.651 para o bioma Cerrado, bem como à permissividade concedida pelo governo para o uso do MATOPIBA através da criação do PDA-MATOPIBA (BRASIL, 2012; EMBRAPA, 2015; ZANATTA et al., 2016).

Figura C. 2 - % das Pastagens Severamente Degradadas do MATOPIBA em relação ao Brasil, entre os anos de 2009 e 2020.



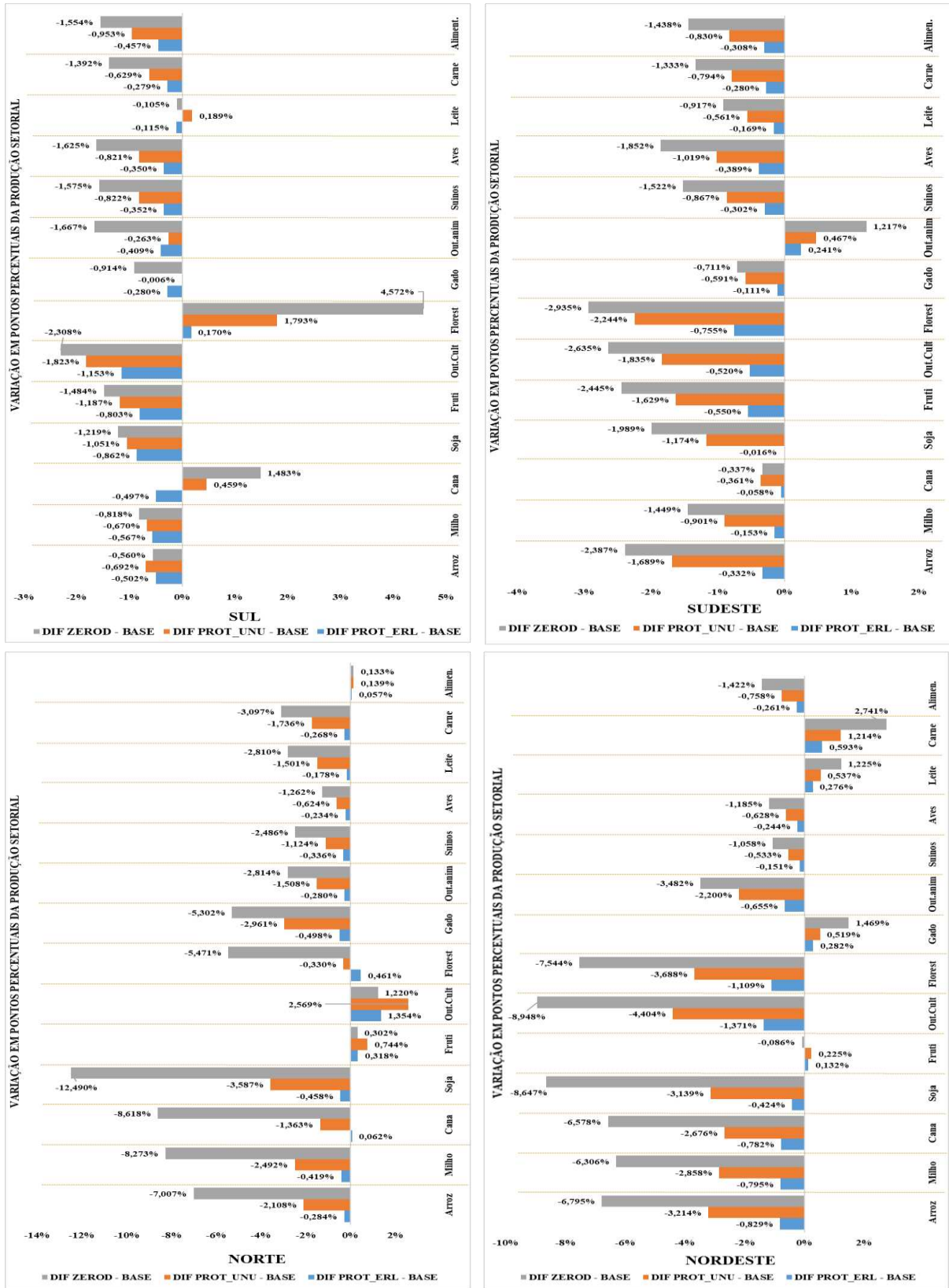
Fonte: Elaboração própria.

Dessa forma, observam-se pontos disformes entre os objetivos de preservação ambiental propostos pelo NCF e o que de fato ocorre no meio rural. Com a pouca regulamentação sobre o desmatamento da vegetação nativa para a produção agropecuária nos biomas, a ideia de

remunerar os produtores por não degradar o meio ambiente se torna uma provável alternativa. No entanto, sabe-se que, para maior efetividade, o pagamento por esses serviços ambientais deve ser igual ou superior ao que seria adquirido caso a área desmatada fosse utilizada para fins produtivos. Essa ação poderia tornar o produtor/detentor de terra indiferente ao desmatamento. Cabe ressaltar que, ao preservar, o produtor não ganhará somente nos âmbitos econômico e ambiental, mas também somará a seus ganhos os fatores sociais e culturais, agregando valor a seus produtos. Porém, não será possível captar esses valores neste estudo. O fator econômico torna-se um dos maiores entraves para o desenvolvimento de políticas pró-ambientais nas florestas brasileiras. No entanto, este fato não pode ser um limitador a fim de reduzir a importância de avançar sobre este tema de extrema relevância. Por esse motivo, o intuito desta pesquisa foi analisar a viabilidade de uso do Excedente de Reserva Legal (ERL) funcionando como um instrumento de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA).

APÊNDICE D

Figura D. 1 - Análise por nível de proteção florestal dos impactos na produção agropecuária das regiões Sul, Sudeste, Norte e Nordeste em 2030.



Fonte: elaboração dos autores.

APÊNDICE E

E.1 REPRESENTAÇÃO ALGÉBRICA DE BREA

O modelo BREA é escrito em *Mathematical Programming System for General Equilibrium* (MPSGE). O MPSGE utiliza todas as informações disponíveis, como os dados de *benchmark*, formas funcionais de produção, transformação e utilidade, bem como a possibilidade de substituição entre bens e insumos, para criar a formulação matemática para resolver o sistema como complementaridade mista não linear.

Três desigualdades devem ser satisfeitas: lucro zero, *market clearance* e equilíbrio de renda. Um conjunto com três variáveis não negativas é determinado como solução em um problema de complementaridade mista (MCP): preço, nível de quantidade e nível de renda. As Tabelas E1, E2, E3 e E4 mostram os conjuntos, variáveis e parâmetros do modelo. As equações de lucro zero retratam a estrutura tecnológica de cada setor. Para construir esse sistema de equações, utilizo a função de custo e demanda em uma forma de ações calibrada. Essa abordagem considera que o preço unitário de cada atividade deve ser igual aos custos de produção (insumos intermediários e fatores de produção).

Tabela E1 - Conjuntos e subconjuntos no modelo BREA

Notação	Descrição
$i, j, k \in I$	Setores e mercadorias
r, s	Regiões
$agri \subset I$	Setores agrícolas
$agrih \subset I$	Setores agrícolas uso da terra
$e \subset I$	Setores de energia
$ne \subset I$	Setores não energéticos
$elec \in I$	Setor de eletricidade
$noe \subset I$	Setores de energia não elétricos
$f \in F$	Fatores de produção
$mf \subset F$	Fatores móveis
$sf \subset F$	Fator Sluggish

Fonte: elaboração dos autores.

Tabela E.2 - Parâmetros iniciais no modelo BREA

Notação	Descrição
θ_{ijr}	Parcela de bens intermediários i no setor j na região r
θ_{jr}^O	Parcela do pacote intensivo de recursos no setor j na região r
θ_{jr}^f	Participação do fator de produção f no setor j na região r
θ_{jr}^{RI}	Participação do ninho de energia agregada na cesta de recursos intensivos no setor j na região r
θ_{jr}^{AE}	Participação da eletricidade no pacote agregado-energético no setor j na região r
θ_{jr}^{EM}	Participação do pacote agregado de energia no ninho de materiais energéticos no setor j na região r
θ_{ijr}^{YR}	Participação do bem regional i na agregação de Armington no setor j na região r
θ_{ijr}^A	Participação do bem nacional i na agregação de Armington no setor j na região r
θ_{ir}^{CR}	Participação do bem de consumo regional i na agregação de Armington na região r
θ_{ir}^{CA}	Participação do bem de consumo nacional i na agregação de Armington na região r
θ_{ir}^{IR}	Participação do bem de investimento regional i na agregação de Armington na região r
θ_{ir}^I	Participação do bem de investimento nacional i na agregação de Armington na região r
θ_{ir}^C	Participação do bem de consumo final i na cesta c da região r
$\theta_{ir}^{\bar{C}}$	Participação do bem de consumo público final i na região r
ω_r^L	Dotação de trabalho na região r
ω_r^K	Dotação de capital na região r
ω_r^f	Dotação de terras na região r

Fonte: elaboração dos autores.

Tabela E.3 - Variáveis endógenas no modelo BREA

Notação	Descrição
p_{jr}^Y	Preço de produção do bem j na região r
p_{jr}^f	Preço da terra no setor j na região r
p_{jr}^{EM}	Preço do pacote energia-materiais no setor j na região r
p_{jr}^{KL}	Preço da cesta capital-trabalho no setor j na região r
p_{jr}^{AE}	Preço do pacote agregado de energia no setor j na região r
p_{jr}^A	Preço do bem composto i no setor j na região r
θ_{ijr}^A	Participação do bem nacional i na agregação de Armington no setor j na região r
θ_{ir}^{CR}	Participação do bem de consumo regional i na agregação de Armington na região r
θ_{ir}^{CA}	Participação do bem de consumo nacional i na agregação de Armington na região r
θ_{ir}^{IR}	Participação do bem de investimento regional i na agregação de Armington na região r
θ_{ir}^I	Participação do bem de investimento nacional i na agregação de Armington na região r
θ_{ir}^C	Participação do bem de consumo final i na cesta c da região r
$\theta_{ir}^{\bar{C}}$	Participação do bem de consumo público final i na região r
ω_r^L	Dotação de trabalho na região r
ω_r^K	Dotação de capital na região r
ω_r^f	Dotação de terras na região r

Fonte: elaboração dos autores.

E.2 CONDIÇÃO DE LUCRO ZERO

E.2.1 Produção agrícola

$$\Pi_{jr}^Y = p_{jr}^Y - \{\theta_{jr}^O [\theta_{jr}^f (p_{jr}^f)^{1-\sigma_{fx}} + (1 - \theta_{jr}^f) (p_{jr}^{EM})^{1-\sigma_{fx}}]^{1-\sigma_{fx}} + (1 - \theta_{jr}^O) (p_{jr}^{KL})^{1-\sigma_s}\}^{1-\sigma_s} = 0$$

$$\forall j \in agrilu, f \in sf \quad (E.1)$$

E.2.2 Produção não agrícola e de energia

$$\Pi_{jr}^Y = p_{jr}^Y - \{\theta_{jr}^O [\theta_{jr}^{RI} (p_{jr}^{AE})^{1-\sigma_e} + (1 - \theta_{jr}^{RI}) (p_{jr}^{KL})^{1-\sigma_e}]^{\frac{1}{1-\sigma_e}} + (1 - \theta_{jr}^O) \sum_{i \in \text{ene}} \theta_{ijr} p_{ijr}^A\} = 0$$

$$\forall j \in I, j \notin \text{agrilu} \quad (\text{E.2})$$

E.2.3 Eixo Capital-Trabalho

$$\Pi_{jr}^K = p_{jr}^{KL} - \omega_r^{\alpha_{jr}} r_r^{1-\alpha_{jr}} = 0 \quad \forall j \in I \quad (\text{E.3})$$

E.2.4 Eixo de energia agregada

$$\Pi_{jr}^{AE} = p_{jr}^{AE} - [\theta_{jr}^{AE} (p_{kjr}^A)^{1-\sigma_{en}} + (1 - \theta_{jr}^{EM}) (\sum_{i \in \text{ene}} \theta_{ijr} p_{ijr}^A)^{1-\sigma_{en}}]^{\frac{1}{1-\sigma_{en}}} = 0$$

$$\forall j \in I, k = \text{elec} \quad (\text{E.4})$$

E.2.5 Eixo de materiais energéticos

$$\Pi_{jr}^{EM} = p_{jr}^{EM} - [\theta_{jr}^{EM} (p_{jr}^{AE})^{1-\sigma_e} + (1 - \theta_{jr}^{EM}) (\sum_{i \in \text{ene}} \theta_{ijr} p_{ijr}^A)^{1-\sigma_e}]^{\frac{1}{1-\sigma_e}} = 0$$

$$\forall j \in \text{vagri} \quad (\text{E.5})$$

E.2.6 Estrutura de Armington

E.2.6.1 Agregação inter-regional

$$\Pi_{ijr}^{YR} = p_{ijr}^{YR} - [\theta_{ijr}^{YR} (p_{ir}^Y)^{1-\sigma_{esubdr}} + (1 - \theta_{ijr}^{YR}) (p_{ir}^{MR})^{1-\sigma_{esubdr}}]^{\frac{1}{1-\sigma_{esubdr}}} = 0$$

$$\forall i, j \in I \quad (\text{E.6})$$

E.2.6.2 Agregação nacional e de importação

$$\Pi_{ijr}^A = p_{ijr}^A - [\theta_{ijr}^A (p_{ir}^{YR})^{1-\sigma_{esubd}} + (1 - \theta_{ijr}^A) (p_{ir}^M)^{1-\sigma_{esubd}}]^{\frac{1}{1-\sigma_{esubd}}} = 0$$

$$\forall i, j \in I \quad (\text{E.7})$$

E.2.6.3 Agregação de consumo inter-regional

$$\Pi_{ir}^{CR} = p_{ir}^{CR} - [\theta_{ir}^{CR} (p_{ir}^Y)^{1-\sigma_{esubdr}} + (1 - \theta_{ir}^{CR}) (p_{ir}^{MR})^{1-\sigma_{esubdr}}]^{\frac{1}{1-\sigma_{esubdr}}} = 0$$

$$\forall i, j \in I \quad (E.8)$$

E.2.6.4 Agregação de consumo nacional e de importação

$$\Pi_{ir}^{CA} = p_{ir}^{CA} - [\theta_{ir}^{CA} (p_{ir}^{CR})^{1-\sigma_{esubd}} + (1 - \theta_{ir}^{CA}) (p_{ir}^M)^{1-\sigma_{esubd}}]^{\frac{1}{1-\sigma_{esubd}}} = 0$$

$$\forall i, j \in I \quad (E.9)$$

E.2.6.5 Agregação de investimento inter-regional

$$\Pi_{ir}^{IR} = p_{ir}^{IR} - [\theta_{ir}^{IR} (p_{ir}^Y)^{1-\sigma_{esubdr}} + (1 - \theta_{ir}^{IR}) (p_{ir}^{MR})^{1-\sigma_{esubdr}}]^{\frac{1}{1-\sigma_{esubdr}}} = 0$$

$$\forall i, j \in I \quad (E.10)$$

E.2.6.6 Agregação de investimento nacional e de importação

$$\Pi_r^I = p_r^I - \prod_i \{ [\theta_{ir}^I (p_{ir}^{IR})^{1-\sigma_{esubd}} + (1 - \theta_{ir}^I) (p_{ir}^M)^{1-\sigma_{esubd}}]^{\frac{1}{1-\sigma_{esubd}}} \} \delta_i = 0$$

$$\forall i \in I, \quad \sum_i \delta_i \quad (E.11)$$

E.2.7 Utilidade das Famílias

$$\Pi_r^U = p_r^U - (p_{ir}^{OC})^\beta (p_{ir}^A)^{1-\beta_r} = 0$$

$$i = trns \quad (E.12)$$

$$\Pi_r^{OC} = p_r^{OC} - \prod_{c=1}^3 (p_r^c)^{\delta_c} = 0$$

E.2.8 Demanda energética

$$\Pi_r^c|_{c=1} = p_r^c - [\sum_{i \in e} \theta_{ir}^c (p_{ir}^{CA})^{1-\sigma_e}]^{\frac{1}{1-\sigma_e}} = 0, \quad \sum_{i \in e} \theta_{ir}^c = 1 \quad (E.13)$$

E.2.9 Demanda alimentar e agrícola

$$\Pi_r^c|_{c=2} = p_r^c - [\sum_{i \in food, agri} \theta_{ir}^c (p_{ir}^{CA})^{1-\sigma_{d1}}]^{\frac{1}{1-\sigma_{d1}}} = 0, \quad \sum_{i \in food, agri} \theta_{ir}^c = 1 \quad (E.14)$$

E.2.10 Outras demandas

$$\Pi_r^c|_{c=3} = p_r^c - [\sum_k \theta_{kr}^c (p_{kr}^{CA})^{1-\sigma_{d2}}]^{\frac{1}{1-\sigma_{d2}}} = 0$$

$$\forall k \notin e, agri, k \neq food, trns, \quad \sum_k \theta_{kr}^c = 1 \quad (E.15)$$

E.2.11 Governo

$$\Pi_r^G = p_r^G - \sum_i \theta_{ir}^G p_{ir}^Y = 0 \quad (E.16)$$

E.3 CONDIÇÃO MARKET CLEARANCE

E.2.1 Capital, Trabalho e Terra

$$\omega_r^L = \sum_j Y_{jr} \frac{\delta \Pi_{jr}^Y}{\delta \omega_r^f} \quad (E.17)$$

$$\omega_r^K = \sum_j Y_{jr} \frac{\delta \Pi_{jr}^Y}{\delta r_r} \quad (E.18)$$

$$\omega_r^f = \sum_j Y_{jr} \frac{\delta \Pi_{jr}^Y}{\delta p_r^f} \quad \forall j \in agrilu, f \in sf \quad (E.19)$$

E2.2 Produção setorial

$$Y_{jr} = A_{jr} \frac{\delta \Pi_{jr}^A}{\delta p_{jr}^Y} \quad (E.20)$$

APÊNDICE F

F.1 ARRENDAMENTO E VALOR DA TERRA

O banco de dados do modelo utiliza a Matriz Insumo-Produto (MIP) por possuir a capacidade de relatar os fluxos econômicos do país. A pesquisa utilizou a MIP de 2009 para todo o Brasil. Em relação ao valor agregado, apenas retornos sobre capital e trabalho estão presentes no banco de dados. No que se refere ao banco de dados de uso da terra, os fluxos relevantes são os aluguéis da terra associados a uma determinada atividade econômica, ocorrendo em uma determinada área agrícola. Os arrendamentos de terras devem ser extraídos do superávit operacional bruto, que é o retorno do capital no modelo EGC.

Além disso, a manipulação do banco de dados deve atender a várias condições-chave de equilíbrio, incluindo: *Market Clearance*, *income balance* e lucro zero. Devido a esses requisitos, qualquer alteração no banco de dados para representar o arrendamento de terras ou qualquer outro novo fluxo econômico deve evitar comprometer uma ou mais dessas condições de equilíbrio. Por todas essas razões, a abordagem utilizada na construção do BREA foi "dividir" os aluguéis de terras existentes dos retornos de capital originais no banco de dados da MIP, conforme as informações fornecidas pelo Censo Agrícola de 2006 e pela PAM de 2020.

Faz-se necessário descrever como foram alocados os aluguéis de terras pelos setores do modelo. O procedimento é diferente para as culturas e a pecuária, por esse motivo serão descritos os procedimentos associados primeiro para as culturas e depois para os animais. O ajuste setorial de valor agregado deve preservar as estimativas de fatores primários publicadas na literatura, e também a suposição de uso indireto da terra por setores de animais não ruminantes (suínos e aves). A alocação de áreas florestais é descrita a seguir, seguida de uma visão geral do banco de dados final.

Os dados utilizados referem-se à área colhida no ano de 2009, pois, nas contas econômicas de cada região do modelo, os aluguéis de terras são gerados a partir da atividade em uma determinada parcela de terra durante o ano civil. Conseqüentemente, o interesse é no valor da terra em produção ao longo de todo o ano, e não na estação produtiva somente. Considere o caso de um agricultor no Centro-Oeste brasileiro que cultivava soja no início do verão com uma safra de milho de inverno na mesma área (colheita dupla). Os dados econômicos identificam setores em termos de culturas (arroz, milho, soja e outros), não em hectares de terra. Os aluguéis de terras devem acumular-se na área colhida, por safra.

O Censo Agropecuário de 2006 (IBGE, 2006) contém informações sobre arrendamento de terras por estados e atividades econômicas. É combinado com as atividades econômicas com

os setores agrícolas no modelo; as exceções são os setores de frutas e outras culturas ocultas. Esse mapeamento é usado em conjunto com a fórmula a seguir para dividir os aluguéis setoriais de terras do BREA nos setores de produção vegetal.

$$VRENT_{i,r} = \sum_r (P_{i,r} \cdot A_{i,r}) \cdot \frac{VPROD_{i,r}}{\sum_r VPROD_{i,r}} \quad (5)$$

$$i \in \text{vagr}_{i,i} \neq \text{frit}, \text{ocul}$$

Onde:

- $VRENT_{i,r}$ é o valor da terra total da cultura i na região r ;
- $P_{i,r}$ é o preço por hectare de terra arrendada na safra i na região r ;
- $A_{i,r}$ é a área colhida em hectare da colheita i na região r ;
- $VPROD_{i,r}$ é o valor da produção da cultura i na região r .

Para os setores de frutas (*frit*) e outras culturas (*ocul*), é utilizado uma abordagem relativamente diferente, pois esses setores são a combinação de várias atividades econômicas. Por esse motivo, determina-se o preço por hectare ao arrendar a terra pela razão entre o aluguel total pago e a área total alugada nessas atividades econômicas usando dados do Censo de 2006 (IBGE, 2006).

$$VRENT_{i,r} = \frac{RENT_{i,r}}{ARENT_{i,r}} \cdot A_{i,r} \quad (6)$$

$$i = \text{frit}, \text{ocul}$$

Onde:

- $RENT_{i,r}$ é o valor do total de terras arrendadas pagas na safra i região r ;
- $ARENT_{i,r}$ é a área total utilizada na safra i região r .

Tabela F.1 - Total dos arrendamentos da terra por regiões (em milhões de R\$)

REGIÕES	ARROZ	MILHO	CANA	SOJA	FRIT	OCUL	FRST	CTTL	OLA
SUL (SST)	361	481	178	1627	362	2912	306	1932	206
SUDESTE (SSTH)	9	300	1442	351	642	1545	1061	2767	87
CENTRO-OESTE (CST)	36	274	240	1809	16	373	56	1786	68
NORTE (NTH)	38	78	53	380	19	103	134	1533	123
NORDESTE (NST)	9	48	277	1	56	279	15	696	41
MATOPIBA (NSTC)	55	100	67	430	100	269	502	904	192

Fonte: LIMA (2017).

A Tabela F.1 mostra o total de aluguéis de terras por região no modelo BREA. Os dados mostram a importância da produção agrícola em cada região, determinada pela formação econômica. Existem quatro setores de produção animal no banco de dados BREA: gado (*cttl*), outros animais vivos (*ola*), suínos (*swin*) e aves (*prty*). Os setores de animais não ruminantes (suínos e aves) não usam a terra diretamente na produção. Eles consomem grãos e são produzidos usando terra em outro lugar do sistema. Além disso, à medida que a intensificação da produção aumenta, esses animais são produzidos em sistemas confinados, que são mais parecidos com um setor manufatureiro do que com um setor de uso da terra. Há uma competição direta por terras entre esses setores e culturas, florestas e produção de ruminantes. No entanto, existe uma concorrência indireta, uma vez que um aumento na produção de aves, por exemplo, aumentará os requisitos de alimentação e, portanto, aumentará a demanda por terras em grãos para alimentação animal. O modelo captura a concorrência indireta por meio da demanda intermediária na produção de não ruminantes.

Para determinar a taxa de ocupação da terra para o outro setor de animais vivos (*ola*), é utilizado uma abordagem semelhante ao modelo GTAP (LEE et al., 2009). O setor *ola* é uma combinação da produção de vários animais (ovelhas, cabras, cavalos, jumentos, mulas, etc.) e não há informações suficientes sobre que tipo de terra, pasto ou grama natural que esses animais são criados. Para reverter esta situação foi utilizado um índice de produtividade do milho como preditor da produtividade da terra na forragem²¹. Para a produção de gado, é utilizado um índice baseado em preços por arroba²², produtividade e áreas de pastagem e capim natural. Os valores totais pagos em aluguel para cada setor são divididos usando esses índices, respectivamente, de acordo com a seguinte fórmula:

$$VRENT_{i,r} = \sum_r \left(\frac{RENT_{i,r}}{ARENT_{i,r}} \cdot AP_{i,r} \right) \cdot shrent_{i,r} \quad (7)$$

$$shrent_{i,r} = \frac{P_{i,r} \cdot YIELD_{i,r} \cdot AP_{i,r}}{\sum_r (P_{i,r} \cdot YIELD_{i,r} \cdot AP_{i,r})}$$

$$i = cttl, ola$$

Onde:

- $AP_{i,r}$ é a área de pasto e grama natural;

²¹ Uma das principais fontes de alimentação desses animais (CABRAL et al., 2019).

²² Arroba - Unidade de medida de peso que representa 15 kg.

- $YIELD_{i,r}$ medida de rendimento da safra i região r

A determinação do aluguel de terras no setor florestal no modelo é construída da seguinte maneira. As áreas de ERL contidos no SNIF (2022) e os valores das áreas florestais auxiliam na determinação da taxa a ser paga por hectare (CAETANO BACHA et al., 2016).

$$VRENT_{i,r} = \frac{RENT_{i,r}}{ARENT_{i,r}} \cdot AF_{i,r} \quad (8)$$

$$i = frst$$

- $AF_{i,r}$ é a soma das florestas no modelo;

Conforme apresentado anteriormente, os dados de cobertura do solo têm mais área para florestas naturais e áreas naturais do que os mostrados no Censo de 2006. Isso acontece, pois o Censo de 2006 apresenta apenas as variáveis relatadas nos estabelecimentos rurais. Os dados de cobertura da terra inseridos no BREA trazem todas as informações em hectares sobre florestas naturais e áreas naturais. Portanto, não há valores de arrendamento para terras que não estejam em uso atualmente.

Visto isso, embora os custos de conversão de florestas gerenciadas para terras cultivadas e pastagens, ou de pastagens para terras cultivadas, sejam capturados pela função de fornecimento de terra, não tem-se as informações sobre o "valor" da terra que não está atualmente em uso ou o custo da conversão. Portanto, um passo importante para representar categorias de terras naturais e sua conversão para outros usos é determinar uma reserva significativa ou um valor de não uso para eles, que aqui podemos entender como "valor" do ERL. Para isso, foram utilizados os dados do *Global Timber Market and Forestry Data Project* (Chen et al. 2017, Costa (2010), Caetano Bacha et al. (2016), Richetti e Ceccon (2020) e Richetti (2021). No qual, foram calculados os valores de conversão do ERL para culturas da soja, e do milho e para a produção de pastagens. Vale ressaltar que a tese está utilizando a medida de expansão do uso de florestas.

O banco de dados da Tabela F.2 pressupõe que o custo do hectare de áreas do ERL deve levar em consideração o valor do estoque de madeira em pé, o bioma que está inserido e a localização e proximidade com infraestrutura para escoamento (BACHA, 2016). Depois da precificação do ERL esses valores são incorporados ao modelo como parte das dotações iniciais das famílias em cada região. As áreas podem ser convertidas para outros usos ou conservadas em seu estado natural. Os valores de reserva da terra natural entram em cada função de bem-

estar do agente representativo regional com uma elasticidade de substituição por outros bens e serviços de consumo (CHEN et al., 2017; GURGEL et al., 2017).

Tabela F.2 - Valores da terra com vegetação nativa por hectare e os custos para conversão em pastagem, milho ou soja (ERL).

Custos de Conversão dos ERLs	REGIÕES BRASILEIRAS											
	SUL				CENTRO-OESTE				NORDESTE			
		SOJA	PASTO	MILHO		SOJA	PASTO	MILHO		SOJA	PASTO	MILHO
FERTILIZANTES	FERTILIZANTES	7,1%	8,3%	4,3%	FERTILIZANTES	10,6%	13,5%	6,9%	FERTILIZANTES	16,2%	24,0%	11,7%
DEFENSIVOS	DEFENSIVOS	4,9%	0,0%	2,4%	DEFENSIVOS	7,3%	0,0%	3,7%	DEFENSIVOS	11,1%	0,0%	6,3%
QUÍMICOS	QUÍMICOS	1,1%	1,2%	1,4%	QUÍMICOS	1,6%	2,0%	2,2%	QUÍMICOS	2,4%	3,6%	3,7%
CAPITAL	CAPITAL	14,8%	7,3%	12,1%	CAPITAL	22,2%	11,9%	19,2%	CAPITAL	33,9%	21,1%	32,5%
TRABALHO	TRABALHO	2,6%	2,1%	2,0%	TRABALHO	3,8%	3,4%	3,2%	TRABALHO	5,8%	6,0%	5,4%
<i>Sementes</i>	TERRA	67,4%	78,6%	75,4%	TERRA	51,3%	65,1%	60,9%	TERRA	25,6%	37,9%	33,8%
<i>Custos administrativos</i>	SERVIÇOS	2,2%	2,5%	2,4%	SERVIÇOS	3,2%	4,1%	3,8%	SERVIÇOS	4,9%	7,3%	6,5%
<i>Manutenção</i>	SUDESTE				NORTE				MATOPIBA			
<i>Depreciação</i>		SOJA	PASTO	MILHO		SOJA	PASTO	MILHO		SOJA	PASTO	MILHO
<i>Custo de oportunidade</i>	FERTILIZANTES	10,7%	13,7%	7,0%	FERTILIZANTES	17,4%	26,7%	12,9%	FERTILIZANTES	12,3%	16,4%	8,3%
<i>Tratores hora/máquina</i>	DEFENSIVOS	7,4%	0,0%	3,8%	DEFENSIVOS	12,0%	0,0%	7,0%	DEFENSIVOS	8,5%	0,0%	4,5%
TRABALHO	QUÍMICOS	1,6%	2,0%	2,2%	QUÍMICOS	2,6%	4,0%	4,0%	QUÍMICOS	1,8%	2,4%	2,6%
SERVIÇOS	CAPITAL	22,4%	12,0%	19,4%	CAPITAL	36,4%	23,5%	35,8%	CAPITAL	25,7%	14,4%	22,9%
<i>Autorização de</i>	TRABALHO	3,9%	3,4%	3,2%	TRABALHO	6,3%	6,7%	6,0%	TRABALHO	4,4%	4,1%	3,8%
<i>Supressão Vegetal (ASV)</i>	TERRA	50,8%	64,7%	60,5%	TERRA	20,1%	30,9%	27,2%	TERRA	43,5%	57,7%	53,3%
	SERVIÇOS	3,3%	4,1%	3,9%	SERVIÇOS	5,3%	8,1%	7,1%	SERVIÇOS	3,7%	5,0%	4,6%

Fonte: Elaboração Própria a partir de Costa (2010), Caetano Bacha et al. (2016), Richetti e Ceccon (2020) e Richetti (2021).

Apêndice G - Elasticidades para a função de oferta de terra no modelo BREA

Tabela G - Elasticidades para a função de oferta de terra.

REGIÕES	σ_{nat}	σ_{ng}	σ_{epas}	σ_{ecrf}	σ_{ecrop}
CENTRO-OESTE (CST)	0.20	0.35	0.50	0.75	1.00
NORDESTE (NST)	0.20	0.35	0.50	0.75	1.00
NORTE (NTH)	0.20	0.35	0.50	0.75	1.00
MATOPIBA (NSTC)	0.20	0.35	0.50	0.75	1.00
SUL (SST)	0.20	0.35	0.50	0.75	1.00
SUDESTE (SSTH)	0.20	0.35	0.50	0.75	1.00

Nota: σ_{nat} : substituição entre; σ_{ng} : substituição entre; σ_{epas} : substituição entre; σ_{ecrf} : substituição entre σ_{ecrop} : substituição entre

Fonte: Adaptado de Lima (2017)