

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS EM GESTÃO E TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ECONOMIA

RICARDO MUNIZ SIMÕES

EFICIÊNCIA AMBIENTAL DA AGRICULTURA E A TRANSIÇÃO FLORESTAL NO  
CERRADO BRASILEIRO

SOROCABA - SP  
2025

Ricardo Muniz Simões

Eficiência ambiental da agricultura e a transição florestal no Cerrado brasileiro

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Economia da Universidade Federal de São Carlos, para obtenção do título de mestre em economia.

Orientador: Prof. Dr. Cassiano Bragagnolo

SOROCABA-SP  
2025

Simões, Ricardo Muniz

Eficiência ambiental da agricultura e a transição florestal no Cerrado brasileiro / Ricardo Muniz Simões --2025. 66f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador (a): Cassiano Bragagnolo

Banca Examinadora: Danilo Rolim Dias de Aguiar,

Humberto Francisco Silva Spolador

Bibliografia

1. Eficiência ambiental da agricultura no Cerrado brasileiro. 2. Transição florestal. 3. Desmatamento. I. Simões, Ricardo Muniz. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -CRB/8 6979

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências em Gestão de Tecnologia  
Programa de Pós-Graduação em Economia

**Folha de aprovação**

Assinatura dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Mestrado do candidato Ricardo Muniz Simões, realizada em 23/01/2025:

---

Prof. Dr. Cassiano Bragagnolo  
Universidade Federal de São Carlos

---

Prof. Dr. Danilo Rolim Dias de Aguiar  
Universidade Federal de São Carlos

---

Prof. Dr. Humberto Francisco Silva Spolador  
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”/USP

## **DEDICATÓRIA**

Dedico a presente dissertação aos meus pais e eternos mestres, Maria Luciana e Haroldo.  
Vocês são minha maior inspiração.

## AGRADECIMENTO

Agradeço primeiramente aos meus pais, Haroldo e Maria Luciana Simões, pelo apoio incondicional durante a escrita desta dissertação, mesmo diante das dificuldades enfrentadas em 2023 e 2024, e por proporcionarem as condições necessárias para a realização do mestrado.

Ao meu orientador, Cassiano Bragagnolo, pela orientação, disponibilidade e incentivo ao longo do desenvolvimento deste trabalho e por me motivar a ingressar no programa de pós-graduação. Sem seu apoio, esta dissertação não seria possível.

Ao professor Humberto Spolador, do programa de pós-graduação em Economia Aplicada da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ/USP), por prontamente aceitar participar das minhas bancas de qualificação e defesa, dedicando tempo e atenção ao trabalho.

Ao professor Danilo Aguiar, do programa de pós-graduação em Economia Aplicada da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), por também aceitar de imediato integrar as bancas de qualificação e defesa, auxiliando no aprimoramento da pesquisa.

Ao Me. Henrique Tateishi, pelo apoio valioso na escrita da dissertação, ajudando a resolver dúvidas teóricas e metodológicas, dedicando tempo em reuniões e oferecendo conselhos fundamentais.

Aos coordenadores do programa de pós-graduação em Economia Aplicada da UFSCar, os professores Gustavo Pereira e Geraldo Edmundo, pelo suporte prestado ao longo do curso.

À secretária do programa, Patrícia de Almeida, pela assistência eficiente em questões administrativas, como prorrogação de prazos e esclarecimento de dúvidas.

À CAPES, pelo financiamento essencial para a realização do mestrado.

À minha namorada, Juliane Bersi, pelo auxílio na elaboração das figuras desta dissertação e pelo suporte emocional constante durante a pesquisa.

Aos meus colegas e camaradas de Itatiba e Sorocaba, por me apoiarem durante toda a elaboração desta dissertação.

E a todos que, de alguma forma, contribuíram para a concretização deste trabalho e por acaso não foram mencionados, meus sinceros agradecimentos!

## RESUMO

O Cerrado, um dos biomas mais ricos em biodiversidade do planeta, desempenha papel crucial tanto na manutenção dos ecossistemas quanto no suporte à agropecuária do país. No entanto, a contínua expansão da fronteira agrícola tem acelerado o desmatamento, convertendo vastas áreas de vegetação nativa em pastagens e lavouras. Se esse processo persistir, os impactos podem ser irreversíveis, comprometendo a sustentabilidade ambiental e os serviços ecossistêmicos essenciais para a própria atividade agrícola. Este estudo analisa a eficiência ambiental (EA) e a eficiência técnica (ET) da agricultura nos municípios do Cerrado brasileiro em 2017, investigando seus principais determinantes em relação à teoria da transição florestal. Para isso, estimou-se uma fronteira de produção estocástica com dados municipais, sendo o desmatamento modelado como um insumo ambientalmente nocivo. Os resultados indicam uma ET média de 85%, enquanto a EA é menor, com 81%. Observou-se ainda uma distribuição heterogênea dos estágios da transição florestal no Cerrado: municípios ao sul encontram-se majoritariamente na transição entre a segunda e a terceira fase, enquanto as regiões central e nordeste permanecem predominantemente nos dois estágios iniciais, indicando que o desmatamento nestas regiões poderá aumentar no futuro. Dentre os determinantes da eficiência analisados, destacam-se o plantio direto e a assistência técnica, pelo seu potencial de redução do desmatamento. Finalmente, os resultados ressaltam a urgência de políticas públicas voltadas à conservação do Cerrado brasileiro, especialmente a expansão de áreas de conservação e proteção ambiental.

**Palavras-chave:** Cerrado. Eficiência Ambiental. Eficiência Técnica. Transição Florestal. Agricultura.

**Classificação JEL:** C21, Q15, Q23, Q56, R14.

## ABSTRACT

The Cerrado, one of the most biodiverse biomes on the planet, plays a crucial role in maintaining ecosystems and supporting Brazil's agriculture. However, the continuous expansion of the agricultural frontier has accelerated deforestation, converting vast areas of native vegetation into pastures and croplands. This study analyzes environmental efficiency (EE) and technical efficiency (TE) in agriculture in municipalities of the Brazilian Cerrado in 2017, investigating their main determinants considering the forest transition theory. To achieve this goal, a stochastic production frontier was estimated using municipal data, with deforestation modeled as an environmentally detrimental input. The results indicate an average TE of 85%, while EE is lower, at 81%. A heterogeneous distribution of forest transition stages in the Cerrado was also observed: municipalities in the south are predominantly in the transition between the second and third phases, while the central and northeastern regions remain mostly in the initial stages, suggesting that deforestation in these areas may increase in the future. Among the efficiency determinants analyzed, no-till farming and technical assistance stand out due to their potential to reduce deforestation. Finally, the results highlight the urgency of public policies focused on conserving the Brazilian Cerrado, particularly the expansion of conservation and environmental protection areas.

**Keywords:** Cerrado. Environmental Efficiency. Technical Efficiency. Forest Transition. Agriculture.

**JEL Classification:** C21, Q15, Q23, Q56, R14.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Limite Geográfico do Cerrado brasileiro.....	16
FIGURA 2 – Fronteira de produção no espaço do produto (Y) e do insumo prejudicial ao meio ambiente (Z).....	23
FIGURA 3 – Relação entre os valores da eficiência técnica (ET) e da eficiência ambiental (EA) e as hipóteses do estudo.....	26
FIGURA 4 – Transição Florestal: trajetória de esgotamento melhoria da cobertura florestal em relação ao tempo.....	28
FIGURA 5 – Fases do processo de transição florestal (Fase I a IV) e a variação da cobertura florestal em cada fase.....	29
FIGURA 6 – Distribuição espacial dos quintis dos valores da eficiência técnica (ET) – esquerda – e mapa de <i>clusters</i> da eficiência técnica (ET) – direita – para o Cerrado.....	40
FIGURA 7 – Distribuição espacial dos quintis dos valores da eficiência ambiental (EA) – esquerda – e mapa de <i>clusters</i> da eficiência ambiental (EA) – direita – para o Cerrado.....	41
FIGURA 8 – Distribuição espacial das hipóteses de uso da terra no Cerrado por municípios.....	42
FIGURA 9 – Relação entre o tamanho médio municipal das propriedades (ha) e a eficiência ambiental (EA) no Cerrado, em 2017.....	48
FIGURA 10 – Relação entre o tamanho médio municipal das propriedades (ha) e a eficiência técnica (ET) no Cerrado, em 2017.....	48

## LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – Trabalhos selecionados que calculam a eficiência ambiental (EA) para diferentes países e setores.....	27
QUADRO 2 – Trabalhos selecionados que utilizam os pressupostos da teoria da transição florestal (TTF).....	32

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Estatísticas descritivas das elasticidades dos insumos do modelo de fronteira de produção estocástica (FPE) <i>translog</i> .....	38
TABELA 2 – Estatísticas descritivas da eficiência técnica (ET) e da eficiência ambiental (EA) do Cerrado.....	39
TABELA 3 – Número de municípios (número de observações) e parcela de participação (%) para as quatro hipóteses no Cerrado.....	41
TABELA 4 – Estimativas dos modelos da segunda etapa para a eficiência técnica (ET) e a eficiência ambiental (EA) do Cerrado.....	45

## LISTA DE SIGLAS

AC – Agricultura Conservacionista

ALB – Amazônia Legal Brasileira

APA – Área de Proteção Ambiental

BCB – Banco Central do Brasil

DEA – Análise Envoltória de Dados (*Data Envelopment Analysis*)

EA – Eficiência Ambiental

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

ET – Eficiência Técnica

FAO – *Food and Agriculture Organization*

FBC – Fundação Brasil Central

FJP – Fundação João Pinheiro

FPE – Fronteira de Produção Estocástica

FBC – Fundação Brasil Central

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IDH – Índice de Desenvolvimento Humano

IDHM – Índice de Desenvolvimento Humano Municipal

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada

II PND – Segundo Plano Nacional de Desenvolvimento

LISA – Indicador Local de Autocorrelação Espacial (*Local Indicator of Spatial Autocorrelation*)

LM – Multiplicador de Lagrange (*Lagrange Multiplier*)

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE

MQO – Mínimos Quadrados Ordinários

PIB – Produto Interno Bruto

PNUD – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento

POLOCENTRO – Programa de Desenvolvimento dos Cerrados

PRODECER – Programa de Cooperação Nipo-Brasileiro para o Desenvolvimento Agrícola dos Cerrados

PRODES – Projeto de Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite

SUDECO – Superintendência do Desenvolvimento do Centro-Oeste

TTF – Teoria da Transição Florestal

UNCTAD – *United Nations Conference on Trade and Development*

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	14
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	16
2.1 CARACTERÍSTICAS GERAIS DO CERRADO.....	16
2.2 HISTÓRICO DE OCUPAÇÃO DO CERRADO.....	17
2.3 USO DA TERRA NO CERRADO.....	20
<b>3 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	22
3.1 EFICIÊNCIA AMBIENTAL.....	22
3.2 TEORIA DA TRANSIÇÃO FLORESTAL.....	27
<b>4 METODOLOGIA</b> .....	33
4.1 MODELO ECONOMÉTRICO E ABORDAGEM EMPÍRICA.....	33
<b>4.1.1 Primeira Etapa: Fronteira de produção estocástica</b> .....	33
<b>4.1.2 Segunda Etapa: Fatores que influenciam as eficiências</b> .....	35
4.2 BASE DE DADOS.....	35
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	38
5.1 PRIMEIRA ETAPA: FRONTEIRA DE PRODUÇÃO ESTOCÁSTICA, EFICIÊNCIAS E <i>CLUSTERS</i> .....	38
<b>5.1.1 Discussão: Hipóteses e a transição florestal no Cerrado</b> .....	42
5.2 SEGUNDA ETAPA: REGRESSÕES DAS EFICIÊNCIAS.....	44
<b>5.2.1 Discussão: Fatores que influenciam as eficiências técnicas e ambientais no Cerrado</b> .....	46
<b>6 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	51
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	55
<b>APÊNDICE A – Estimativas das fronteiras de produção estocásticas <i>translog</i> e Cobb-Douglas, e <i>Likelihood-ratio test</i></b> .....	65
<b>APÊNDICE B – Eficiências técnicas Battese e Coelli (1988) e Jondrow <i>et al.</i> (1982)</b> .....	66
<b>APÊNDICE C – Estatísticas descritivas das variáveis utilizadas nos cálculos</b> .....	66

## 1 INTRODUÇÃO

O Cerrado é considerado um dos *hotspots* da biodiversidade mundial, caracterizado por alto endemismo e sob forte ameaça de perdas ambientais irreparáveis (MYERS *et al.*, 2000). Estima-se que o bioma possui no mínimo 320 mil espécies de animais, vegetais e micro-organismos (MENDONÇA *et al.*, 2008), além de abrigar mais de 4.800 espécies de plantas e vertebrados que não são encontradas em nenhum outro local do planeta (STRASSBURG *et al.*, 2017).

Apesar de sua importância ambiental, o Cerrado apresenta algumas das maiores taxas anuais de conversão florestal em outras atividades (desmatamento) dentre todos os biomas brasileiros (INPE, 2024), esgotando progressivamente seus recursos naturais (MAJA; AYANO, 2021; DOS SANTOS *et al.*, 2010). Até 2018, o Cerrado havia perdido 90 milhões de hectares de florestas, o que representa aproximadamente 45% de sua cobertura de vegetação original (DE MARCO JR *et al.*, 2023). Caso as altas taxas de desmatamento permaneçam no futuro, cerca de 31 a 34% do bioma remanescente provavelmente será desmatado até 2050, alterando o funcionamento dos ecossistemas e sua capacidade de fornecer serviços às comunidades locais e regionais (STRASSBURG *et al.*, 2017).

A conversão florestal no Cerrado está diretamente ligada à expansão da fronteira agrícola para produção de carne e grãos, em que a vegetação nativa é substituída por pastagens e lavouras (TRIGUEIRO; NABOUT; TESSAROLO, 2020; DOS SANTOS *et al.*, 2010; DOS SANTOS; JÚNIOR; FERREIRA, 2011; MMA, 2015). Embora a sociedade brasileira demonstre crescente preocupação com a preservação ambiental (SAATH; FACHINELLI, 2018), os estudos econômicos sobre as atividades agropecuárias do Cerrado predominantemente focam na análise da eficiência técnica (ET) – a razão entre a produção observada e a produção máxima alcançável – enquanto a eficiência ambiental (EA) – a razão entre o uso mínimo viável de desmatamento na produção e o uso observado – permanece pouco explorada.

A presente dissertação tem como objetivo analisar a EA e a ET da agricultura no Cerrado brasileiro. Mais especificamente, pretende-se explorar a interdependência entre a conversão da vegetação nativa e o uso econômico da terra (lavouras e pastagens) no Cerrado. Para tanto, pretende-se utilizar os dados do Censo Agropecuário de 2017, publicados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Além disso, pretende-se analisar as causas e implicações dessa interdependência com base na teoria da transição florestal (TTF), uma teoria

que relaciona positivamente o desenvolvimento econômico e a qualidade ambiental com o objetivo de compreender as causas e mecanismos deste fenômeno. A contribuição da dissertação para a literatura econômica em torno da EA e TTF não será metodológica, e sim no seu recorte geográfico, sendo um dos primeiros estudos voltado exclusivamente para o Cerrado brasileiro.

Para atingir os objetivos propostos, será realizado um procedimento de regressão em duas etapas. A primeira etapa consiste na estimação da Fronteira de Produção Estocástica (FPE) e dos estimadores de EA e ET, conforme o modelo de Tateishi, Bragagnolo e De Almeida (2021) e Reinhard, Lovell e Thijssen (1999). Na segunda etapa será realizada uma análise dos principais fatores que influenciam os resultados obtidos na primeira, por meio de um modelo de econometria espacial (ANSELIN, 1990). Esta abordagem foi escolhida porque permite a distinção entre a EA e a ET, cuja análise combinada pode ser associada aos quatro diferentes estágios da TTF.

Este estudo está dividido em seis partes, sendo a primeira esta breve introdução. A segunda seção apresenta uma revisão bibliográfica sobre o Cerrado, seu histórico de ocupação e uso da terra, contextualizando e expondo suas principais características. A terceira seção aborda o referencial teórico, aprofundando a discussão em torno da EA e a TTF, que são utilizados ao longo da dissertação. A quarta seção apresenta a metodologia do estudo, sendo dividida entre a construção do modelo empírico e a definição da base de dados. A quinta seção apresenta os resultados obtidos pela regressão de duas etapas, bem como uma discussão dos resultados. Finalmente, a sexta seção traz as considerações finais acerca do tema.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 CARACTERÍSTICAS GERAIS DO CERRADO

O Cerrado é um dos seis biomas brasileiros<sup>1</sup>. Com uma extensão territorial de cerca de 2 milhões de km<sup>2</sup>, o Cerrado ocupa aproximadamente 24% do território do Brasil, sendo o segundo maior bioma da América Latina, atrás apenas da Amazônia (CALDEIRA; PARRÉ, 2020; AQUINO *et al.*, 2008 *apud* BRASIL, 1995). Localizado na porção central do Brasil, o Cerrado abrange 12 estados e o Distrito Federal, sendo eles: Bahia, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Pará, Paraná, Piauí, Rondônia, São Paulo e Tocantins (INPE, 2024). Ademais, o Cerrado faz fronteira com outros quatro biomas brasileiros: a Mata Atlântica, a Floresta Amazônica, a Caatinga e o Pantanal. A Figura 1 mostra o limite geográfico do Cerrado brasileiro, representado pela área laranja.

**Figura 1.** Limite Geográfico do Cerrado brasileiro



Fonte: Elaborado pelo autor com base em INPE (2024).

<sup>1</sup> Os biomas brasileiros incluem o Cerrado, a Amazônia, a Mata Atlântica, o Pantanal, o Pampa e a Caatinga (MMA, 2024).

A vegetação encontrada na região do Cerrado pode ser dividida em três tipos: (i) florestais, com predominância de espécies arbóreas; (ii) savânicas, composta por áreas com árvores e arbustos espalhados sobre um estrato gramíneo; e (iii) campestres, com áreas com predomínio de espécies herbáceas e algumas arbustivas, sem ocorrência de árvores na paisagem (AQUINO *et al.*, 2008).

Em relação aos solos, os latossolos cobrem aproximadamente 46% da área do Cerrado, sendo predominantes no bioma e apresentando restrições de fertilidade devido às características de baixa fertilidade e alta acidez (REATTO; CORREIA; SPERA, 1998).

No tocante a biodiversidade, o Cerrado é reconhecido como a savana mais rica do mundo (VIANI *et al.*, 2022), tendo uma quantidade de espécies superior a 320 mil (MENDONÇA *et al.*, 2008). Dessas, cerca de 12 mil são plantas, das quais cerca de 70% encontram-se no estrato rasteiro do bioma. Estima-se que o Cerrado possua 212 espécies de mamíferos, 837 de aves e 1.200 de peixes (WALTER, 2006; AGUIAR, 2004), e no caso dos répteis, são identificadas 10 espécies de tartarugas, 5 de jacarés e 107 de cobras (COLLI; BASTOS; ARAÚJO, 2002).

Além de sua importância quanto à biodiversidade, o Cerrado é vital para a segurança hídrica no Brasil, contribuindo com 43% da água superficial fora da bacia amazônica (STRASSBURG *et al.*, 2017) e dispondo das nascentes das três maiores bacias hidrográficas da América do Sul: Amazônica/Tocantins, São Francisco e Prata (MMA, 2024).

## 2.2 HISTÓRICO DE OCUPAÇÃO DO CERRADO

Embora o Cerrado seja ocupado por populações humanas há cerca de 13.000 anos (GANEM; DRUMMOND; FRANCO, 2008; BARBOSA, 2016), a introdução de atividades econômicas nas regiões centrais e ao norte do bioma, com práticas intensivas e extensivas, é um fenômeno recente (MMA, 2015). Diferentemente do Sul-Sudeste do Cerrado, cuja ocupação ocorreu de forma mais precoce, a ocupação do Centro-Oeste e Nordeste – que concentram a maior parte do território do bioma – foi consolidada a partir das políticas desenvolvimentistas do governo brasileiro iniciadas na década de 1930 e da modernização agropecuária a partir da década de 1970 (CASTILHO; CHAVEIRO, 2010; MOYSÉS; DA SILVA, 2008; SILVA, 2000). Esse processo resultou na intensificação da conversão da vegetação nativa do Centro-Oeste e Nordeste do Cerrado para áreas de produção de *commodities* agrícolas (VILELA; SOARES; WAGNER, 2020; PESSÔA, 2020; MMA, 2015).

As primeiras políticas públicas voltadas para a ocupação do Cerrado ocorreram a partir da Revolução de 1930, sob a presidência de Getúlio Vargas (VILELA; SOARES; WAGNER, 2020). Esse período, denominado Nacionalismo, promoveu a integração e o mapeamento do território brasileiro (DE FREITAS; CHAVEIRO, 2011). Entre as principais iniciativas, destacam-se a criação do Instituto Nacional de Estatística, em 1935, posteriormente renomeado IBGE (BRASIL, 1934; DE FREITAS; CHAVEIRO, 2011), e a Fundação Brasil Central (FBC), em 1943, que conduziu projetos de penetração territorial e assentamento, incluindo a “Marcha para o Oeste” (GANEM; DRUMMOND; FRANCO, 2008; MENDES; FERREIRA, 2012).

Nos anos 1950, a construção de Brasília impulsionou o desenvolvimento do Centro-Oeste e fomentou a ocupação do Cerrado (CONTINI *et al.*, 2020; VILELA; SOARES; WAGNER, 2020). A transferência da capital federal para o interior viabilizou uma infraestrutura logística essencial, principalmente por meio de estradas que conectaram Brasília ao Sudeste (CONTINI *et al.*, 2020; VILELA; SOARES; WAGNER, 2020). Com a consolidação de Brasília em 1960, a região recebeu órgãos e instituições para o desenvolvimento agrícola, incluindo o Ministério da Agricultura, bancos de fomento e representações de classe para apoiar agricultores, além de organizações voltadas à assistência rural e à pesquisa (CONTINI *et al.*, 2020).

A década de 1960 trouxe mudanças com a instituição do governo militar, que, na busca de promover o desenvolvimento do País, intensificou a intervenção estatal no setor agrário (DE FREITAS; CHAVEIRO, 2011; MENGEL, 2015; VILELA; SOARES; WAGNER, 2020). Nesse contexto, destacam-se a criação do Sistema Nacional de Crédito Rural, em 1965, que financiava custeios e a comercialização da produção agropecuária (BRASIL, 1965, 1966), e da Superintendência do Desenvolvimento do Centro-Oeste (SUDECO), em 1967, que fomentou a integração rodoviária e o desenvolvimento da região, mesmo sem incentivos fiscais específicos (BRASIL, 1967).

A partir dos anos 1970, com a criação do Segundo Plano Nacional de Desenvolvimento (II PND), o governo iniciou um processo de modernização agrícola no Cerrado, transformando-o em área prioritária para expansão da fronteira agrícola e, conseqüentemente, consolidando sua ocupação (MMA, 2015; MENDES; FERREIRA, 2012). Com este plano, o Estado buscava exercer controle técnico e político da ocupação do território brasileiro, direcionando setores econômicos conforme a “vocação natural” de cada região do País. Neste contexto, o Centro-Oeste foi escolhido para o desenvolvimento da atividade agropecuária, visando atender as demandas dos mercados interno e externo (MMA, 2015).

Uma das principais medidas que possibilitou a modernização agrícola no Cerrado foi a criação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), em 1973, que promoveu o desenvolvimento de pesquisas e tecnologias agrícolas específicas para as características do Cerrado (VILELA; SOARES; WAGNER, 2020). Até a década de 1970, o Cerrado não era significativo para a agropecuária nacional e as terras se destinavam basicamente à criação extensiva de gado devido à baixa fertilidade química e alta acidez dos solos (CALDEIRA; PARRÉ, 2020; CONTINI *et al.*, 2020). As pesquisas da EMBRAPA, sobretudo da EMBRAPA Cerrados, puseram fim a este paradigma, possibilitando a introdução, a domesticação e a tropicalização de espécies, demonstrando a viabilidade da intensificação e da diversificação da produção agrícola da região (VILELA; SOARES; WAGNER, 2020).

Ainda na década de 1970, o governo promoveu incentivos para a ocupação do Cerrado, como a disponibilidade de terras baratas e mecanizáveis que apresentavam novas oportunidades em contraste com o esgotamento das fronteiras agrícolas no Sul (Rio Grande do Sul e oeste do Paraná) e no Sudeste (CONTINI *et al.*, 2020). Dentre os programas implementados no período, dois merecem destaque: o Programa de Desenvolvimento dos Cerrados – POLOCENTRO – e o Programa de Cooperação Nipo-Brasileiro para o Desenvolvimento Agrícola dos Cerrados – PRODECER (CONTINI *et al.*, 2020; VILELA; SOARES; WAGNER, 2020).

O POLOCENTRO, criado em 1975, buscava promover a expansão da fronteira agrícola do Cerrado, com foco no Centro-Oeste e no oeste de Minas Gerais, tendo como principal instrumento o crédito rural com subsídios financeiros (CONTINI *et al.*, 2020). Com esse programa, recursos foram destinados ao uso intensivo de terras previamente ocupadas por pecuária extensiva, beneficiando especialmente médios e grandes produtores (BITTAR, 2011; MENDES; FERREIRA, 2012). O programa resultou na expansão significativa da fronteira agrícola e na consolidação da agricultura capitalista no Centro-Oeste (MENDES; FERREIRA, 2012).

Já o PRODECER, criado em 1979, focou na expansão agrícola do Cerrado por meio de novos padrões produtivos, uso de novas cultivares e fortalecimento do agronegócio, com recursos do Brasil e do Japão (INOCENCIO; CALAÇA, 2010; AGÊNCIA INTERNACIONAL DE COOPERAÇÃO DO JAPÃO, 2018). O programa foi dividido em três fases: PRODECER I, nas áreas de Minas Gerais; PRODECER II, implementado em 1987 nos estados de Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Bahia; e PRODECER III, iniciado em 1990, que incluiu Maranhão e Tocantins (BITTAR, 2011; MENDES; FERREIRA, 2012). Tanto o PRODECER quanto o POLOCENTRO foram fundamentais na migração de agricultores das

regiões Sul e Sudeste para o Cerrado, impulsionando a ocupação agrícola da região (CONTINI *et al.*, 2020; VILELA; SOARES; WAGNER, 2020).

Como consequência da modernização agrícola iniciada na década de 1970, do ponto de vista econômico, o Cerrado se tornou uma região essencial para a produção agropecuária no Brasil, consolidando o País como um dos principais produtores globais de grãos, fibras, biocombustíveis e carne bovina (MUELLER; MARTHA JÚNIOR, 2008). Do ponto de vista ambiental, a modernização resultou em transformações na cobertura de vegetação nativa e no uso da terra na região (MMA, 2015).

### 2.3 USO DA TERRA NO CERRADO

A ocupação do Cerrado tem aumentado a complexidade do mosaico de paisagens dessa região biogeográfica, devido à diversidade de usos da terra e à sua dinâmica. As atividades humanas passaram a ocupar uma grande parte de sua área total, com destaque para os usos agropecuários, que se tornaram os mais significativos. Os avanços da área plantada, principalmente com grãos e cana-de-açúcar, juntamente com as pastagens, são considerados os principais determinantes da conversão da vegetação nativa no Cerrado (MMA, 2015; SCARAMUZZA *et al.*, 2017).

Segundo o mapeamento do uso de terra e cobertura de terra no Cerrado realizado por Scaramuzza *et al.* (2017), referente ao ano de 2013, aproximadamente 43,4% do Cerrado é composto por áreas antropizadas, ou seja, cobertas com culturas agrícolas, pastagens plantadas, silvicultura, áreas urbanas, áreas de mineração, mosaico de ocupações e solo exposto. Isso representou um aumento de 4,5% em relação aos 38,9% observados em 2002 (SANO *et al.*, 2008).

As classes de uso de terra mais expressivas do Cerrado, conforme Scaramuzza *et al.* (2017), são as pastagens plantadas, com aproximadamente 60 milhões de hectares (29,5% da área total do bioma), as agriculturas anuais, com aproximadamente 17,4 milhões de hectares (8,5% da área do bioma), e as agriculturas perenes, com aproximadamente 6,4 milhões de hectares (3,2% da área total do bioma). As principais culturas agrícolas encontradas no bioma são as culturas anuais de sequeiro (soja, milho e algodão), as culturas perenes (café e Citrus), e as semiperenes (cana-de-açúcar).

Em relação ao uso da terra nos estados do Cerrado, os dados de Scaramuzza *et al.* (2017) mostram que na maioria dos estados, as áreas com cobertura natural representam mais de 40%

do total, exceto em São Paulo (16,9%), Paraná (37,7%) e Mato Grosso do Sul (31,4%). A classe de pastagem plantada ocupa maior área proporcional nos estados de Mato Grosso do Sul (56,4%), Goiás (42,4%) e Minas Gerais (35,6%). Já a agricultura anual ocupa grande parte do Cerrado no Paraná (23,9%), Mato Grosso (15,8%) e Bahia (14,5%).

Uma região do Cerrado que merece destaque nesse contexto é o Matopiba, localizado nas divisas dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia (BELCHIOR; ALCANTARA; BARBOSA, 2020). Considerado a mais nova fronteira agrícola brasileira, cerca de 40% da produção total de soja do Matopiba ocorreu em áreas antes ocupadas por vegetação nativa, entre 2007 e 2013 (GIBBS *et al.*, 2015). Ao comparar os dados de Sano *et al.* (2008) com os de Scaramuzza *et al.* (2017), observa-se uma redução nos índices de preservação da vegetação nativa em todos os estados do Matopiba entre 2002 e 2013. No Maranhão, essa taxa caiu de 89% para 71%; no Tocantins, de 79% para 72%; no Piauí, de 92% para 83%; e na Bahia, de 74% para 67%.

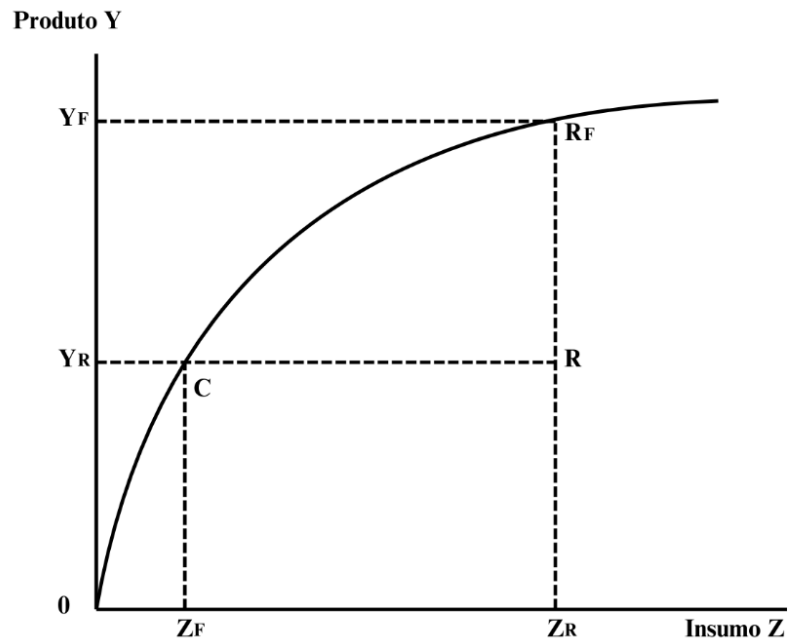
### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

No presente estudo, pretende-se avaliar analisar a eficiência ambiental (EA) e a eficiência técnica (ET) da agricultura no Cerrado brasileiro, bem como analisar as causas e as implicações da interdependência entre a conversão de terras e o uso econômico da terra a partir da teoria da transição florestal (TTF). O modelo empregado segue a lógica proposta por Tateishi, Bragagnolo e De Almeida (2021), que combina os índices de EA e ET de Reinhard, Lovell e Thijssen (1999, 2000) aos estágios da TTF proposta por Angelsen (2007). A seguir, são apresentadas as teorias sobre a EA e a TTF, buscando detalhar o referencial teórico utilizado no estudo.

#### 3.1 EFICIÊNCIA AMBIENTAL

Em seu trabalho pioneiro, Reinhard, Lovell e Thijssen (1999) propuseram estimar a EA e a ET a partir de uma base de dados em painel de fazendas leiteiras da Holanda, buscando averiguar sua variação ao longo do tempo e se havia compatibilidade entre os resultados obtidos. Para atingir este objetivo, os autores definiram a EA como a razão entre o uso mínimo viável ( $Z_F$ ) e o uso observado ( $Z_R$ ) de um insumo prejudicial ao meio ambiente (*detrimental input*). O insumo considerado pelos autores foi o excedente de nitrogênio liberado na atmosfera, condicionada aos níveis observados de produto máximo alcançável e dos demais insumos convencionais empregados (*conventional inputs*). Esta medida foi obtida através da estimação de uma Fronteira de Produção Estocástica (FPE) *translog*, que também serviu para estimar a ET produto-orientada, equivalente à razão do produto observado ( $Y_R$ ) e o produto máximo viável ( $Y_F$ ). A FPE é representada pela Figura 2, sendo  $Z$  representativo dos insumos prejudiciais ao meio ambiente e  $Y$  do produto. Os resultados apontaram que a ET média foi elevada, de 0,89 (89%), enquanto a EA média foi menor, de 0,44 (44%). Além disso, os autores destacam que as fazendas leiteiras intensivas apresentaram resultados técnica e ambientalmente mais eficientes do que as fazendas extensivas (REINHARD; LOVELL; THIJSSSEN, 1999).

**Figura 2.** Fronteira de produção no espaço do produto (Y) e do insumo prejudicial ao meio ambiente (Z)



Fonte: Elaborado pelo autor com base em Reinhard, Lovell e Thijssen (1999).

Diferentemente de Reinhard, Lovell e Thijssen (1999), os estudos econômicos anteriores sobre a EA incorporavam os efeitos ambientais quantificáveis no vetor dos produtos (*outputs*), na forma de produtos ambientalmente indesejáveis (*undesirable outputs*) e por meios de métodos não estocásticos. Dentre estes, destacam-se Pittman (1981), que desenvolveu um índice ajustado de produtividade de Törnqvist que tratava os impactos ambientais como produtos indesejáveis cuja descartabilidade é custosa, para analisar o processo de conversão da celulose em papel em uma amostra de trinta moinhos de Michigan e Wisconsin em 1976, e Färe *et al.* (1989), que desenvolveram uma “medida aprimorada de eficiência produtiva hiperbólica” utilizando um modelo de Análise Envoltória de dados (DEA, na sigla em inglês), aplicando suas técnicas aos dados de Pittman (1981).

O estudo de Reinhard, Lovell e Thijssen (1999), portanto, se diferenciou dos estudos sobre a EA realizados anteriormente por sua estratégia de incorporação dos impactos ambientais no modelo, consistindo, basicamente, em uma medida de ET insumo-orientada que foca em um único insumo ambientalmente prejudicial. Ademais, o modelo possibilitou a distinção, mas não a separação, entre ET e EA, que não era possível nos modelos anteriores.

Posteriormente, o modelo de cálculo da EA foi expandido, mas ainda incorporando os impactos ambientais negativos como *detrimental inputs*. Em Reinhard, Lovell e Thijssen

(2000), ao invés de utilizar apenas um único insumo prejudicial em sua análise, os autores calcularam o índice de EA a partir de três insumos: o excedente de nitrogênio, o excedente de fósforo e o uso total (direto e indireto) de energia. Assim, os autores definiram a EA como a relação entre o uso mínimo viável e o uso observado de múltiplos insumos prejudiciais ao meio ambiente, condicionado aos níveis observados de produto e aos insumos convencionais. Para atingir esse objetivo, os autores utilizaram um banco de dados em painel de fazendas produtoras de leite holandesas, comparando dois métodos para o cálculo da eficiência: a FPE e a Análise Envoltória de dados (DEA).

Ademais, Reinhard, Lovell e Thijssen (2002) desenvolveram e implementaram uma metodologia para analisar as fontes de variação na EA entre os fazendeiros produtores de leite da Holanda através de um modelo de duas etapas. Na primeira etapa, utilizou-se a FPE para estimar tanto a ET quanto a EA. Na segunda etapa, utilizou-se o resultado do modelo anterior para regressar os escores estimados de EA contra uma variedade de variáveis de tecnologia, ambiente físico e gerenciamento. Desta forma, os autores puderam estimar o impacto de cada variável explicativa na EA, e derivar as estimativas condicionais de EA a partir de um componente de erro unidirecional.

O modelo de Reinhard, Lovell e Thijssen (1999) foi utilizado por uma série de trabalhos que procuravam calcular a EA e ET de diferentes produções agropecuárias. Dentre eles, Zhang e Xue (2005) estimaram EA e ET da produção de vegetais na China, utilizando uma FPE *translog*. Pesticidas e fertilizantes químicos foram modelados como insumos prejudiciais ao meio ambiente. Os resultados estimados indicam uma EA média de 69,7% para o uso de pesticidas, sugerindo grande potencial para reduzir o uso de pesticidas na produção de vegetais na China. Além disso, foram estimadas elasticidades de substituição e de produção para auxiliar os agricultores a readequarem os recursos de insumos e melhorar a eficiência (ZHANG; XUE, 2005).

Bai, Salim e Bloch (2019) propuseram analisar a EA da produção de maçãs na China, utilizando dados em painel de 22 principais províncias, durante o período de 1992 a 2014. Para isso, foram considerados dois insumos ambientalmente prejudiciais: pesticidas e fertilizantes químicos. Os autores concluíram que a EA para o uso de pesticidas tem uma média de 34%, valor inferior à EA para os dois insumos ambientalmente prejudiciais, que é de 78%. Além disso, todas as pontuações de eficiência apresentam uma tendência de queda ao longo do tempo.

Abdulai e Abdulai (2016) exploram o impacto da agricultura conservacionista (AC) na EA de produtores de milho na Zâmbia, com ênfase no uso de fertilizantes de nitrogênio,

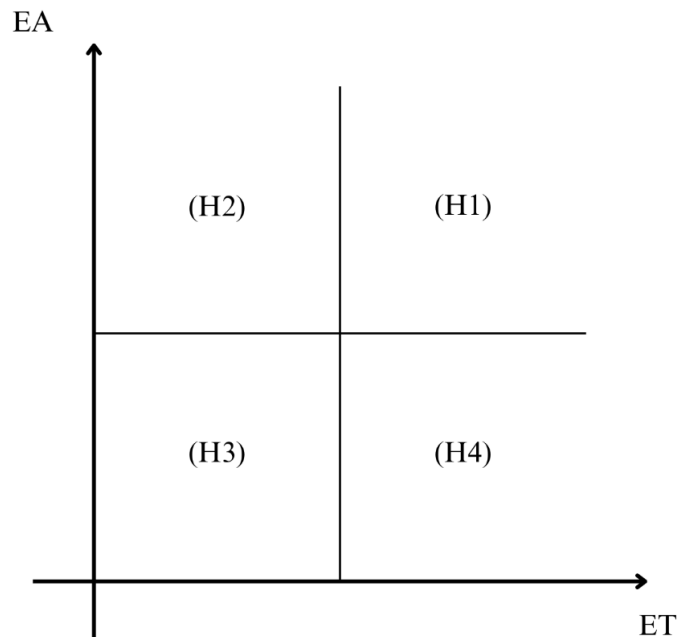
comparando produtores que adotam a AC e aqueles que fazem uso de tecnologias agrícolas convencionais. Para atingir o objetivo proposto, os autores aplicaram a estratégia de estimação de EA insumo-orientada de Reinhard, Lovell e Thijssen (2002) a um modelo de metafronteira corrigida, a fim de lidar com possíveis vieses de seleção e heterogeneidade tecnológica. Os resultados sugerem que os agricultores que praticam a AC são ambientalmente e tecnicamente mais eficientes do que aqueles que utilizam métodos convencionais. Ademais, conclui-se que a EA é significativamente influenciada pelo acesso a crédito, experiência na agricultura, anos de escolaridade do chefe de família, posse de terra e distância aos mercados.

No Brasil, Campos (2011) e Silva e Bragagnolo (2018) estimaram a ET e a EA das unidades produtoras de leite de Minas Gerais nos anos de 2005 e 2015, respectivamente. Para atingir este objetivo, os autores modelaram as emissões de nitrogênio (CAMPOS, 2011) e de metano (SILVA; BRAGAGNOLO, 2018) provenientes da produção leiteira como insumos ambientalmente prejudiciais. Campos (2011) demonstrou que a diminuição na emissão de nitrogênio resulta em um aumento nos custos de produção, uma vez que, para alcançar essa meta, seria necessário substituir os insumos por outros de maior custo. Já Silva e Bragagnolo (2018) obtiveram uma ET média de 89% e uma EA média de 73%, verificando, através da correlação de Spearman, uma relação positiva entre ET e EA.

Finalmente, Tateishi, Bragagnolo e De Almeida (2021) desenvolveram uma pesquisa similar àquela que se pretende desenvolver neste trabalho. Os autores aplicaram o modelo de Reinhard, Lovell e Thijssen (1999) para analisar a interdependência entre a conversão de terras florestais e o uso econômico do solo na Amazônia Legal Brasileira (ALB) em 2006 e 2017. Para isso, a área desmatada do bioma foi modelada como um insumo ambientalmente prejudicial. Os resultados apontaram uma ET média de cerca de 96% e uma EA média de aproximadamente 54%, apontando ainda que uma intensificação no desmatamento é esperada no futuro, especialmente no interior da ALB.

Ademais, a análise da combinação entre os diferentes índices permitiu aos autores a elaboração de quatro hipóteses que possibilitaram avaliar os determinantes diretos do desmatamento na Amazônia, bem como a associação dos municípios analisados aos diferentes estágios da TTF. As hipóteses propostas pelos autores são apresentadas na Figura 3.

**Figura 3.** Relação entre os valores da eficiência técnica (ET) e da eficiência ambiental (EA) e as hipóteses do estudo



Fonte: Elaborado pelo autor com base em Tateishi, Bragagnolo e De Almeida (2021).

As quatro hipóteses de Tateishi, Bragagnolo e De Almeida (2021) são: (H1), onde o produtor opta por empregar uma menor quantidade de insumos na produção, incluindo terras desmatadas; (H2), onde há o aumento da quantidade de insumos na produção, excluindo terras desmatadas; (H3), com aumento da quantidade de insumos na produção, incluindo terras desmatadas; e (H4), com uso da menor quantidade de insumos na produção, excluindo terras desmatadas. Assim, nota-se que os autores associam menores quantidades de insumos na produção com os índices de ET superiores à média, enquanto maiores taxas de desmatamento são representativas de índices de EA abaixo da média (Figura 3).

Apesar de ser comum na literatura, o tratamento de efeitos ambientais adversos como insumos têm sido criticado por autores como Zaim e Taskin (2000), Hailu e Veeman (2001), Lee, Park e Kim (2002), Färe *et al.* (2005) e Cuesta, Lovell e Zofío (2009). Portanto, embora a metodologia desta pesquisa siga o modelo teórico de Reinhard, Lovell e Thijssen (1999) e seja recorrente na literatura, o tratamento do desmatamento como um insumo ambientalmente prejudicial ao invés de, por exemplo, um produto indesejado (*bad output*) pode ser considerado uma limitação.

**Quadro 1.** Trabalhos selecionados que calculam a eficiência ambiental (EA) para diferentes países e setores

<b>Autores</b>	<b>Setor</b>	<b>Local</b>	<b>Período</b>	<b>Método</b>	<b>Fonte de dados</b>
Pittman (1981)	Industrial	Michigan e Wisconsin (EUA)	1976	FPE com Função Translog e Índice de Törnqvist	Dados referentes a 30 fábricas de papel reunidos pelo autor
Färe <i>et al.</i> (1989)	Industrial	Michigan e Wisconsin (EUA)	1976	DEA	Pittman (1981)
Reinhard, Lovell e Thijssen (1999)	Agrícola	Holanda	1991-1994	FPE com Função Translog	<i>Dutch Farm Accountancy Data Network</i>
Reinhard, Lovell e Thijssen (2000)	Agrícola	Holanda	1991-1994	FPE com Função Translog e DEA	<i>Dutch Farm Accountancy Data Network</i>
Reinhard, Lovell e Thijssen (2002)	Agrícola	Holanda	1991-1994	FPE com Função Translog	<i>Dutch Farm Accountancy Data Network</i>
Zhang e Xue (2005)	Agrícola	20 províncias da China	2003	FPE com Função Translog	Dados em Seção Cruzada referentes as 20 províncias chinesas
Campos (2011)	Agrícola	Minas Gerais (Brasil)	2005	DEA	Federação da Agricultura e Pecuária do Estado de Minas Gerais
Abdulai e Abdulai (2016)	Agrícola	Zâmbia	2013	FPE com Função Translog	Pesquisa com produtores agrícolas da Zâmbia, realizada em 2013
Silva e Bragagnolo (2018)	Agrícola	Minas Gerais (Brasil)	2015	FPE com Função Translog	Educampo
Bai, Salim e Bloch (2019)	Agrícola	22 províncias da China	1992-2014	FPE com Função Translog	<i>China Rural Statistical Yearbook</i> e <i>China Statistical Yearbook</i>
Tateishi, Bragagnolo e De Almeida (2021)	Agrícola	Amazônia Legal Brasileira	2006-2017	FPE com Função Translog	Censo Agropecuário e PRODES

Fonte: elaborado pelo autor.

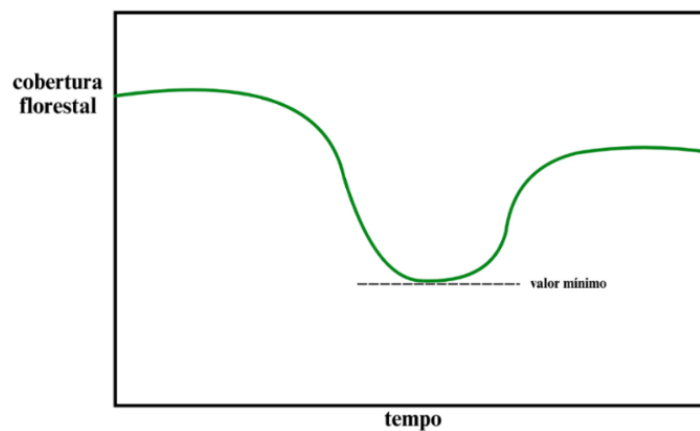
### 3.2 TEORIA DA TRANSIÇÃO FLORESTAL

A TTF é uma teoria que relaciona positivamente o desenvolvimento econômico e a qualidade ambiental, tendo como objetivo compreender as causas e mecanismos deste fenômeno. Segundo os pressupostos da TTF, conforme uma determinada economia cresce e a degradação ambiental atinge seu valor máximo, a qualidade ambiental melhora em resposta à preocupação com o meio ambiente e aos esforços para proteção ambiental (MATHER, 1992; FARINACI; FERREIRA; BATISTELLA, 2013).

Inicialmente proposto por Mather (1992), o conceito da transição florestal se refere à

mudança nas características de uso da terra que abrange um período de constante redução da cobertura florestal, seguido de um período em que predomina a expansão de florestas (Figura 4). O autor usa como base as trajetórias históricas de desmatamento e reflorestamento de uma série de países desenvolvidos, como Grã-Bretanha, EUA, França, Japão, Holanda, Dinamarca e Nova Zelândia, destacando que, apesar de diferenças quanto ao tempo e a forma, a transição florestal foi observada em todos os países.

**Figura 4.** Transição Florestal: trajetória de esgotamento-melhoria da cobertura florestal em relação ao tempo



Fonte: Elaborado pelo autor com base em Mather (1992).

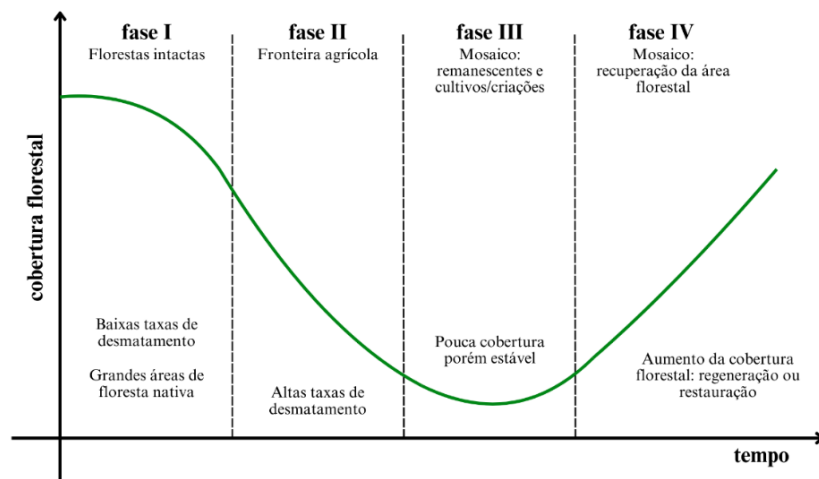
Ao longo dos anos, a TTF ganhou destaque como uma maneira útil de resumir a dinâmica relação entre florestas e sociedades ao longo da história, sendo amplamente utilizada pela literatura econômica ao redor do globo (RUDEL; SCHNEIDER; URIARTE, 2010). Autores como Rudel *et al.* (2005) e Lambin e Meyfroidt (2010) expandiram a literatura da TTF analisando os diferentes mecanismos que possibilitam a ocorrência da transição florestal historicamente entre os países, delimitando possíveis vias que a transição poderia ocorrer. Para Rudel *et al.* (2005), a transição florestal pode ocorrer através de duas vias: (i) a via do desenvolvimento econômico, onde a transição florestal ocorre como consequência do crescimento da renda, citando como exemplo os países europeus; e (ii) a via da escassez florestal, onde a transição florestal ocorre devido ao aumento dos preços de produtos florestais, com a diminuição da área florestal remanescente, tendo como principal exemplo os países asiáticos.

Já para Lambin e Meyfroidt (2010), além das duas vias de Rudel *et al.* (2005), a transição florestal pode ocorrer por outras três vias: (i) a via das políticas públicas, onde a

escassez de produtos florestais incentiva o desenvolvimento de políticas públicas que levariam à conservação e ao aumento das florestas; (ii) a via da globalização, onde a integração da economia ao mercado internacional por meio de commodities, turismo ecológico, ideias conservacionistas e acordos ambientais multilaterais também teriam efeitos positivos sobre as florestas nativas; e (iii) a via do pequeno produtor, onde os pequenos agricultores utilizariam inovações nos sistemas rurais para um cultivo mais adequado ambientalmente.

Angelsen (2007) combinou os pressupostos da TTF ao modelo de renda da terra (*land rent*) de Von Thünen (1966), propondo analisar o processo de desmatamento e reflorestamento das florestas tropicais. A contribuição de Angelsen (2007) para a literatura da TTF se dá na divisão processo de transição florestal em quatro fases distintas: Fase 1, onde a região/país apresenta grandes extensões florestais intactas e baixas taxas de desmatamento; Fase 2, onde há conversão de extensas áreas florestais em pastos e cultivos agrícolas, devido à agricultura de subsistência e expansão da fronteira agrícola; Fase 3, quando as florestas nativas são reduzidas a pequenos remanescentes imersos em matriz agrícola, levando a desaceleração e estabilização do desmatamento e, por fim; Fase 4, onde mudanças sociais, políticas e econômicas favorecem a recuperação das florestas, através do abandono de terras e regeneração espontânea das florestas ou promovendo a restauração das áreas. As quatro fases são apresentadas na Figura 5.

**Figura 5.** Fases do processo de transição florestal (Fase I a IV) e a variação da cobertura florestal em cada fase



Fonte: Elaborado pelo autor com base em Angelsen (2007) e Calaboni (2017).

Singh *et al.* (2015) analisam a transição florestal na Índia, explorando as causas e fatores diretos e subjacentes do desmatamento e a degradação florestal no país. Os autores destacam a

exploração florestal para madeira, o crescimento populacional em busca de terras agrícolas e a modernização econômica por meio da expansão da produção agrícola entre as principais causas do desmatamento e degradação ambiental no país, enquanto ressaltam as políticas governamentais e práticas de manejo florestal comunitário e de pequenos proprietários como fatores que contribuíram para a redução do desmatamento.

Li *et al.* (2017) discutem os efeitos da globalização econômica na transição florestal em nove países asiáticos (China, Índia, Japão, Coreia do Sul, Vietnã, Indonésia, Laos, Malásia e Filipinas), explorando as relações entre comércio, ajuste da estrutura comercial, investimento estrangeiro direto e a transição florestal. O estudo amplia o escopo da pesquisa sobre transição florestal, integrando em sua análise tanto as mudanças na quantidade (área) quanto na qualidade (densidade) das florestas. Os resultados indicam que a proporção de produtos florestais no total de exportações tem efeitos significativamente negativos na área florestal, volume e densidade das florestas, enquanto o valor total das exportações impacta positivamente a área e densidade florestais.

No caso do Brasil, Farinaci, Ferreira e Batistella (2013) exploram as possibilidades analíticas da modernização ecológica para as discussões sobre transição florestal, tomando como base as monoculturas de eucalipto no município de São Luiz do Paraitinga (SP). Para isso, os autores realizaram entrevistas com gestores, empresários, ambientalistas, proprietários e habitantes rurais de S. L. do Paraitinga, e acompanharam reuniões de Conselhos Municipais (Meio Ambiente, Desenvolvimento Rural e Planejamento), entre 2010 e 2011. Os autores argumentam que as monoculturas florestais não deveriam ser incluídas no cômputo da transição, porém tampouco deveriam ser ignoradas nas discussões sobre conservação e recuperação florestal. Ademais, destacam a importância da pressão da sociedade na articulação política para a construção de instrumentos jurídicos.

Calaboni (2017) analisa os fatores relacionados ao processo de transição florestal no estado de São Paulo entre 1960 e 2006, tendo em vista os ganhos de cobertura florestal nativa, especialmente a Mata Atlântica, observados no período. Para atingir este objetivo, o autor avaliou as discrepâncias entre três estimativas de cobertura florestal nativas disponíveis para São Paulo (o censo agropecuário e dois mapeamentos com resolução de 10m e 30m), e identificou os fatores socioeconômicos e biofísicos associados à transição florestal nos municípios do estado. Os resultados apontam que as perdas florestais ocorreram, principalmente, nos municípios com solos mais úmidos e/ou com expansão de cultivos, enquanto ganhos de florestas ocorreram, especialmente, em municípios com maior declividade

média, que empregaram maior número de trabalhadores permanentes e que usaram mais fertilizantes. Por fim, ressalta-se a necessidade do desenvolvimento de políticas de uso da terra mais eficientes.

Tateishi, Bragagnolo e De Almeida (2021) analisam as causas e implicações da interdependência entre a conversão florestal e o uso econômico da terra na ALB entre 2006 e 2017. Para isso, os autores tomam como base em o modelo de transição florestal de Angelsen (2007), identificando as fases da transição florestal em que cada município que compõe a ALB se encontra. Os autores estabeleceram hipóteses quanto ao método de uso da terra pelos produtores a partir de seus índices de ET e EA (ver Figura 3), que puderam ser associadas as quatro fases da transição florestal da seguinte forma: a Hipótese 1, com alta EA e ET, é relacionada a uma etapa de transição entre a Fase 2 e Fase 3 da transição florestal; a Hipótese 2, com alta EA e baixa ET, refere-se a um regime de conservação florestal; a Hipótese 3, com baixa EA e ET, pode ser associada a Fase 1 da transição florestal e, por fim; a Hipótese 4, baixa EA e alta ET, remete à Fase 2 da transição florestal (TATEISHI; BRAGAGNOLO; DE ALMEIDA, 2021). Tateishi, Bragagnolo e De Almeida concluem que as geográficas específicas na ALB são significativamente heterogêneas e associadas a diferentes fases da transição florestal ao longo do período analisado.

No caso do Cerrado, são escassos os estudos que analisam a variação da cobertura vegetal e a transição florestal no bioma. Dentre eles, destaca-se Schelp e Bragagnolo (2023), que avaliam a situação da cobertura vegetal em cada um dos seis biomas brasileiros, tomando como base a TTF. Para isso, os autores realizaram uma revisão bibliográfica extensa em torno da transição florestal e analisaram dados referentes ao desflorestamento e a situação dos biomas provenientes do projeto Mapbiomas (2024). Os resultados apontam que os biomas brasileiros estão em diferentes fases de desmatamento e conservação, cada um com mecanismos próprios de transição florestal. Para o Cerrado, os autores apontam que o bioma provavelmente se encontra no final da segunda fase da transição florestal, em razão da redução nas taxas de desmatamento, enquanto o aumento do desmatamento possivelmente está atrelado ao mecanismo da via da globalização, fruto da crescente demanda internacional por produtos agrícolas.

Apesar de amplamente utilizado pela literatura econômica, a TTF apresenta limitações que têm sido debatidas por uma gama de autores ao longo dos anos. Barbier, Burgess e Grainger (2010) ressaltam que a TTF é limitada por não considerar a presença de falhas de mercado, políticas e institucionais em seu modelo, que podem resultar no retardamento da transição

florestal em alguns países e regiões. Mais recentemente, Kull *et al.* (2024) destacam nove razões pelas quais a transição florestal e a sustentabilidade não estão necessariamente ligadas, incluindo a negligência em relação às estruturas de dominação e mudanças de poder, além da ignorância em relação à atuação local e aos sentimentos locais.

Uma limitação da TTF relevante para o presente trabalho é a ausência de considerações sobre as perdas de biodiversidade associadas à transição florestal. Embora Mather (1992) aponte que a redução da cobertura vegetal está associada à perda de biodiversidade, o autor não explora as consequências econômicas e ambientais resultantes destas perdas. No caso do Cerrado, onde o endemismo de espécies é elevado, a transição florestal pode levar a perdas irreversíveis de biodiversidade, que não são abordadas pela pesquisa, porém devem ser destacadas. O Quadro 2 resume os principais trabalhos sobre a TTF abordados nesta seção.

**Quadro 2.** Trabalhos selecionados que utilizam os pressupostos da teoria da transição florestal

<b>Autores</b>	<b>Local</b>	<b>Período</b>	<b>Fonte dos dados</b>
Mather (1992)	Painel de países desenvolvidos e em desenvolvimento	1978-1988	FAO
Rudel <i>et al.</i> (2005)	Painel de 139 países	1990-2000	FAO
Angelsen (2007)	Países tropicais	2007	Von Thünen (1966) e Mather (1992)
Lambin e Meyfroidt (2010)	Vietnã	1992-1999	<i>Forest Inventory and Planning Institute</i>
Farinaci, Ferreira e Batistella (2013)	São Paulo (Brasil)	2010 e 2011	Reunido pelos autores através de uma pesquisa de campo
Singh <i>et al.</i> (2015)	Índia	1950-2010	FAO
Li <i>et al.</i> (2017)	China, Índia, Japão, Coreia do Sul, Vietnã, Indonésia, Laos, Malásia e Filipinas	1980-2010	FAO e UNCTAD
Calaboni (2017)	Mata Atlântica Brasileira	1960-2006	Censo agropecuário, SOS Mata Atlântica e Instituto Florestal do Estado de São Paulo
Tateishi, Bragagnolo e De Almeida (2021)	Amazônia Legal Brasileira	2006-2017	Censo agropecuário e PRODES
Schelp e Bragagnolo (2023)	Brasil	2022	Mapbiomas

Fonte: elaborado pelo autor.

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 MODELO ECONOMÉTRICO E ABORDAGEM EMPÍRICA

#### 4.1.1 Primeira Etapa: Fronteira de Produção Estocástica

A expressão (1) especifica a fronteira estocástica estimada (MEEUSEN; VAN DER BROEK, 1977; BELOTTI *et al.*, 2013).

$$Y_i = (\alpha + w_i) + f(X_{pi}; Z_{1i}; \beta_p; \gamma_1; \xi_{1p}) + D_i + v_i - u_i \quad (1)$$

Em que os subscritos  $i = 1, 2, 3 \dots n$  representam os dados em seção transversal e  $p = 1, 2, 3$  representa os insumos: mão de obra ( $l$ ), capital ( $k$ ) e terra ( $a$ ). O  $w_i$  considera a heterocedasticidade dos termos de erro, enquanto  $D_i$  representa as variáveis *dummy* inseridas para tratar a heterogeneidade na base de dados.  $X_p$  são os insumos convencionais e  $Z_1$  representa o insumo ambientalmente prejudicial do modelo (área desmatada no bioma Cerrado). Os parâmetros  $\beta$ ,  $\gamma$  e  $\xi$  da função de produção devem ser estimados. Por fim, o  $v_i$  é o termo de erro aleatório ( $v_i \sim N(0, \sigma_v^2)$ ) e  $-u_i$  é o termo de erro de ineficiência estocástica da função de produção ( $u_i \sim \mathcal{E}(\sigma_u)$ ) (MEEUSEN; VAN DER BROEK, 1977; BELOTTI *et al.*, 2013). Optou-se pela forma funcional translog devido ao seu equilíbrio entre flexibilidade e aplicabilidade empírica (SAUER; FROHBERG; HOCKMANN, 2006), porém um modelo Cobb-Douglas também foi testado (ver Apêndice A).

Para o cálculo das medidas de eficiência técnica (ET), optou-se pelo estimador de Battese e Coelli (1988, 1992)<sup>2</sup>, representado pela expressão (2).

$$ET_i = \exp(-u_i) \quad (2)$$

Em que  $u_i \geq 0$  e  $0 \leq \exp\{u_i\} \leq 1$ . A expressão (2) equivale a razão entre o produto observado e o produto máximo alcançável. Assim,  $Y_i$  alcançará seu valor máximo se  $u_i = 0$  e, portanto,  $ET_i = 1$ .

Já para a estimação da eficiência ambiental (EA), o estimador insumo-orientado de Reinhard, Lovell e Thijssen (1999) foi empregado. Para o cálculo do índice, a expressão (1) é reescrita em sua forma funcional translog, considerando um produtor tecnicamente eficiente ( $u_i = 0$ ) e cuja utilização de insumos prejudiciais seja ambientalmente eficiente ( $Z_{1i} = Z_{1i}^{EA}$ ), conforme a expressão (3).

<sup>2</sup> O estimador de ET de Jondrow *et al.* (1982) também foi calculado (ver Apêndice B).

$$\begin{aligned} \ln Y = & \beta_0 + \sum_{p=1}^3 \beta_p \ln X_p + \gamma_l \ln Z_{1i}^{EA} + \frac{1}{2} \sum_{p=1}^3 \sum_{m=1}^3 \beta_{pm} \cdot \ln X_{pm} \\ & + \frac{1}{2} \gamma_{ll} (\ln Z_{1i}^{EA})^2 + \sum_{p=1}^3 \sum_{j=1}^l \xi_{1p} \ln X_{pj} \ln Z_{1i}^{EA} + v_i \end{aligned} \quad (3)$$

A expressão (3) pode ser reescrita em função do logaritmo da medida de eficiência ambiental ( $\ln EA_{it} = \ln Z_{1i}^{EA} - \ln Z_{1i}$ ), conforme a expressão (4).

$$\begin{aligned} \ln Y = & \beta_0 + \sum_{p=1}^3 \beta_p \ln X_p + \gamma_l \ln Z_{1i}^{EA} + \frac{1}{2} \sum_{p=1}^3 \sum_{m=1}^3 \beta_{pm} \cdot \ln X_{pm} \\ & + \frac{1}{2} \gamma_{ll} (\ln Z_{1i}^{EA})^2 + \sum_{p=1}^3 \sum_{j=1}^l \xi_{1p} \ln X_{pj} \ln Z_{1i}^{EA} + v_i \end{aligned} \quad (4)$$

Resolvendo a expressão, o índice de eficiência ambiental pode ser obtido de acordo com a expressão (5), na qual, apenas, o valor positivo da raiz quadrada é considerado (REINHARD; LOVELL; THIJSSSEN, 1999).

$$\begin{aligned} \ln EA_i = & \left[ -\left( \gamma_l + \sum_{p=1}^3 \sum_{j=1}^l \xi_{1p} \ln X_{pj} \ln Z_{1i} \right) \right. \\ & \left. \pm \left\{ \left( \gamma_l + \sum_{p=1}^3 \sum_{j=1}^l \xi_{1p} \ln X_{pj} \ln Z_{1i} \right)^2 - 2\gamma_{ll} u_i \right\}^{.5} \right] / \gamma_{ll} \end{aligned} \quad (5)$$

Conforme Tateishi, Bragagnolo e De Almeida (2021), a expressão (5) pode ser reescrita de acordo com a expressão (6), utilizando-se a elasticidade em relação ao insumo prejudicial, ou seja  $e_\gamma = \frac{\partial y_i}{\partial x_d}$ . Assim como ET,  $EA_i$  varia entre 0 e 1, sendo a produção mais ambientalmente eficiente quanto mais próximo de 1 for o índice.

$$EA_i = \exp(\ln EA_i) = \exp\left(\frac{-e_\gamma + \sqrt{e_\gamma^2 - 2u_i \gamma_{ll}}}{\gamma_{ll}}\right) \quad (6)$$

Finalmente, foi realizada uma análise descritiva das características espaciais de ET e EA, mostrando a distribuição espacial das eficiências e aplicando uma análise de agrupamento espacial, o Indicador Local de Autocorrelação Espacial (LISA) (ANSELIN, 1995), para identificar aglomerações (*clusters*) de municípios com alta/baixa eficiência.

#### 4.1.2 Segunda Etapa: Fatores que influenciam as eficiências técnicas e ambientais

Na segunda etapa de estimação, foram consideradas variáveis que podem influenciar tanto EA quanto ET na produção agropecuária do Cerrado. Primeiramente, aplica-se o teste I de Moran para detectar autocorrelação espacial nos resíduos de um modelo de Mínimos Quadrados Ordinários (MQO). Em seguida, utiliza-se o teste de razão de verossimilhança (*Likelihood-Ratio test*) para comparar o modelo espacial com o modelo sem autocorrelação espacial ( $\lambda = 0$ ). Para escolher entre o modelo de erro espacial (*spatial lag*) ou de defasagem espacial (*spatial lag*), realizam-se os testes Lagrange Multiplier (LM) e LM Robusto, conforme necessário (ANSELIN, 1990). A expressão (7) representa o modelo de defasagem espacial, enquanto a expressão (8) mostra o modelo de erro espacial para EA.

$$EA_{lag} = (I - \rho W)^{-1} C_k \beta + \varepsilon \quad (7)$$

$$EA_{err} = C_k \beta + (I - \rho W)^{-1} \varepsilon \quad (8)$$

Nessa expressão,  $C_k$  é o vetor de variáveis (exógenas) que podem influenciar a eficiência, e  $\beta$  são os parâmetros estimados. A Matriz Inversa de Leontief é denotada por  $(I - \rho W)^{-1}$  e captura a dependência espacial. O termo  $\rho$  representa a autocorrelação espacial,  $W$  é a matriz de pesos espaciais, e  $\varepsilon$  representa o termo de erro, assumido como normalmente distribuído (ANSELIN, 1990).

#### 4.2 BASE DE DADOS

Os dados empregados na análise englobam 1.423 municípios distribuídos por 11 estados e pelo Distrito Federal, todos localizados no Cerrado brasileiro, incluindo Bahia, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Piauí, Rondônia, São Paulo e Tocantins. Após a exclusão dos *outliers*, permaneceram 1.370 municípios na base, que representam cerca de 98% dos estabelecimentos agropecuários, 92% do Produto Interno Bruto (PIB) municipal agropecuário, 96% da área de pastagens e lavouras e 98% dos incrementos de desmatamento do Cerrado, em 2017.

Os dados utilizados para calcular a expressão (1) foram majoritariamente extraídos do Censo Agropecuário de 2017, disponibilizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). A *proxy* empregada para a mão de obra consiste no total de pessoas ocupadas nos estabelecimentos agropecuários durante o ano de 2017. O capital foi representado pelo uso de eletricidade na fazenda, enquanto a área total de pastagens e lavouras foi usada como *proxy* para o fator de produção terra. O insumo prejudicial, relacionado a conversão de

terra florestal, foi representado pela área desmatada em 2017, com base nos dados do Projeto de Monitoramento do Desmatamento por Satélite (PRODES) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Já o produto foi representado pelo PIB municipal da agropecuária a preços de 2010, do ano de 2017, também disponibilizado pelo IBGE. As observações obtidas a partir do Censo foram ajustadas para levar em consideração um agricultor representativo para cada município analisado, cujos dados foram obtidos através da divisão de cada variável pelo número de estabelecimentos agropecuários no município correspondente. Com este procedimento, espera-se tornar as variáveis menos heterogêneas e potencialmente menos influenciadas por *outliers*, além de ter uma melhor representação do tamanho e da escala produtiva das propriedades de cada município analisado.

Na segunda etapa da análise (expressões (7) e (8)) avaliaram-se os fatores que explicam as diferenças entre ET e EA calculadas para os municípios. Para tanto, foram utilizadas variáveis econômicas, institucionais e demográficas, que englobam tanto características que estão sob controle dos produtores agropecuários, como o acesso à assistência técnica, uso de plantio direto e agricultura/pecuária orgânica na produção, quanto variáveis que influenciam o processo de transição florestal, como população do município, desenvolvimento econômico e urbanização (MATHER 1992; RUDEL *et al.*, 2005; LAMBIN; MEYFROIDT, 2010).

No quesito econômico, as *proxies* para a oferta agrícola e pecuária incluíram a área de cultivo, pastagem o rebanho bovino, todos extraídas do Censo Agropecuário de 2017 do IBGE. Além disso, as porcentagens de estabelecimentos agropecuários que adotam o plantio direto na palha e a agricultura e/ou pecuária orgânica foram testadas como *proxies* das respectivas práticas agrícolas, também obtidas pelo Censo Agropecuário de 2017, com o objetivo de avaliar o impacto de técnicas sustentáveis pelos produtores nas eficiências.

No âmbito político e institucional, optou-se pela utilização do valor das multas ambientais aplicadas devido a crimes contra a fauna e flora em 2017, obtida junto ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), como *proxy* para avaliar questões institucionais. Além disso, duas variáveis relacionadas a políticas públicas foram consideradas: assistência técnica à agricultura, com base no Censo Agropecuário Brasileiro de 2017, e acesso ao crédito rural no ano de 2017, segundo dados do Banco Central do Brasil (BCB).

Finalmente, as variáveis demográficas consideradas foram o número médio de anos de escolaridade dos agricultores (Censo Agropecuário), o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM), a população do município e o grau de urbanização (percentual de pessoas

vivendo em áreas urbanas). As três últimas variáveis foram estimadas. O IDHM foi calculado com base nos dados de 2000 e 2010 do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) e Fundação João Pinheiro (FJP), e os valores foram estimados para 2016 extrapolando-se a taxa de crescimento logarítmico entre os dois anos. Para a população, os dados foram obtidos dos Censos Demográficos de 2010 e 2022 (IBGE), com valores estimados para 2016 utilizando a taxa de crescimento logarítmico entre esses períodos. Quanto à urbanização, os dados dos Censos de 2000 e 2010 (IBGE) foram empregados para estimar o índice de 2016, aplicando a mesma metodologia de extrapolação.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 PRIMEIRA ETAPA: FRONTEIRA DE PRODUÇÃO ESTOCÁSTICA, EFICIÊNCIAS E CLUSTERS

Inicialmente, estimou-se a FPE para a mesma base de dados utilizando duas formas funcionais: *translog* e Cobb-Douglas<sup>3</sup>. Procedeu-se, então, a realização de um teste de razão de verossimilhança para comparar as duas formas funcionais, cujos resultados apontaram o modelo *translog* como o melhor ajustado, ao nível de significância de 1% (ver Apêndice A). Por isso, optou-se por utilizar o modelo com forma funcional *translog* como base para o cálculo das eficiências. A Tabela 1 apresenta as elasticidades da produção em relação aos insumos (capital, trabalho, terra e desmatamento).

**Tabela 1.** Estatísticas descritivas das elasticidades dos insumos do modelo fronteira de produção estocástica (FPE) *translog*

Insumos	Média	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo
Capital	0,520	0,584	-1,449	1,837
Trabalho	1,815	0,836	-1,110	5,212
Terra	0,473	0,153	0,009	0,871
Desmatamento	-0,166	0,138	-0,628	0,128

Fonte: resultados da pesquisa.

A soma das elasticidades da produção em relação aos quatro insumos considerados resultou em uma elasticidade estimada de 2,64, o que indica retornos crescentes a escala. A elasticidade da produção em relação ao trabalho apresentou o valor mais alto, de 1,81, seguida pela elasticidade da produção em relação ao capital, que apresentou 0,52, e pela elasticidade em relação a terra, com 0,47. Já a elasticidade da produção em relação à terra desmatada apresentou o menor impacto na produção econômica, com apenas -0,17. A partir destes resultados, há indícios que a produção total mude negativamente diante de variações na área desmatada, e positivamente diante variações na oferta de trabalho, terra e capital. Entretanto, os elevados desvios-padrões observados em todas as elasticidades devem ser destacados, indicando uma significativa variabilidade dos resultados entre os municípios.

As medidas da ET e EA para os estados do Cerrado são apresentadas na Tabela 2. A

<sup>3</sup> As estatísticas descritivas das variáveis estão representadas no Apêndice C.

média da ET no Cerrado foi de aproximadamente 0,85, com valores variando de 0,44 a 0,93. Isso significa que, em média, o Cerrado produziu 85% do potencial máximo viável em 2017. A EA, por outro lado, apresentou valores menores que a ET, com uma média de aproximadamente 0,81, com valores variando entre 0,19 e 0,95. Esses resultados sugerem que o mesmo nível de produção agropecuária no Cerrado em 2017 poderia ter sido obtido com cerca de 19% menos desmatamento.

**Tabela 2.** Estatísticas descritivas da eficiência técnica (ET) e da eficiência ambiental (EA) para o Cerrado

Estados	Eficiência Técnica (ET)			Eficiência Ambiental (EA)		
	Média	Desvio-padrão	(Obs.)	Média	Desvio-padrão	(Obs.)
Bahia (BA)	0,843	0,068	(51)	0,807	0,074	(51)
Goiás (GO)	0,844	0,061	(244)	0,820	0,112	(244)
Maranhão (MA)	0,846	0,037	(127)	0,807	0,075	(127)
Mato Grosso (MT)	0,845	0,030	(85)	0,734	0,141	(85)
Mato Grosso do Sul (MS)	0,848	0,020	(61)	0,801	0,081	(61)
Minas Gerais (MG)	0,833	0,031	(329)	0,838	0,064	(329)
Paraná (PR)	0,883	0,017	(10)	0,872	0,044	(10)
Piauí (PI)	0,846	0,033	(133)	0,815	0,063	(133)
São Paulo (SP)	0,863	0,019	(202)	0,822	0,047	(202)
Tocantins (TO)	0,845	0,047	(126)	0,737	0,106	(126)
Cerrado (total)	0,845	0,041	(1370)	0,809	0,091	(1370)

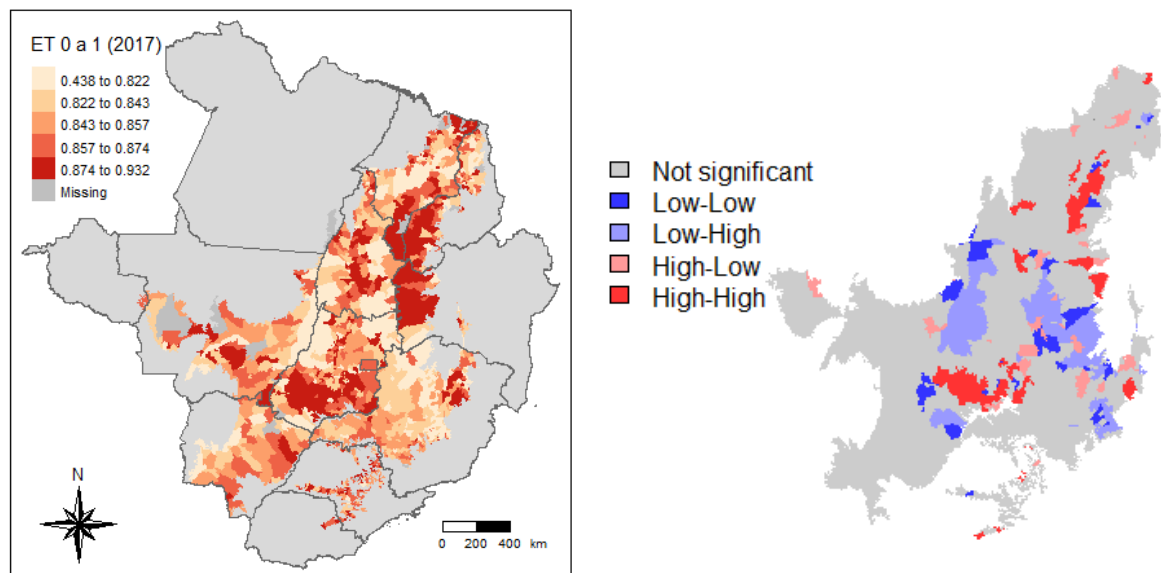
Fonte: resultados da pesquisa.

No âmbito estadual, São Paulo apresentou o maior valor médio de ET em comparação aos demais estados analisados, com 86,31%, seguido por Mato Grosso do Sul, com 84,79%, e Maranhão, com 84,61%. Já Minas Gerais e Bahia apresentaram os menores valores médios, com 83,25% e 84,27%, respectivamente. Em relação aos índices de EA, Minas Gerais registrou o maior valor médio, com 83,84%, São Paulo o segundo maior, com 82,17%, e Goiás em terceiro, com 82,05%. Mato Grosso e Tocantins apresentaram os menores valores médios de EA, com 73,39% e 73,73%, respectivamente. Paraná, Rondônia e Distrito Federal foram excluídos da análise, por apresentarem um baixo número de municípios pertencentes à amostra.

Identificaram-se concentrações espaciais de municípios com alta ET em três regiões do bioma: no Centro-Oeste, especialmente no sul do estado de Goiás; no Sudeste, em Minas Gerais e São Paulo; e no Nordeste, abrangendo Bahia, Tocantins e Piauí. A maioria dos aglomerados *high-low*, que são municípios com ET acima da média e vizinhos com ET abaixo da média,

localiza-se no estado de Goiás, Minas Gerais e Tocantins. Os aglomerados *low-high*, com ET abaixo da média e vizinhos com ET acima da média, estão majoritariamente localizados na região central do Cerrado, englobando estados como Mato Grosso, Goiás, Tocantins e Bahia. Os principais *clusters* de municípios com baixa ET concentram-se em Tocantins, Bahia e norte de Minas Gerais, além de alguns municípios em Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. A Figura 6 apresenta a distribuição espacial dos índices de ET nos municípios do Cerrado, bem como os *clusters*.

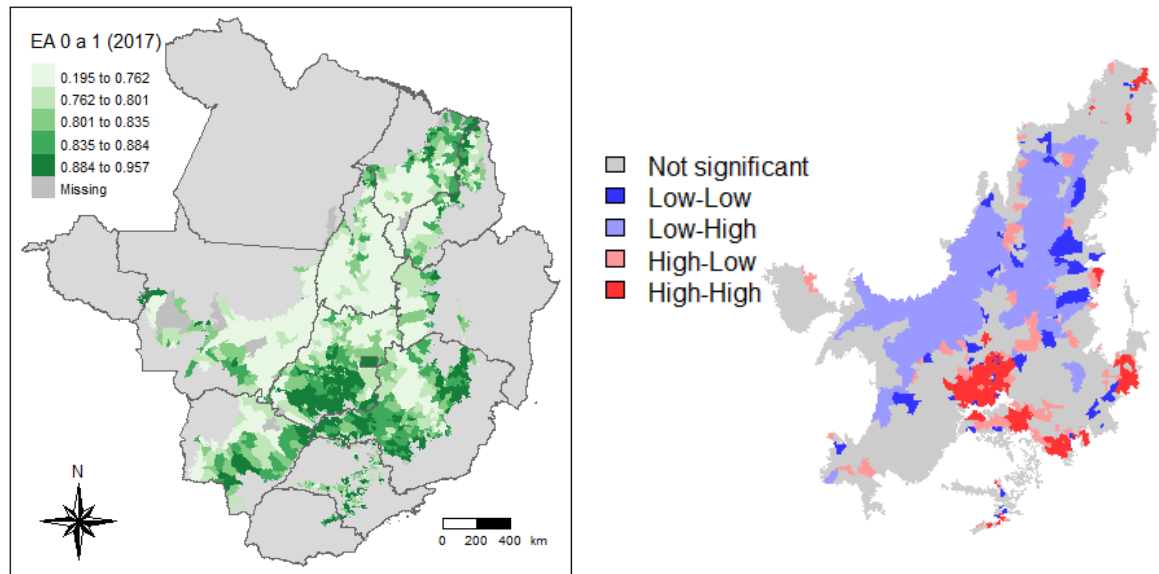
**Figura 6.** Distribuição espacial dos quintis dos valores da eficiência técnica (ET) – esquerda – e mapa de *clusters* da eficiência técnica (ET) – direita – para o Cerrado



Fonte: resultados da pesquisa.

No contexto ambiental, verificou-se uma alta concentração espacial de municípios com alta EA em três estados: Goiás, Minas Gerais e São Paulo. Os *clusters high-low* (municípios de alta EA e vizinhos com baixa EA) também foram localizados majoritariamente nesses estados, porém podem ser observadas em menor quantidade no Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Maranhão e Tocantins. Aglomerados *low-high* (municípios de baixa EA e vizinhos com alta EA) foram predominantemente verificados nos estados do Mato Grosso, do Mato Grosso do Sul, da Bahia, de Tocantins e do Maranhão, e em menor quantidade em Minas Gerais. Por fim, os municípios com baixa EA encontram-se distribuídos tanto no Centro-Oeste – Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Goiás – como no Nordeste – Bahia, Tocantins e Maranhão – conforme ilustrado na Figura 7.

**Figura 7.** Distribuição espacial dos quintis dos valores da eficiência ambiental (EA) – esquerda – e mapa de *clusters* da eficiência ambiental (EA) – direita – para o Cerrado



Fonte: resultados da pesquisa.

**Tabela 3.** Número de municípios (número de observações) e parcela de participação (%) para as quatro hipóteses no Cerrado

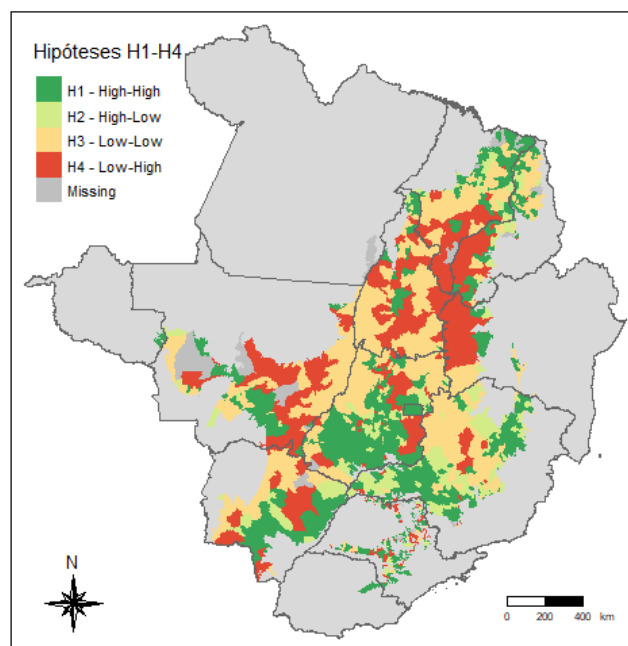
Estados (siglas)	H1 (H-H)		H2 (H-L)		H3 (L-L)		H4 (L-H)		Total	
	Parcela	(Obs.)	Parcela	(Obs.)	Parcela	(Obs.)	Parcela	(Obs.)	Parcela	(Obs.)
BA	41,18	(21)	3,92	(2)	39,22	(20)	15,69	(8)	100	(51)
GO	52,05	(127)	11,48	(28)	25,41	(62)	11,07	(27)	100	(244)
MA	39,37	(50)	12,60	(16)	33,07	(42)	14,96	(19)	100	(127)
MT	23,53	(20)	7,06	(6)	37,65	(32)	31,76	(27)	100	(85)
MS	36,07	(22)	13,11	(8)	27,87	(17)	22,95	(14)	100	(61)
MG	33,43	(110)	33,43	(110)	26,75	(88)	6,38	(21)	100	(329)
PR	100	(10)	0	(0)	0	(0)	0	(0)	100	(10)
PI	41,35	(55)	9,77	(13)	37,59	(50)	11,28	(15)	100	(133)
SP	56,93	(115)	3,96	(8)	11,88	(24)	27,23	(55)	100	(202)
TO	20,63	(26)	2,38	(3)	39,68	(50)	37,30	(47)	100	(126)
<b>Cerrado (total)</b>	<b>40,73</b>	<b>(558)</b>	<b>14,16</b>	<b>(194)</b>	<b>28,10</b>	<b>(385)</b>	<b>17,01</b>	<b>(233)</b>	<b>100</b>	<b>(1370)</b>

Fonte: resultados da pesquisa.

Em relação às hipóteses do uso da terra, a Tabela 3 mostra a distribuição e parcela de participação das hipóteses entre os municípios que compõem o Cerrado. Observa-se que cerca de 41% dos municípios do Cerrado foram associados à hipótese H1, caracterizada por menor utilização de insumos e desmatamento, com índices acima da média tanto em ET quanto em

EA. Aproximadamente 14% dos municípios se enquadraram na H2, que reflete um uso intensivo de insumos, mas com baixo desmatamento. Pouco mais de 28% dos municípios foram relacionados à H3, caracterizada pelo uso intensivo de insumos e conversão de terras florestadas em áreas agrícolas, resultando em médias mais baixas de ET e EA. Por fim, 17% dos municípios do Cerrado brasileiro se enquadram na hipótese H4, que combina uso intensivo de insumos com conversão de terras para a agricultura, apresentando alta ET e baixa EA. Os resultados estão representados graficamente pela Figura 8.

**Figura 8.** Distribuição espacial das hipóteses de uso da terra no Cerrado por municípios



Fonte: resultados da pesquisa.

### 5.1.1 Discussão: Hipóteses e a transição florestal no Cerrado

Embora a hipótese H1 apresente a maior parcela de participação dentre as hipóteses (Tabela 3), indicando que o Cerrado estaria na transição da segunda para a terceira fase da transição florestal, a Figura 8 demonstra que a distribuição dos estágios da transição florestal no território do bioma é heterogênea. Regiões localizadas ao sul do bioma, englobando os estados do Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, sul de Goiás, São Paulo e Paraná, aparentam estar na etapa de transição da segunda para a terceira fase da transição florestal, com uma alta concentração de municípios correspondentes a H1. Em contraste, as regiões centrais e no nordeste do Cerrado, englobando o Mato Grosso, o Matopiba e o norte de Goiás, se encontram na primeira e na segunda etapa da TTF, com forte presença de municípios de municípios

correspondentes a H3 e H4, respectivamente. Estes resultados reforçam as evidências apresentadas por Schelp e Bragagnolo (2023), que sugerem que o Cerrado, de forma geral, se encontra no final da segunda fase da transição florestal.

No tocante aos municípios na transição da segunda para a terceira etapa da transição florestal, os resultados são corroborados pela diminuição nas taxas históricas de incremento de desmatamento no Cerrado (INPE, 2024; SCHELP; BRAGAGNOLO, 2023) e pela elasticidade do desmatamento calculada (-0,166), indicando uma relação negativa entre o desmatamento e a produção agropecuária, característica da fase 3 da transição florestal. Já para os municípios que se encontram na segunda etapa da transição florestal, destaca-se a elasticidade da terra positiva (0,473), que indica que aumentos nas pastagens e lavouras são positivamente relacionados à produção, incentivando os produtores a aumentarem o desmatamento como forma de expandir a fronteira agrícola. Finalmente, em relação aos municípios que se encontram na primeira fase da transição florestal, destacam-se os dados de Scaramuzza *et al.* (2017), que apontam que cerca de 54% da área total do Cerrado é coberta pela vegetação natural do bioma.

Analisando o Sudeste e Sul do Cerrado, verifica-se, de forma geral, uma alta concentração de municípios com elevados índices de ET, reflexo de um histórico de ocupação mais antigo, uma significativa participação no PIB agrícola nacional e elevados índices de produtividade agrícola (SPOLADOR; DANELON, 2024; CONTINI *et al.*, 2020; BRAGAGNOLO *et al.*, 2010; DOS SANTOS; JÚNIOR; FERREIRA, 2011). Entretanto, deve-se destacar o estado de Minas Gerais por apresentar uma distribuição mais heterogênea de seus índices de ET, devido, entre outros fatores, às diferenças climáticas e socioeconômicas entre seus municípios, especialmente entre o norte e sul do estado (CAMPOS; BRAGA, 2015).

A respeito da EA no Sudeste e Sul, os dados do INPE (2024) indicam que, em 2017, os municípios desta área foram responsáveis por algumas das menores taxas de desmatamento no Cerrado, o que corrobora a presença de elevados índices de EA na região (Figura 6). Entretanto, esses valores parecem menos decorrentes de políticas ambientais rigorosas e mais atribuíveis à baixa cobertura vegetal nativa restante (SCARAMUZZA *et al.*, 2017), limitando, portanto, as possibilidades de expansão agrícola.

Para o Matopiba, uma área de modernização agrícola mais recente (década de 1990), os escores de ET são, em média, inferiores aos do restante do Cerrado. Essa menor eficiência pode ser explicada pela fase de expansão ainda ativa na região. No entanto, existem *clusters* com ET acima da média, especialmente em áreas de produção intensiva, como Alto Parnaíba (PI) e Oeste da Bahia (BA).

Quanto a EA no Matopiba, uma característica fundamental da produção agropecuária da região é o alto grau conversão de terras (PEREIRA *et al.*, 2019; EMBRAPA, 2020; TRIGUEIRO; NABOUT; TESSAROLO, 2020). A maior disponibilidade de vegetação nativa (SCARAMUZZA *et al.*, 2017) possibilita a expansão da fronteira agrícola, o que explica os índices baixos de EA e a concentração de municípios com EA abaixo da média no Matopiba.

No Centro-Oeste, a distribuição dos índices de ET e EA é heterogênea entre os municípios. Goiás e Mato Grosso do Sul apresentam, em média, maiores concentrações de altos índices de ET e EA em comparação ao Mato Grosso, que, embora possua alguns municípios com ET elevado, exhibe índices mais baixos de EA (ver Figuras 6 e 7). A partir da década de 1990, essa região observou significativo aumento na produção agrícola, especialmente de soja (SANTANA *et al.*, 2020a), o que consolidou microrregiões, como Parecis e Alto Teles Pires, no Mato Grosso, e Sudoeste de Goiás, como importantes áreas produtoras de *commodities*.

Os maiores índices de EA em Goiás e Mato Grosso do Sul parecem estar relacionados às limitações de expansão da fronteira agrícola, dado o histórico de conversão das áreas nativas (SCARAMUZZA *et al.*, 2017). Em contraste, o Mato Grosso, com aproximadamente 60% de sua área total coberta por vegetação natural, oferece maiores possibilidades de expansão agrícola, resultando em taxas de desmatamento elevadas e menores índices de EA em relação ao bioma como um todo. Essa diferença é visível na presença de clusters de baixa EA no Mato Grosso, conforme apontado na Figura 7.

## 5.2 SEGUNDA ETAPA: REGRESSÕES DAS EFICIÊNCIAS

As estimativas obtidas por meio dos modelos que visam avaliar a ET e a EA (expressões (7) e (8)) são apresentados na Tabela 4. Para ambas as eficiências, dois modelos foram estimados, o primeiro com todas as variáveis explicativas e o segundo apenas com as variáveis estatisticamente significativas do primeiro modelo. É provável que exista heterogeneidade espacial no erro e um município compartilhe atributos semelhantes com seus vizinhos, já que o coeficiente do erro espacial ( $\lambda$ ) foi positivo e estatisticamente significativo para ET e EA em ambos os modelos.

**Tabela 4.** Estimativas dos modelos da segunda etapa para a eficiência técnica (ET) e da eficiência ambiental (EA)

Eficiência Técnica (ET)	Estimativa	Erro-padrão	Estimativa	Erro-padrão
Área de Lavoura (km <sup>2</sup> )	0,002*	0,001	0,002**	0,001
Área de Pastagem (km <sup>2</sup> )	-0,010***	0,002	-0,010***	0,001
Gado (cabeças)	0,001 <sup>ns</sup>	0,003		
Plantio Direto na Palha (%)	0,012 <sup>ns</sup>	0,010		
Agricultura/Pecuária Orgânica (%)	-0,075***	0,025	-0,075***	0,025
Crédito Rural (R\$1000)	0,004***	0,001	0,004***	0,001
Multas Ambientais (R\$)	0,000 <sup>ns</sup>	0,001		
Assistência Técnica (%)	-0,004 <sup>ns</sup>	0,007		
População (mil pessoas)	-0,004***	0,001	-0,004***	0,001
Urbanização (índice)	0,020***	0,007	0,019***	0,006
IDH Municipal (índice)	0,073***	0,025	0,070***	0,024
Escolaridade (anos)	-0,002 <sup>ns</sup>	0,006		
Intercepto	0,772***	0,021	0,775***	0,018
Lambda (Dep. Esp. Erro)	0,486***	0,030	0,491***	0,029
<i>Log-Likelihood Test</i>	196,190***		209,300***	
Eficiência Ambiental (EA)	Estimativa	Erro-padrão	Estimativa	Erro-padrão
Área de Lavoura (km <sup>2</sup> )	-0,009***	0,002	-0,009***	0,002
Área de Pastagem (km <sup>2</sup> )	-0,021***	0,004	-0,024***	0,002
Gado (cabeças)	-0,008 <sup>ns</sup>	0,006		
Plantio Direto na Palha (%)	0,044**	0,022	0,045**	0,022
Agricultura/Pecuária Orgânica (%)	-0,090*	0,052	-0,089*	0,052
Crédito Rural (R\$1000)	0,001 <sup>ns</sup>	0,002		
Multas Ambientais (R\$)	-0,001 <sup>ns</sup>	0,001		
Assistência Técnica (%)	0,025*	0,015	0,029**	0,014
População (mil pessoas)	0,004**	0,002	0,004**	0,002
Urbanização (índice)	0,023*	0,014	0,025*	0,013
IDH Municipal (índice)	0,113**	0,052	0,124**	0,051
Escolaridade (anos)	0,019 <sup>ns</sup>	0,012		
Intercepto	0,644***	0,045	0,638***	0,037
Lambda (Dep. Esp. Erro)	0,542***	0,028	0,552***	0,027
<i>Log-Likelihood Test</i>	274,240***		308,390***	

Obs.: \*\*\*, \*\*, \*, <sup>ns</sup>: 1%, 5%, 10% de significância estatística, e “não significativo”.

Fonte: resultados da pesquisa.

Os resultados apontam que as áreas de pastagem e de lavoura foram significativas para ambas as eficiências, enquanto o número de cabeças de gado não foi significativo para nenhuma. Em média, os escores de ET e EA do Cerrado foram afetados negativamente pela área de pastagem, porém com maior impacto sobre EA em relação a ET. Já a área de lavoura

afetou positivamente os índices de ET e negativamente os de EA.

No tocante à porcentagem de municípios que fizeram uso de técnicas agrícolas sustentáveis em 2017, o plantio direto na palha foi estatisticamente significativo e positivamente relacionado com EA e não significativo para ET, enquanto a agricultura e/ou pecuária orgânica foi estatisticamente significativa e negativamente relacionada para ambas as eficiências, mas com maior impacto sobre EA.

Quanto aos fatores políticos e institucionais que podem explicar a variação nas eficiências, a assistência técnica foi estatisticamente significativa apenas para EA, o crédito rural foi significativo apenas para ET e as multas ambientais não foram significativas para nenhum dos índices. Em média, o crédito rural teve um efeito positivo para a ET, enquanto a assistência técnica afetou negativamente a EA.

Já em relação às variáveis demográficas, com exceção da escolaridade (não estatisticamente significativas para ambos os índices), todas foram significativas tanto para ET quanto para EA. A população do município, em média, apresentou um efeito negativo sobre a ET e positivo sobre a EA, enquanto o IDH municipal e a urbanização apresentaram efeitos positivos para ambas as eficiências, mas maiores em EA.

### **5.2.1 Discussão: Fatores que influenciam as eficiências técnicas e ambientais no Cerrado**

Os impactos positivos da área de lavoura sobre a ET são esperados, considerando que, apesar da elevada heterogeneidade entre os produtores no Brasil, produções agrícolas de maior escala costumam apresentar maiores índices de produtividade agrícola em comparação às de menor (HELFAND; RADA; MAGALHÃES, 2017; 2019; FERREIRA FILHO; VIAN, 2016). Essa diferença se deve ao modelo intensivo em capital, insumos e tecnologia comumente adotado pelas grandes propriedades (SOUZA; GOMES; ALVES, 2020a; FERREIRA FILHO; VIAN, 2016) e ao maior acesso a políticas públicas, como o crédito rural, que elevam a produtividade (HELFAND; RADA; MAGALHÃES, 2019). Em contrapartida, a relação negativa entre a área de lavoura e a EA está associada ao aumento do desmatamento para plantios de larga escala no Cerrado nas últimas décadas, especialmente para o plantio de culturas temporárias<sup>4</sup>, cujo incremento na produção ocorreu, em grande parte, sobre as áreas de

<sup>4</sup> Culturas temporárias são culturas de curta ou média duração, as quais, após a colheita, necessitam de novo plantio para produzir, como soja, milho e algodão (IBGE, 2024 *apud* SANTANA *et al.*, 2020a).

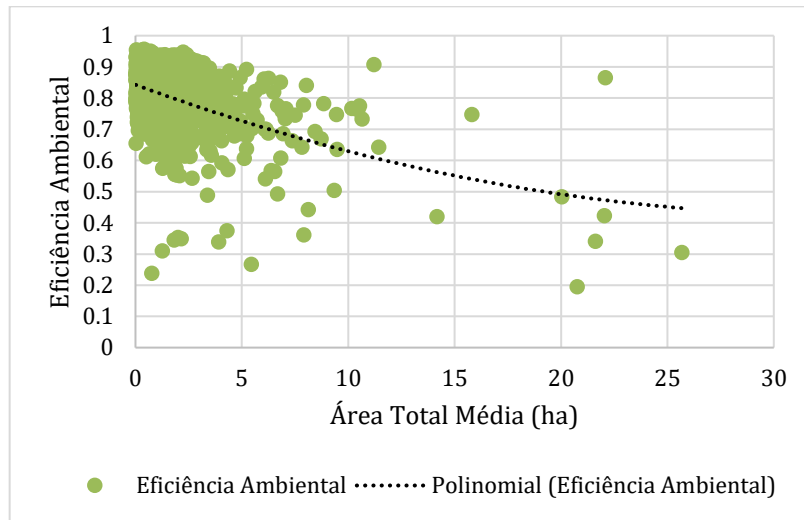
vegetação nativa e pastagens (SANTANA *et al.*, 2020a; 2020b; CALDEIRA; PARRÉ, 2020; LÓPEZ-CARR, 2021; GIBBS *et al.*, 2015; MORTON *et al.*, 2006). Esse processo foi impulsionado, em parte, por leis ambientais frágeis e fiscalização insuficiente, que incentivam os produtores a aumentarem sua produção através da expansão da fronteira agrícola em detrimento da adoção de tecnologias que aumentariam a produtividade sem demandar novas áreas de plantio (DE MARCO JR *et al.*, 2023; STRASSBURG *et al.*, 2017; CALDEIRA; PARRÉ, 2020; FEARNSSIDE, 2008; DE OLIVEIRA, 2002).

Quanto à área de pastagem, os impactos negativos dessa variável sobre a ET corroboram os resultados de Strassburg *et al.* (2014), que destacam a baixa produtividade das pastagens brasileiras, especialmente em comparação com as culturas agrícolas. A baixa produtividade das pastagens é associada a fatores como manejo inadequado das terras, especulação fundiária, ausência de crédito de longo prazo e problemas de conformidade com normas ambientais (STRASSBURG *et al.*, 2014; BOWMAN *et al.*, 2012; BUSTAMANTE *et al.*, 2012; MACEDO *et al.*, 2012; VALENTIM; ANDRADE, 2009). Da mesma forma, os impactos negativos das pastagens sobre a EA são esperados, pois, assim como as lavouras, sua expansão frequentemente resulta na conversão de vegetação nativa. Rocha *et al.* (2011) apontam a expansão da pecuária extensiva como um dos principais determinantes do desmatamento no norte goiano. Já Silva *et al.* (2023) apresentam evidências de que no Tocantins, estado com maior índice de desmatamento no Cerrado em 2017, as pastagens tendem a expandir sobre áreas de floresta.

As Figuras 9 e 10 apresentam as relações entre áreas destinadas a pastagens e lavouras, desmatamento e produção agrícola, considerando o tamanho médio municipal<sup>5</sup> das propriedades no Cerrado e seus índices de EA e ET, respectivamente. Na Figura 9, a linha de tendência quadrática indica uma redução superior a 30% no escore de EA à medida que o tamanho médio das propriedades dos municípios analisados aumenta, confirmando a relação negativa entre este índice e as áreas de pastagem e lavoura identificada na segunda etapa da regressão. Já a Figura 10 mostra que a ET permanece praticamente constante, mesmo com o aumento do tamanho médio das propriedades, corroborando os resultados da segunda etapa, que apontam efeitos positivos das lavouras e negativos das pastagens sobre ET.

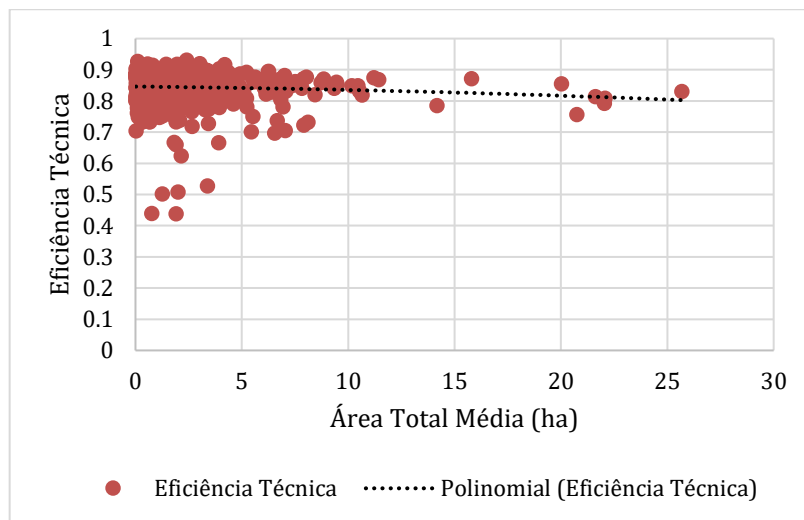
<sup>5</sup> Obtido através da razão entre a soma das áreas de lavoura e pastagem das propriedades agrícolas e o número de estabelecimentos agropecuários dos municípios do Cerrado, em 2017 (IBGE, 2017).

**Figura 9.** Relação entre o tamanho médio municipal das propriedades (ha) e a eficiência ambiental (EA) no Cerrado, em 2017



Fonte: resultados da pesquisa.

**Figura 10.** Relação entre o tamanho médio municipal das propriedades (ha) e a eficiência técnica (ET) no Cerrado, em 2017



Fonte: resultados da pesquisa.

No tocante à relação entre o uso de técnicas agrícolas sustentáveis e a EA, a porcentagem de municípios que fazem uso do plantio direto apresentou impactos positivos em EA. De forma geral, produtores que adotam o plantio direto tem como objetivo reduzir os custos ambientais oriundos de suas atividades, ou seja, diminuir os custos gerados por efeitos ambientais adversos (SILVA *et al.*, 2022; RODRIGUES, 2005; MARQUES, 1998). Tendo isso em consideração, é esperado que os produtores que façam uso do plantio direto utilizem

menores taxas de desmatamento em sua produção, assim promovendo maior EA, considerando os custos ambientais associados ao desmatamento, como a perda de qualidade do solo e o aumento da emissão de gases de efeito estufa (ZAMAN, 2022).

Ainda sobre as técnicas agrícolas sustentáveis, a adoção da agricultura e/ou pecuária orgânica apresentou impactos negativos tanto na ET quanto na EA. Os impactos negativos da agricultura/pecuária orgânica em ET são consistentes com as conclusões de Souza, Gomes e Alvez (2020b), que, com base em microdados do Censo Agropecuário de 2017, identificaram que essa prática reduz a eficiência agrícola. A associação negativa entre a agricultura orgânica e a eficiência é amplamente relatada na literatura e pode ser explicada, entre outros fatores, pela menor produtividade agrícola dessa abordagem em comparação às técnicas tradicionais, resultando em menores níveis de ET (MALÁ, 2011; TIEDMANN; LATACZ-LOHMANN, 2013; GUTIÉRREZ *et al.*, 2017; LAKNER *et al.*, 2018). Já os impactos negativos da variável sobre a EA são corroborados pelos resultados de Seachinger *et al.* (2018), que argumentam que a agricultura orgânica promove desmatamento pela elevada demanda por terras advinda da técnica, como forma de compensar o uso reduzido de insumos agrícolas, como fertilizantes, na produção.

Em relação às variáveis políticas e institucionais, a relação positiva observada entre crédito rural e ET confirma os resultados esperados, pois a ampliação do acesso ao crédito tende a promover eficiência produtiva e aumento na produtividade agrícola através, por exemplo, da aquisição de insumos e tecnologias, e de investimentos em infraestrutura (HELFAND; RADA; MAGALHÃES, 2019; DE CASTRO; TEIXEIRA, 2012; CIAIAN; FALKOWSKI; KANCS, 2012). Já as multas ambientais não apresentaram uma relação estatisticamente significativas com ambas as eficiências. Este dado é esperado, considerando à baixa taxa de pagamento de multas no Cerrado: em 2017, menos de 1% das multas ambientais foram quitadas (IBAMA, 2024). Logo, espera-se que a variável não seja um fator que influencie significativamente a ET e a EA.

A assistência técnica apresentou relação estatisticamente significativa e positiva com a EA, mas não significativa com a ET. A relação positiva da variável com a EA é esperada, pois a assistência técnica pode contribuir para a redução do desmatamento, especialmente entre pequenos produtores, ao capacitá-los em técnicas agrícolas sustentáveis (STABILE *et al.*, 2020; ALENCAR *et al.*, 2016). Um exemplo recente é o Projeto Assentamentos Sustentáveis (PAS), que reduziu o desmatamento na Amazônia ao fornecer assistência técnica a mais de 650 famílias em três anos, incentivando a adoção de sistemas de manejo integrado voltados à prevenção ou

reversão da degradação ambiental e à manutenção da capacidade produtiva das terras agrícolas a longo prazo (IPAM, 2017). Por outro lado, a ausência de significância da variável em relação a ET pode ser atribuída, dentre outros fatores, ao baixo acesso à assistência técnica no Cerrado em 2017, 24,29% do total de estabelecimentos rurais do bioma (IBGE, 2017), e à insuficiência de informações sobre a qualidade da orientação fornecidas pelo Censo Agropecuário, impossibilitando avaliações mais aprofundadas da medida quanto à eficiência produtiva (PEREIRA; DE CASTRO, 2017).

Por fim, os resultados das variáveis de âmbito demográfico (população, urbanização e IDH municipal) sugerem que municípios com maiores níveis de desenvolvimento socioeconômico, de forma geral, tendem a ter índices mais altos de ET e EA. De acordo com Barbier, Burgess e Grainger (2010), aumentos nos níveis de desenvolvimento socioeconômico podem levar ao abandono de fazendas, o que, por sua vez, possibilita o crescimento de florestas secundárias ou ajuda a promover melhores arranjos institucionais, o que corrobora os efeitos positivos das variáveis em EA e ET. Angelsen (2007) argumenta que elevadas populações urbanas e rurais são características da terceira fase da transição florestal, aumentando a demanda por produtos florestais e, conseqüentemente, impulsionando o reflorestamento e a EA. Ademais, a correlação positiva entre variáveis demográficas e as eficiências também pode estar relacionada aos mecanismos descritos por Rudel *et al.* (2005) na via do desenvolvimento econômico da transição florestal, em que a recuperação da vegetação natural ocorre como consequência de um avanço socioeconômico.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta dissertação teve como objetivo avaliar a eficiência ambiental (EA) e eficiência técnica (ET) para uso agrícola no Cerrado brasileiro, investigando as causas e implicações da conversão florestal (desmatamento) no bioma. Para isso, foram estimados os índices de EA e ET dos produtores agrícolas do Cerrado, em âmbito municipal, para o ano de 2017, cujos valores foram posteriormente analisados sob os pressupostos da teoria da transição florestal (TTF).

Os resultados apontaram uma ET média de 85% no Cerrado, enquanto a EA foi menor, com uma média de 81%. Observou-se uma distribuição heterogênea desses índices entre os municípios do bioma, com destaque para os municípios da região Sudeste, que apresentaram escores mais elevados de ET e EA em comparação ao Centro-Oeste e ao Nordeste (Matopiba). A elevada ET no Sudeste e Sul do Cerrado pode ser atribuída ao histórico de ocupação mais antigo e ao maior desenvolvimento econômico dessa região. Em relação à EA, destaca-se a limitação da expansão agrícola imposta pela baixa cobertura vegetal nativa remanescente nos municípios da região Sudeste e Sul em relação aos demais.

No tocante à transição florestal no Cerrado, a análise indicou que os estágios da TTF variaram consideravelmente entre os municípios do bioma, em 2017. Regiões ao sul do Cerrado, abrangendo os estados de Mato Grosso do Sul, sul de Minas Gerais e Goiás, São Paulo e Paraná, encontram-se predominantemente na transição da segunda para a terceira fase da TTF. Em contrapartida, as regiões centrais e ao nordeste do Cerrado, incluindo o Mato Grosso, o Matopiba e o norte de Goiás, permaneceram entre as duas fases iniciais da transição florestal, o que pode indicar uma tendência de aumento do desmatamento nestas regiões no futuro.

Quanto aos determinantes das eficiências, os resultados revelaram uma relação negativa entre a EA e as áreas de pastagem e de lavoura, associada à conversão da vegetação nativa para expansão da produção agropecuária. A área de pastagem também apresentou uma relação negativa com a ET, possivelmente associada à baixa produtividade desse tipo de uso da terra, enquanto a área de lavoura apresentou uma relação positiva com a ET, devido à alta produtividade dos grandes produtores pelo uso intensivo de tecnologias na produção e maior acesso a políticas públicas de incentivo. A agricultura/pecuária orgânica apresentou impactos negativos em ambas as eficiências, devido à baixa produtividade e elevada demanda por terras. O crédito rural apresentou impacto positivo na ET, porém sem significância estatística para a EA. Municípios com maior população, urbanização e desenvolvimento socioeconômico

apresentaram melhores escores de eficiência, o que demonstra uma possível transição para a terceira etapa da TTF. Por fim, tanto o plantio direto quanto a assistência técnica apresentaram resultados positivos sobre EA, indicando que a ampliação do plantio direto e do acesso à orientação nas fazendas do Cerrado podem contribuir para a redução do desmatamento no bioma.

Apesar dos resultados serem consistentes com os pressupostos da TTF, eles ressaltam uma limitação relevante do estimador dos índices de EA calculado: a impossibilidade de diferenciar municípios que utilizam de práticas de produção mais sustentáveis, como rotação de culturas, daqueles cujo histórico de ocupação e modernização agrícola ocorreu precocemente. Isto é, o modelo julga como ambientalmente eficientes produtores que não utilizam de práticas sustentáveis na produção agropecuária, porém apresentam baixos índices de desmatamento devido às restrições de expansão da fronteira agrícola, gerando possíveis distorções na análise regional. Portanto, abre-se espaço para exploração posterior em futuras pesquisas, através, por exemplo, da inclusão de outros insumos ambientais na FPE, como variáveis climáticas, ou da construção de uma metafronteira corrigida, conforme Abdulai e Abdulai (2016).

Não obstante as limitações, os resultados ressaltam a urgência de políticas públicas voltadas à conservação do Cerrado brasileiro, considerando os elevados índices de conversão florestal e a significativa perda de vegetação nativa observados no bioma. Entre as possíveis medidas, destaca-se a ampliação de áreas de conservação em propriedades privadas (MARCO JR *et al.*, 2023), especialmente nas regiões Sudeste e Sul do Cerrado, onde o bioma se encontra nas etapas finais da transição florestal e apresenta elevados índices de ocupação. Segundo o Código Florestal Brasileiro, apenas 20% das terras privadas no Cerrado são destinadas à conservação, em contraste com 80% na Amazônia (BRASIL, 2012), o que reforça a necessidade de maior atenção ao bioma, dada sua relevância para a biodiversidade global.

Além disso, é fundamental expandir as Áreas de Proteção Ambiental (APAs) no Cerrado, que atualmente cobrem apenas 7,5% do território, enquanto na Amazônia chegam a 46% (STRASSBURG *et al.*, 2017). Em regiões como o Matopiba e o norte de Goiás, que se encontram nos estágios iniciais da transição florestal, o aumento da cobertura das APAs pode desempenhar um papel crucial na conservação da vegetação nativa remanescente, promovendo a defesa de ecossistemas, espécies nativas e habitats ameaçados. Finalmente, essa iniciativa contribuiria para promover métodos que aumentem a produtividade agrícola sem a necessidade de expandir a fronteira agrícola (STRASSBURG *et al.*, 2014; 2017).

## REFERÊNCIAS

- ABDULAI, A. N.; ABDULAI, A. Examining the impact of conservation agriculture on environmental efficiency among maize farmers in Zambia. **Environment and Development Economics**, v. 22, n. 2, p. 177-201, 2017. Disponível em: <10.1017/S1355770X16000309>.
- AGÊNCIA INTERNACIONAL DE COOPERAÇÃO DO JAPÃO. **50 anos de Cooperação Brasil-Japão**. Disponível em: <<https://www.abc.gov.br/imprensa/mostrarconteudo/744>>. Acesso em: 19 nov. 2024.
- AGUIAR, L. M. S.; MACHADO, R. B.; MARINHO-FILHO, J. A diversidade biológica do Cerrado. In: AGUIAR, L. M. S.; CAMARGO, A. J. A. **Cerrado: ecologia e caracterização**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004. p. 17-40.
- ALENCAR, A. A. *et al.* **Desmatamento nos Assentamentos da Amazônia: Histórico, Tendências e Oportunidades**. Brasília: IPAM, 2016.
- ANGELSEN, A. **Forest cover change in space and time: combining the von Thünen and forest transition theories**. Washington, DC: World Bank Publications, 2007. Disponível em: <<https://documents.worldbank.org/pt/publication/documents-reports/documentdetail/543631468324883529/forest-cover-change-in-space-and-time-combining-the-von-thunen-and-forest-transition-theories>>. Acesso em: 19 nov. 2024.
- ANSELIN, L. Some robust approaches to testing and estimation in spatial econometrics. **Regional Science and Urban Economics**, v. 20, n. 2, p. 141-163, 1990. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0166-0462\(90\)90001-J](https://doi.org/10.1016/0166-0462(90)90001-J)>.
- ANSELIN, L. Local indicators of spatial association—LISA. **Geographical analysis**, v. 27, n. 2, p. 93-115, 1995. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1995.tb00338.x>>.
- AQUINO, F. D. G. *et al.* Sustentabilidade no Bioma Cerrado: visão geral e desafios. In: PARRON, L. M. *et al.* (org.). **CERRADO: desafios e oportunidades para o desenvolvimento sustentável**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008. p. 23-32.
- BAI, X.; SALIM, R.; BLOCH, H. Environmental efficiency of apple production in China: A translog stochastic frontier analysis. **Agricultural and Resource Economics Review**, v. 48, n. 2, p. 199-220, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1017/age.2018.25>>.
- BANDEIRA, M. N.; CAMPOS, F. I. BIOMA CERRADO: RELEVÂNCIA NO CENÁRIO HÍDRICO BRASILEIRO. **CIPEEX**, v. 2, p. 399-409, 2018. Disponível em: <<https://anais.unievangelica.edu.br/index.php/CIPEEX/article/view/3093>>. Acesso em: 19 nov. 2024.
- BARBIER, E. B.; BURGESS, J. C.; GRAINGER, A. The forest transition: Towards a more comprehensive theoretical framework. **Land use policy**, v. 27, n. 2, p. 98-107, 2010. Disponível em: <10.1016/j.landusepol.2009.02.001>.
- BARBOSA, A. S. Sustentabilidade no Sistema Biogeográfico do Cerrado. **POLITIKA-Fundação João Mangabeira, BRASÍLIA-DF**, p. 6-19, 2016. Disponível em: <<https://issuu.com/fjmangabeira/docs/revista-politika-4-portugues>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

BATTESE, G. E.; COELLI, T. J. Prediction of firm-level technical efficiencies with a generalized frontier production function and panel data. **Journal of econometrics**, v. 38, n. 3, p. 387-399, 1988. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0304-4076\(88\)90053-X](https://doi.org/10.1016/0304-4076(88)90053-X)>.

BATTESE, G. E.; COELLI, T. J. Frontier production functions, technical efficiency and panel data: with application to paddy farmers in India. **Journal of productivity analysis**, v. 3, p. 153-169, 1992. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/BF00158774>>.

BELCHIOR, E. B.; ALCANTARA, P. H. R.; BARBOSA, C. F. **Perspectivas e desafios para a região do MATOPIBA**. Palmas: Embrapa Pesca e Aquicultura, 2017. Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1065435>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

BELOTTI, F. *et al.* Stochastic frontier analysis using Stata. **The Stata Journal**, v. 13, n. 4, p. 719-758, 2013.

BITTAR, I. M. B. MODERNIZAÇÃO DO CERRADO BRASILEIRO E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL: REVENDO A HISTÓRIA. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, [S. l.], v. 6, n. 1, p. 26–38, 2011. Disponível em: <<https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/535>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

BOWMAN, M. S. *et al.* Persistence of cattle ranching in the Brazilian Amazon: A spatial analysis of the rationale for beef production. **Land use policy**, v. 29, n. 3, p. 558-568, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.09.009>>.

BRAGAGNOLO, C.; SPOLADOR, H. F. S.; BARROS, G. S. D. C. Regional Brazilian agriculture TFP analysis: a stochastic frontier analysis approach. **Revista Economia**, v. 11, n. 4, p. 217-242, 2010. Disponível em: <<https://ideas.repec.org/p/anp/en2010/194.html>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

BRASIL. Decreto nº 24.609, de 6 de julho de 1934. Cria Instituto Nacional de Estatística e fixa disposições orgânicas para a execução e desenvolvimento dos serviços estatísticos. 1934. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1930-1939/decreto-24609-6-julho-1934-515214-publicacaooriginal-1-pe.html>>. Acesso: 19 nov. 2024.

BRASIL. Lei nº 4.829, de 5 de novembro de 1956. Institucionaliza o crédito rural. 1965. Disponível em: <[https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l4829.htm#:~:text=LEI%20No%204.829%2C%20DE%205%20DE%20NOVEMBRO%20DE%201965&text=Institucionaliza%20o%20cr%2C%203%20A9dito%20rural.&text=Art.,o%20bem%20Destar%20do%20povo](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4829.htm#:~:text=LEI%20No%204.829%2C%20DE%205%20DE%20NOVEMBRO%20DE%201965&text=Institucionaliza%20o%20cr%2C%203%20A9dito%20rural.&text=Art.,o%20bem%20Destar%20do%20povo)>. Acesso em: 19 nov. 2024.

BRASIL. Decreto nº 58.382, de 10 de maio de 1966. Dispõe quanto à coordenação das atividades de extensão rural. 1966. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1960-1969/decreto-58382-10-maio-1966-399047-publicacaooriginal-1-pe.html>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

BRASIL. Lei nº 5.365, de 1 de dezembro de 1967. Cria a Superintendência do Desenvolvimento da Região Centro-Oeste (SUDECO), e dá outras providências. 1967. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1960-1969/decreto-58382-10-maio-1966-399047-publicacaooriginal-1-pe.html>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Catálogo de trabalhos técnico-científicos do PNMA**. Brasília, DF, 1995.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Alterações no Código Florestal brasileiro. 2012. Disponível em: <[https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm)>. Acesso em: 19 nov. 2024.

BUSTAMANTE, M. M. C. *et al.* Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. **Climatic change**, v. 115, p. 559-577, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10584-012-0443-3>>.

CALABONI, A. **Transição florestal no estado de São Paulo, Brasil: fatores associados ao desmatamento e recuperação das matas nativas**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2017. Disponível em: <<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-18082017-170805/pt-br.php>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

CALDEIRA, C.; PARRÉ, J. L. Agricultural diversification and rural development in the biome Cerrado. **RAEI**, v. 2, p. 344-359, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.33871/26747170.2020.2.1.3356>>.

CAMPOS, S. A. C. **Eficiência econômica e ambiental da produção leiteira em Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado em Economia Aplicada) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011. Disponível em: <<https://locus.ufv.br/items/0e7c5656-e85a-4bf2-9736-8c5300b1eae9>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

CAMPOS, S. A. C.; BRAGA, M. J. Eficiência e nível tecnológico na agropecuária mineira. **Revista Orbis Latina-Racionalidades, Desenvolvimento e Fronteiras-ISSN: 2237-6976**, v. 5, n. 2, 2015. Disponível em: <<https://revistas.unila.edu.br/index.php/orbis>>. Acesso em: 02 jan. 2025.

CASTILHO, D.; CHAVEIRO, E. F. Por uma análise territorial do Cerrado. **Cerrados: perspectivas e olhares**. Goiânia: Editora Vieira, p. 35-50, 2010.

CASTRO, C. N. D.; FREITAS, R. E.; NASCIMENTO, C. P. **O Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (PRONAF) no Matopiba**. 2020. Disponível em: <<https://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/10477>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

CIAIAN, P.; FALKOWSKI, J.; KANCS, D. Access to credit, factor allocation and farm productivity: Evidence from the CEE transition economies. **Agricultural Finance Review**, v. 72, n. 1, p. 22-47, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1108/00021461211222114>>.

COLLI, G. R.; BASTOS, R. P.; ARAÚJO, A. F. B. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Ed.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2002.

p. 223-241.

CONTINI, E. *et al.* O papel das políticas públicas no Cerrado. In: BOLFE, E. L.; SANO, E. E.; CAMPOS, S. K. (Ed.). **Dinâmica agrícola no cerrado: análises e projeções**, Brasília, DF: Embrapa, 2020. v. 1, cap. 3, p. 59-88.

CUESTA, R. A.; LOVELL, C. K.; ZOFÍO, J. L. Environmental efficiency measurement with translog distance functions: A parametric approach. **Ecological Economics**, v. 68, n. 8-9, p. 2232-2242, 2009. Disponível em: <10.1016/j.ecolecon.2009.02.001>.

DE CASTRO, E. R.; TEIXEIRA, E. C. Rural credit and agricultural supply in Brazil. **Agricultural Economics**, v. 43, n. 3, p. 293-302, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2012.00583.x>>.

DE FREITAS, W. D.; CHAVEIRO, E. F. Cerrado: modernização e ocupação a partir da localidade. **Revista Geográfica de América Central**, v. 2, p. 1-16, 2011.

DE MARCO JR, P. *et al.* The value of private properties for the conservation of biodiversity in the Brazilian Cerrado. **Science**, v. 380, n. 6642, p. 298-301, 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.1126/science.abq7768>>.

DE OLIVEIRA, J. A. P. Property rights, land conflicts and deforestation in the Eastern Amazon. **Forest Policy and Economics**, v. 10, n. 5, p. 303-315, 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.forpol.2007.11.008>>.

DOS SANTOS, N. B. F.; JÚNIOR, L. G. F.; FERREIRA, N. C. Caracterização socioeconômica do Cerrado. **Ateliê Geográfico**, v. 5, n. 1, p. 283-292, 2011.

DOS SANTOS, M. A. *et al.* O cerrado brasileiro: notas para estudo. **Textos para Discussão Cedeplar - UFMG**. Belo Horizonte: UFMG/Cedeplar, 2010.

EMBRAPA. **Tema MATOPIBA: sobre o tema**. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/tema-matopiba/sobre-o-tema>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

FÄRE, R. *et al.* Multilateral productivity comparisons when some outputs are undesirable: a nonparametric approach. **The review of economics and statistics**, p. 90-98, 1989. Disponível em: <<https://doi.org/10.2307/1928055>>.

FÄRE, R. *et al.* Characteristics of a polluting technology: theory and practice. **Journal of Econometrics**, v. 126, n. 2, p. 469-492, 2005. Disponível em: <10.1016/j.jeconom.2004.05.010>.

FARINACI, J. S.; FERREIRA, L. D. C.; BATISTELLA, M. Transição florestal e modernização ecológica: a eucaliptocultura para além do bem e do mal. **Ambiente & Sociedade**, v. 16, n. 2 p. 25-46, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1414-753X2013000200003>>.

FEARNSIDE, P. M. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. **Ecology and society**, v. 13, n. 1, 2008. Disponível em:

<<https://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss1/art23/>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

FERREIRA FILHO, J. B. D. S.; VIAN, C. E. D. F. The evolving role of large and medium farms on Brazilian agriculture. **Agricultural Economics**, v. 47, n. S1, p. 215-225, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/agec.12310>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

GANEM, R. S.; DRUMMOND, J. A.; FRANCO, J. L. A. Ocupação humana e impactos ambientais no bioma cerrado: dos bandeirantes à política de biocombustíveis. In: **IV ENCONTRO NACIONAL DA ANPPAS**. Brasília, DF, 2008. p. 1-20.

GIBBS, H. K. *et al.* Brazil's soy moratorium. **Science**, v. 347, n. 6220, p. 377-378, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1126/science.aaa0181>>.

GUTIÉRREZ, E. *et al.* A two-stage DEA approach for quantifying and analysing the inefficiency of conventional and organic rain-fed cereals in Spain. **Journal of Cleaner Production**, v.149, p.335-348, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.104>>.

HAILU, A.; VEEMAN, T. S. Non-parametric productivity analysis with undesirable outputs: an application to the Canadian pulp and paper industry. **American journal of agricultural economics**, v. 83, n. 3, p. 605-616, 2001. Disponível em: <10.1111/0002-9092.00181>.

HOGAN, D. J.; CUNHA, J. M. P.; CARMO, R. L. Uso do solo e mudança de sua cobertura no Centro-Oeste do Brasil: consequências demográficas, sociais e ambientais. In: HOGAN, D. J. *et al.* (org.). **Migração e ambiente no Centro-Oeste**. Campinas, NEPO/UNICAMP: PRONEX, p. 149-174, 2002.

HELFAND, S. M.; RADA, N. E.; MAGALHÃES, M. M. Brazilian agriculture: Is it all about the large farms?. **EuroChoices**, v. 16, n. 1, p. 17-22, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/1746-692X.12145>>.

HELFAND, S. M.; RADA, N. E.; MAGALHÃES, M. M. Agricultural productivity growth in Brazil: Large and small farms excel. **Food policy**, v. 84, p. 176-185, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2018.03.014>>.

INOCENCIO, M. E.; CALAÇA, M. Estado e território no Brasil: reflexões a partir da agricultura no Cerrado. **Revista IDEAS**, v. 4, n. 2, p. 271-306, 2010. Disponível em: <<https://www.revistaideas.ufrj.br/ojs/index.php/ideas/article/view/46>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

IBAMA. **Consulta pública de áreas embargadas**. Disponível em: <<https://servicos.ibama.gov.br/ctf/publico/areasembargadas/ConsultaPublicaAreasEmbargadas.php>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

IBGE. **Censo Agropecuário de 2017**. Rio de Janeiro: IBGE, 2017. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2017/resultados-definitivos#agroindustria-rural>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

IBGE. **Culturas temporárias e Culturas permanentes**. Disponível em:

<<https://cnae.ibge.gov.br/en/estrutura/natjur-estrutura/natureza-juridica-2003-1/16-vamos-contar/vamoscontar-atividades/ensinomedio/16625-culturas-temporarias-e-culturas-permanentes.html>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

INPE. **TerraBrasilis: desmatamento no bioma Cerrado**. Disponível em: <<https://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/cerrado/increments>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

IPAM. InfoPAS. **O desafio da produção familiar de baixo carbono**. Informativo do Projeto Assentamentos Sustentáveis na Amazônia, n. 10, Brasília: IPAM, 2017. Disponível em: <[https://ipam.org.br/wp-content/uploads/2017/04/boletimPAS10\\_web.pdf](https://ipam.org.br/wp-content/uploads/2017/04/boletimPAS10_web.pdf)>. Acesso em: 29 jan. 2025.

JONDROW, J. *et al.* On the estimation of technical inefficiency in the stochastic frontier production function model. **Journal of econometrics**, v. 19, n. 2-3, p. 233-238, 1982. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0304-4076\(82\)90004-5](https://doi.org/10.1016/0304-4076(82)90004-5)>.

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

KULL, C. A. *et al.* Pitfalls for the sustainability of forest transitions: evidence from Southeast Asia. **Environmental Conservation**, p. 1-11, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1017/S0376892924000079>>.

LAKNER, S. *et al.* The effects of diversification activities on the technical efficiency of organic farms in Switzerland, Austria, and Southern Germany. **Sustainability**, v.10, art.1304, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/su10041304>>.

LAMBIN, E. F.; MEYFROIDT, P. Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. **Land use policy**, v. 27, n. 2, p. 108-118, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.003>>.

LAWRENCE, D. *et al.* The unseen effects of deforestation: biophysical effects on climate. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 5, p. 756115, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.756115>>.

LEE, J. D.; PARK, J. B.; KIM, T. Y. Estimation of the shadow prices of pollutants with production/environment inefficiency taken into account: a nonparametric directional distance function approach. **Journal of environmental management**, v. 64, n. 4, p. 365-375, 2002. Disponível em: <10.1006/jema.2001.0480>.

LI, L. *et al.* Economic globalization, trade and forest transition-the case of nine Asian countries. **Forest Policy and Economics**, v. 76, p. 7-13, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.forpol.2015.12.006>>.

LÓPEZ-CARR, D. A review of small farmer land use and deforestation in tropical forest frontiers: Implications for conservation and sustainable livelihoods. **Land**, v. 10, n. 11, p. 1–23, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/land10111113>>.

LIMA, J. E. F. W. Situação e perspectivas sobre as águas do cerrado. **Ciência e cultura**, v. 63, n. 3, p. 27-29, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.21800/S0009-67252011000300011>>.

MACEDO, M. N. *et al.* Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 4, p. 1341-1346, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1073/pnas.1111374109>>.

MAJA, M. M.; AYANO, S. F. The impact of population growth on natural resources and farmers' capacity to adapt to climate change in low-income countries. **Earth Systems and Environment**, v. 5, n. 2, p. 271-283, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s41748-021-00209-6>>.

MALÁ, Z. Efficiency analysis of Czech organic agriculture. **Ekonomie a Management**, v.1, p.14-28, 2011. Disponível em: <[https://www.ekonomie-management.cz/download/1346061157\\_405e/2011\\_01\\_mala.pdf](https://www.ekonomie-management.cz/download/1346061157_405e/2011_01_mala.pdf)>. Acesso em: 29 jan. 2025.

MALHEIROS, R. A influência da sazonalidade na dinâmica da vida no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 19, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.5380/abclima.v19i0.48876>>.

MAPBIOMAS. **MapBiomas General “Handbook” Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD) Collection 7**. Disponível em: <[https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/ATBD\\_Collection\\_7\\_v2.pdf](https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/ATBD_Collection_7_v2.pdf)>. Acesso em: 19 nov. 2024.

MARQUES, J. F. Custos da erosão do solo em razão dos seus efeitos internos e externos à área de produção agrícola. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 36, n. 1, p. 61-80, 2019. Disponível em: <<http://www.resr.periodikos.com.br/article/5da2a1e00e882523472371d3>>. Acesso em: 29 jan. 2025.

MATHER, A. S. The forest transition. **Area**, p. 367-379, 1992. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/20003181>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

MEEUSEN, W.; VAN DEN BROECK, J. Efficiency estimation from Cobb-Douglas production functions with composed error. **International economic review**, p. 435-444, 1977. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/2525757>>. Acesso em: 19 abr. 2023.

MENDES, E. P. P.; FERREIRA, I. M. Ocupação e povoamento dos territórios centrais do Brasil: política fundiária e trabalho do século XVIII ao XX. In: **ENCONTRO NACIONAL DE GEOGRAFIA AGRÁRIA**, 18., 2012, Uberlândia. *Anais...* Uberlândia: Ed. da UFU, 2012.

MENDONÇA, R. C. *et al.* Flora vascular do cerrado: um ‘checklist’ com 11.430 espécies. **Cerrado ambiente e flora**, 2 ed. **Brasília, Brasil: Embrapa Informação Tecnológica**, p. 289-556, 2008.

MENGEL, A. A. Modernização da agricultura e pesquisa no Brasil: a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, EMBRAPA. **Rio de Janeiro: Programa de Pós-Graduação de Ciências Sociais em Desenvolvimento, Agricultura e Sociedade, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro**, 2015.

MMA. **Mapeamento do uso e cobertura da terra do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado 2013**. Brasília, DF, 2015. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/tccerrado/>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

MMA. **O Bioma Cerrado**. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/biomas/cerrado.html>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

MORTON, D. C. *et al.* Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 103, n. 39, p. 14637–14641, 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1073/pnas.0606377103>>.

MOYSÉS, A.; DA SILVA, E. R. Ocupação e urbanização dos cerrados: desafios para a sustentabilidade. **Cadernos metrópole**, n. 20, p. 197-220, 2008. Disponível em: <<https://revistas.pucsp.br/index.php/metropole/article/view/8693>>. Acesso em: 31 jan. 2025.

MUELLER, C. C.; MARTHA JÚNIOR, G. B. A agropecuária e o desenvolvimento socioeconômico recente do Cerrado. **SIMPÓSIO NACIONAL CERRADO**, v. 9, p. 1-41, 2008.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/35002501>>.

OLIVEIRA-FILHO, E. C.; LIMA, J. E. F. W. **Impacto da agricultura sobre os recursos hídricos na região do cerrado**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2002.

PEREIRA, C. N.; DE CASTRO, C. N. Assistência técnica na agricultura brasileira: uma análise sobre a origem da orientação técnica por meio do Censo Agropecuário de 2017. **Texto para Discussão, Repositório de Conhecimento do IPEA**, 2021. Disponível em: <<https://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/10893>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

PESSÔA, V. L. S. O paradoxo da Revolução Verde no Cerrado: The paradox of the Green Revolution in the Cerrado. **Élisée-Revista De Geografia Da UEG**, v. 9, n. 2, p. e922013-e922013, 2020. Disponível em: <[www.revista.ueg.br/index.php/elisee/article/view/10878](http://www.revista.ueg.br/index.php/elisee/article/view/10878)>. Acesso em: 19 nov. 2024.

PITTMAN, R. W. Issue in pollution control: Interplant cost differences and economies of scale. **Land economics**, v. 57, n. 1, p. 1-17, 1981. Disponível em: <<https://doi.org/10.2307/3145748>>.

REATTO, A.; CORREIA, J. R.; SPERA, S. T. Solos do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Ed.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 1998. p. 47-86.

REINHARD, S.; LOVELL, C. A. K.; THIJSSSEN, G. Econometric estimation of technical and environmental efficiency: an application to Dutch dairy farms. **american Journal of agricultural economics**, v. 81, n. 1, p. 44-60, 1999. Disponível em: <<https://doi.org/10.2307/1244449>>.

REINHARD, S.; LOVELL, C. A. K.; THIJSSSEN, G. Environmental efficiency with multiple environmentally detrimental variables; estimated with SFA and DEA. **European Journal of Operational Research**, v. 121, n. 2, p. 287-303, 2000. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(99\)00218-0](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(99)00218-0)>.

REINHARD, S.; LOVELL, C. A. K.; THIJSSSEN, G. Analysis of environmental efficiency variation. **American journal of agricultural economics**, v. 84, n. 4, p. 1054-1065, 2002. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/1467-8276.00053>>.

ROCHA, G. F. *et al.* Detecção de desmatamentos no bioma Cerrado entre 2002 e 2009: padrões, tendências e impactos. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 63, n. 3, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.14393/rbcv63n3-43744>>.

RODRIGUES, W. Valoração econômica dos impactos ambientais de tecnologias de plantio em região de Cerrados. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 43, p. 135-153, 2005. Disponível em: <10.1590/S0103-20032005000100008>.

RUDEL, T. K. *et al.* Forest transitions: towards a global understanding of land use change. **Global environmental change**, v. 15, n. 1, p. 23-31, 2005. Disponível em: <10.1016/j.gloenvcha.2004.11.001>.

RUDEL, T. K.; SCHNEIDER, L.; URIARTE, M. Forest transitions: An introduction. **Land use policy**, v. 27, n. 2, p. 95-97, 2010. Disponível em: <[doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.021](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.021)>.

SAATH, K. C. D. O.; FACHINELLO, A. L. Crescimento da demanda mundial de alimentos e restrições do fator terra no Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 56, p. 195-212, 2018. Disponível em: <10.1590/1234-56781806-94790560201>.

SANO, E. E. *et al.* Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 43, p. 153-156, 2008. Disponível em: <10.1590/S0100-204X2008000100020>.

SANTANA, C. A. M. *et al.* Cerrado: Pilar da agricultura brasileira. In: BOLFE, E. L.; SANO, E. E.; CAMPOS, S. K. (Ed.). **Dinâmica agrícola no Cerrado: análises e projeções**, Brasília, DF: Embrapa, 2020a. v. 1, cap. 2, p. 39-58.

SANTANA, C. A. M. *et al.* Dinâmicas agropecuárias e socioeconômicas no Cerrado, de 1975 a 2015. In: BOLFE, E. L.; SANO, E. E.; CAMPOS, S. K. (Ed.). **Dinâmica agrícola no Cerrado: análises e projeções**, Brasília, DF: Embrapa, 2020b. v. 1, cap. 5, p. 141-196.

SAUER, J.; FROHBERG, K.; HOCKMANN, H. Stochastic efficiency measurement: the curse of theoretical consistency. **Journal of applied Economics**, v. 9, n. 1, p. 139-165, 2006. Disponível em: <10.1080/15140326.2006.12040642>.

SCARAMUZZA, C. A. M. *et al.* Land-use and Land-cover mapping of the Brazilian Cerrado

based mainly on Landsat-8 satellite images. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 6, p. 1041-1051, 2017. Disponível em: <10.14393/rbcv69n6-44309>.

SCHELP, L. K.; BRAGAGNOLO, C. Teoria da Transição Florestal: Uma revisão bibliográfica para os biomas brasileiros. **Textos de Economia**, v. 26, n. 2, p. 01-32, 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.5007/2175-8085.2023.e93917>>.

SEARCHINGER, T. D. *et al.* Assessing the efficiency of changes in land use for mitigating climate change. **Nature**, v. 564, n. 7735, p. 249-253, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41586-018-0757-z>>.

SILVA, C. S. D. S.; BRAGAGNOLO, C. EFICIÊNCIA TÉCNICA E AMBIENTAL DA PECUÁRIA LEITEIRA NA REGIÃO DO TRIÂNGULO MINEIRO E ALTO PARANAÍBA. **Revista De Economia E Agronegócio**, v. 16, n. 2, 242–261, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.25070/rea.v16i2.593>>.

SILVA, L. L. O papel do estado no processo de ocupação das áreas de cerrado entre as décadas de 60 e 80. **Caminhos de Geografia**, v. 1, n. 2, p. 24-36, 2000. Disponível em: <<https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/15251/8552>>. Acesso em: 21 jan. 2025.

SILVA, M. A. *et al.* Sistema de plantio direto e rotação de culturas no Cerrado. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 13, p. e376111335568-e376111335568, 2022. Disponível em: <10.33448/rsd-v11i13.35568>.

SILVA, I. *et al.* QUALIFICAÇÃO DOS DADOS DE DESMATAMENTO NO ESTADO DO TOCANTINS, PORÇÃO DO CERRADO BRASILEIRO, UTILIZANDO DADOS DO PRODES E TERRACLASS. In: ANAIS DO XX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2023, Florianópolis. **Anais eletrônicos...**, São José dos Campos, INPE, 2023. Disponível em: <<https://proceedings.science/sbsr-2023/trabalhos/qualificacao-dos-dados-de-desmatamento-no-estado-do-tocantins-porcao-do-cerrado?lang=pt-br>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

SINGH, M. P. *et al.* Forest transition and socio-economic development in India and their implications for forest transition theory. **Forest Policy and Economics**, v. 76, p. 65-71, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.forpol.2015.10.013>>.

SOUZA, G. D. S.; GOMES, E. G.; ALVES, E. Agricultura da região de Cerrado: eficiência econômica, produtividades e perspectivas. In: BOLFE, E. L.; SANO, E. E.; CAMPOS, S. K. (Ed.). **Dinâmica agrícola no cerrado: análises e projeções**, Brasília, DF: Embrapa, 2020a. v. 1, cap. 9, p. 259-308.

SOUZA, G. D. S.; GOMES, E. G.; ALVES, E. Função de produção com base nos microdados do Censo Agropecuário de 2017. **Revista de Política Agrícola**, v. 29, n. 4, p. 65, 2020b. Disponível em: <<https://seer.sede.embrapa.br/index.php/RPA/article/view/1654/pdf>>. Acesso em: 02 jan. 2025.

SPOLADOR, H. F. S.; DANELON, A. F. New evidence of the driving forces behind Brazil's agricultural TFP growth—A stochastic frontier analysis with climatic variables and land

suitability index. **Australian Journal of Agricultural and Resource Economics**, v. 68, n. 2, p. 366-385, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/1467-8489.12558>>.

STABILE, M. C. *et al.* Solving Brazil's land use puzzle: Increasing production and slowing Amazon deforestation. **Land use policy**, v. 91, p. 104362, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104362>>.

STRASSBURG, B. B. N. *et al.* When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 28, p. 84-97, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.001>>.

STRASSBURG, B. B. N. *et al.* Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, p. 0099, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>>.

TATEISHI, H. R.; BRAGAGNOLO, C.; DE ALMEIDA, A. N. Forest, agriculture and land conversion: Environmental efficiency in Brazilian Amazon rainforest. **Forest Policy and Economics**, v. 133, p. 102615, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102615>>.

TIEDEMANN, T.; LATACZ-LOHMANN, U. Production risk and technical efficiency in organic and conventional agriculture - the case of arable farms in Germany. **Journal of Agricultural Economics**, v.64, p.73-96, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2012.00364.x>>.

TRIGUEIRO, W. R.; NABOUT, J. C.; TESSAROLO, G. Uncovering the spatial variability of recent deforestation drivers in the Brazilian Cerrado. **Journal of Environmental Management**, v. 275, p. 111243, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111243>>.

VALENTIM, J. F.; DE ANDRADE, C. M. S. **Tendências e perspectivas da pecuária bovina na Amazônia brasileira**. Amazônia: Ci. & Desenv., Belém, v. 4, n. 8. 2009. Disponível em: <<http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/659062>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

VIANI, R. A. G. *et al.* CERRADO: Avanços e desafios à restauração da savana mais biodiversa do mundo. **Guia Universitário de Informações Ambientais**, v. 3, n. 1, p. 34-36, 2022.

VILELA, M. D. F.; SOARES, Z. A. B.; WAGNER, E. Pesquisa, transferência de tecnologia e desenvolvimento do Cerrado. In: BOLFE, E. L.; SANO, E. E.; CAMPOS, S. K. (Ed.). **Dinâmica agrícola no cerrado: análises e projeções**, Brasília, DF: EMBRAPA, 2020. v. 1, cap. 4, p. 89-139.

VON THÜNEN, J. H. Isolated state. *Progress in Human Geography*, v. 20, n. 4, 1966.

WALTER, B. M. T. **Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas**. Tese (Doutorado em Ecologia) – Departamento de Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília. 2006.

ZAIM, O.; TASKIN, F. Environmental efficiency in carbon dioxide emissions in the OECD: A non-parametric approach. **Journal of Environmental Management**, v. 58, n. 2, p. 95-107, 2000. Disponível em: <[doi.org/10.1006/jema.1999.0312](https://doi.org/10.1006/jema.1999.0312)>.

ZAMAN, K. Environmental cost of deforestation in Brazil's Amazon Rainforest: Controlling biocapacity deficit and renewable wastes for conserving forest resources. **Forest Ecology and Management**, v. 504, p. 119854, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119854>>.

ZHANG, T.; XUE, B. D. Environmental efficiency analysis of China's vegetable production. **Biomedical and Environmental Sciences**, v. 18, n. 1, p. 21-30, 2005. Disponível em: <<https://www.besjournal.com/article/id/503243d0-2858-4cf1-9801-a173ffb546b3>>. Acesso em: 19 nov. 2024.

**APÊNDICE A – Estimativas das fronteiras de produção estocásticas *translog* e Cobb-Douglas, e *Likelihood-ratio test***

Variável	<i>Translog</i>		Cobb-Douglas	
	Coefficiente	Erro-padrão	Coefficiente	Erro-padrão
$\ln area_i$	0,376***	0,116	0,476***	0,025
$\ln trab_i$	-1,482***	0,363	0,406***	0,064
$\ln cap_i$	1,265***	0,148	0,750***	0,030
$\ln z_i$	0,344***	0,090	0,029**	0,013
$\ln cap_i \times \ln trab_i$	-0,108 <sup>ns</sup>	0,090		
$\ln cap_i \times \ln area_i$	0,105***	0,038		
$\ln cap_i \times \ln z_i$	-0,004 <sup>ns</sup>	0,019		
$\ln trab_i \times \ln area_i$	-0,123*	0,068		
$\ln trab_i \times \ln z_i$	-0,056 <sup>ns</sup>	0,042		
$\ln area_i \times \ln z_i$	-0,032**	0,016		
$\ln (area_i)^2$	0,042 <sup>ns</sup>	0,034		
$\ln (trab_i)^2$	1,257***	0,231		
$\ln (cap_i)^2$	-0,340***	0,060		
$\ln (z_i)^2$	0,041***	0,013		
D <sub>MS</sub>	-0,277**	0,120	-0,146 <sup>ns</sup>	0,117
D <sub>MT</sub>	-0,484***	0,105	-0,423***	0,103
D <sub>GO</sub>	-0,155***	0,050	-0,127**	0,052
D <sub>TO</sub>	-0,289***	0,077	-0,291***	0,076
D <sub>MA</sub>	0,066 <sup>ns</sup>	0,073	0,097 <sup>ns</sup>	0,070
D <sub>PI</sub>	-0,411***	0,083	-0,385***	0,077
D <sub>BA</sub>	-0,423***	0,095	-0,520***	0,079
Intercepto	4,930***	0,388	2,912***	0,155
$\omega_0$	-0,568***	0,065	-0,409***	0,055
$\delta_{GO}$	-1,033***	0,157	-0,877***	0,110
$\delta_{TO}$	-0,531***	0,161	-0,541***	0,139
$\delta_{MA}$	-0,593***	0,155	-0,695***	0,140
$\delta_{PI}$	-0,397***	0,146	-0,453***	0,135
$\delta_{BA}$	-0,972***	0,298	-1,177***	0,209
$\sigma_v$	0,641	0,634	0,694	0,687
$\sigma_u$	0,184	0,057	0,029	0,107
<i>Likelihood-ratio test</i>	103,910***			

Obs.: \*\*\*, \*\*, \*, <sup>ns</sup>: 1%, 5%, 10% de significância estatística, e “não significativo”.

Fonte: resultados da pesquisa.

**APÊNDICE B – Eficiências técnicas Battese e Coelli (1988) e Jondrow *et al.* (1982)**

Modelo	Média	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo	(Obs.)
BC (1988)	0,845	0,041	0,438	0,932	(1.370)
JLMS (1982)	0,834	0,046	0,401	0,929	(1.369)

Fonte: resultados da pesquisa.

**APÊNDICE C – Estatísticas descritivas das variáveis utilizadas nos cálculos**

Variável	Média	Desvio-padrão	Mediana	Máximo	Mínimo
<b>Fronteira Estocástica (Primeira etapa)</b>					
PIB Municipal Agropecuário (R\$1000)	94,311	163,963	38,782	2.248,083	0,872
Eletricidade (R\$1000)	3,833	4,775	2,367	40,366	0,307
Trabalho (pessoas)	3,652	1,759	3,201	14,202	1,133
Terra (km <sup>2</sup> )	1,433	2,130	0,830	25,678	0,021
Desmatamento (km <sup>2</sup> )	0,012	0,021	0,010	0,321	0
<b>Regressões de ET e EA (Segunda etapa)</b>					
Área de Lavoura (km <sup>2</sup> )	0,455	0,812	0,154	9,495	0
Área de Pastagem (km <sup>2</sup> )	0,894	1,499	0,454	21,954	0,001
Gado (cabeças)	109,237	134,913	70,906	1.540,490	4,918
Plantio Direto na Palha (%)	0,082	0,119	0,037	0,801	0
Agricultura/Pecuária Orgânica (%)	0,015	0,036	0,004	0,578	0
Crédito Rural (R\$1000)	30,887	164,967	7,348	5.167,389	0
Multas Ambientais (R\$)	132,445	1.527,461	0	42.651,061	0
Assistência Técnica (%)	0,243	0,204	0,180	0,938	0
População (mil pessoas)	30,356	120,755	10,069	2.690,933	0,824
Urbanização (%)	0,716	0,197	0,754	1	0,138
IDH Municipal (índice)	0,770	0,047	0,774	0,942	0,568
Escolaridade (anos)	7,513	2,207	7,863	12,375	1,339

Fonte: resultados da pesquisa.