



Universidade Federal de São Carlos
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
Curso de Engenharia Agrônoma



GUSTAVO GOES DOS SANTOS

**EMIÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA DA MUDANÇA DE USO
DO SOLO E POTENCIAL DE SEQUESTRO DE C-CO₂ PELA
RECUPERAÇÃO DE PASTAGENS DEGRADADAS PARA O ESTADO
DO PARÁ, 2008 A 2019**

ARARAS – 2021



Universidade Federal de São Carlos
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
Curso de Engenharia Agrônoma



GUSTAVO GOES DOS SANTOS

**EMIÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA DA MUDANÇA DE USO
DO SOLO E POTENCIAL DE SEQUESTRO DE C-CO₂ PELA
RECUPERAÇÃO DE PASTAGENS DEGRADADAS PARA O ESTADO
DO PARÁ, 2008 A 2019**

Monografia apresentada ao Curso de
Engenharia Agrônoma – CCA – UFSCar para
a obtenção do título de Engenheiro Agrônomo

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Barretto de
Figueiredo

ARARAS – 2021

“E apliquei o meu coração a conhecer a sabedoria e a conhecer os desvarios e as loucuras, e vim a saber que também isto era aflição de espírito”

Eclesiastes 1:17

RESUMO

O Brasil contribui ativamente com a intensificação do efeito estufa global, sendo o desmatamento responsável por grande parte da emissão de carbono atmosférico do país. Faz-se necessário conservar o bioma Amazônia a partir do ponto de vista ambiental e econômico, uma vez que os serviços ecossistêmicos do bioma oferecem vantagens à agropecuária. Este trabalho visa estimar as emissões de gases causadores de efeito estufa (GEE) em virtude do corte e queima de florestas nativas no período de 2008 a 2019, avaliar, no mesmo horizonte temporal, as variações potenciais dos estoques de carbono orgânico do solo para o estado do Pará, e propor estratégias de incremento do estoque de carbono do solo na recuperação de pastagens degradadas. O cálculo do desmatamento apontou 3,53 Mha de perda de cobertura florestal no estado do Pará entre os anos de 2008 e 2019, equivalente a 2,8% da área total do estado. A mudança de uso do solo culminou numa emissão de 1025,52 Mton. CO₂eq. no estado do Pará, enquanto a conversão das áreas agricultáveis em pastagens sem preparo de solo e com baixa incorporação orgânica, utilizando de valores metodológicos padronizados, apresentou potencial de incremento do estoque de carbono em 45,93 Mton. C ano⁻¹ nos primeiros 30 centímetros de solo do estado. Verificou-se que a maioria dos municípios paraenses aumentaram suas áreas de pastagem entre os anos de 2008 e 2019, com destaque para os cinco municípios de maior avanço de pastagem no período (São Félix do Xingu, Altamira, Novo Repartimento, Novo Progresso e Pacajá), também responsáveis pelas maiores taxas de desmatamento e emissão de CO₂eq. no estado do Pará. Dividiu-se as projeções de mitigação de gases de efeito estufa conforme o grau de implantação de sistema de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) em área total de pastos degradados, baseados na aptidão agropecuária regional. No cenário A, que computa a introdução de 20 a 40% de sistema ILPF nas pastagens degradadas totais do estado do Pará, estima-se potencial de mitigação de 8,90 a 17,81 Mton. CO₂eq. ano⁻¹, ao passo que o cenário B – entre 60 e 100% de conversão de pastagens degradadas do estado do Pará em sistema ILPF – representa um potencial de mitigação de GEE entre 26,71 e 44,51 Mton. CO₂eq. ano⁻¹. Pode-se concluir que houve uma correlação entre o desmatamento, as emissões de GEE e o avanço de pastagens no estado do Pará entre os anos de 2008 e 2019, assim como os índices de degradação por município podem auxiliar na instauração de políticas públicas e tomada de decisão do setor privado.

Palavras-chave: desmatamento, mudança climática, sistema integrado, estoque de carbono e sustentabilidade.

ABSTRACT

Brazil actively contributes to the intensification of the global greenhouse effect, with deforestation being responsible for a large part of the country's atmospheric carbon emissions. It is necessary to conserve the Amazon biome from an environmental and economic point of view since the biome's ecosystem services are resources for farming. This work aims to estimate the greenhouse gas (GHG) emissions due to the cutting and burning of native forests in the period 2008 to 2019, to evaluate, in the same time frame, the potential variations of the soil organic carbon (SOC) stocks for the state of Pará, and to propose strategies to increase SOC stock in the recovery of degraded pastures. The deforestation calculation pointed to 3.53 Mha of forest cover loss in the state of Pará between 2008 and 2019, equivalent to 2.8% of the total area of the state. The change in land use culminated in an emission of 1025.52 Mton. CO₂eq. in the state of Pará, while the conversion of land suitable for farming into pasture without tillage and with low input of organic amendments, using standardized methodological values, showed potential to increase the SOC stock by 45.93 Mton. C year⁻¹ in the first 30 centimeters of soil in the state. It was found that most municipalities in Pará increased their pasture areas between 2008 and 2019, with emphasis on the five municipalities with the greatest advance in pasture in the period (São Félix do Xingu, Altamira, Novo Repartimento, Novo Progresso and Pacajá), also responsible for the highest rates of deforestation and CO₂eq. emissions in the state of Pará. The GHG mitigation projections were divided according to the degree of implementation of the crop-livestock-forest integration system (ILPF) in a total area of degraded pastures, based on regional agricultural suitability. In scenario A, which computes the introduction of 20 to 40% of the ILPF system in the total degraded pastures of the state of Pará, a mitigation potential of 8.90 to 17.81 Mton. CO₂eq. year⁻¹ is estimated, while scenario B – between 60 and 100% conversion of degraded pastures in the state of Pará into ILPF system – represents a GHG mitigation potential between 26.71 and 44.51 Mton. CO₂eq. year⁻¹. It can be concluded that there was a correlation between deforestation, GHG emissions and the advancement of pastures in the state of Pará between 2008 and 2019, as well as the degradation rates per municipality can help in the establishment of public policies and takeover decision-making by the private sector.

Keywords: deforestation, climate change, integrated system, carbon stock and sustainability.

LISTA DE SIGLAS

- AD – Área desmatada anualmente nos municípios e no estado do Pará;
- AM – Área dos municípios e do estado do Pará no ano de 2019;
- AP – Área agricultável do estado do Pará conforme pedologia;
- ATD – Área total desmatada nos municípios e no estado do Pará, entre os anos de 2008 e 2019;
- BSC – Biomassa seca consumida pelo fogo na floresta tropical;
- DR – Desmatamento relativo às áreas dos municípios e do estado do Pará, entre os anos de 2008 e 2019;
- $E_{CO_2eq,B}$ – Emissão de dióxido de carbono equivalente na combustão da biomassa, nos municípios e no estado do Pará, entre os anos de 2008 e 2019;
- ECSR – Estoque de carbono orgânico do solo de referência, na camada de 0-30cm;
- FCH₄ – Fator de emissão de metano em queimadas na floresta tropical;
- FCO₂ – Fator de emissão de dióxido de carbono em queimadas na floresta tropical;
- FI – Fator de mudança do estoque de carbono orgânico do solo, em vinte anos, da baixa entrada de insumos orgânicos no pasto;
- F_{ilpf} – Fator de conversão do avanço de ILPF em áreas de pastagem degradada
- FMa – Fator de mudança do estoque de carbono orgânico do solo, em vinte anos, do não preparo do solo no manejo do pasto;
- FN₂O – Fator de emissão de óxido nitroso em queimadas na floresta tropical;
- FU – Fator de mudança do estoque de carbono orgânico do solo, em vinte anos, de conversão da mata nativa em pasto;
- GEE – Gases de efeito estufa;
- PAG – Potencial de aquecimento global, em relação ao dióxido de carbono, em cem anos;
- PDT – Área de pastagem degradada total nos municípios e no estado do Pará, no ano de 2018;
- PDTP – Percentual de degradação de pastagem em relação ao total de pasto por município para o ano de 2019
- PEB – Potencial de emissão bruta anual do sistema de ILPF;
- Pf – Área de pastagem total nos municípios e no estado do Pará no ano de 2019;
- Pi – Área de pastagem total nos municípios e no estado do Pará no ano de 2008;

LISTA DE SIGLAS

PIECS – Potencial de incremento anual do estoque de carbono orgânico do solo, na camada de 0-30cm, nas áreas de pastagens do Pará;

PIENS – Potencial de incremento anual do estoque de N disponível do solo, na camada 0-30cm, nas áreas de pastagens do Pará;

PMCO₂eq. – Potencial de mitigação anual de dióxido de carbono equivalente do manejo ILPF;

PMD – Pastagem moderadamente degradada nos municípios e no estado do Pará, no ano de 2018;

PSB – Potencial de sequestro bruto anual do sistema de ILPF;

PSC-CO₂S – Potencial de sequestro anual de CO₂ atmosférico por parte do solo, na camada de 0-30cm, nas áreas agricultáveis do Pará,

PSD – Pastagem severamente degradada nos municípios e no estado do Pará, no ano de 2018;

PSL – Potencial de sequestro líquido anual do sistema de ILPF;

VP – Variação total das áreas de pastagem nos municípios e no estado do Pará, entre os anos de 2008 e 2019.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	9
2. REVISÃO DE LITERATURA	11
2.1. Panorama do desmatamento na Amazônia Legal.....	11
2.2. Consequências do desmatamento na Amazônia Legal	13
2.3. Dinâmica do estoque de C orgânico do solo e vegetação conforme uso agrossilvipastoril.....	14
3. OBJETIVOS	18
3.1. Objetivo Geral.....	18
3.2. Objetivos Específicos.....	18
3.3. Hipótese	18
3.4. Justificativa.....	18
4. MATERIAL E MÉTODOS	20
4.1. Mapeamento da mudança de uso do solo	20
4.2. Cálculo da emissão de CO ₂ eq. da biomassa em função do desmatamento.....	21
4.3. Cálculo da variação de C-CO ₂ e N do solo em função do avanço de pastagens	23
4.4. Mapeamento das áreas de pastagens no Pará	26
4.5. Mapeamento das áreas de pastagens degradadas no Pará	27
4.6. Potencial de mitigação de GEE a partir da recuperação de pastagens degradadas no Pará	29
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	33
5.1. Estimativa do desmatamento no Pará e emissão de GEE em função da mudança de uso do solo.....	33
5.2. Levantamento das áreas de pastagens e potencial de mitigação de GEE com adoção de estratégias de manejo integrado (ILPF).....	37
6. CONCLUSÃO	43
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	44

1. INTRODUÇÃO

Segundo SEEG (2019), a emissão bruta de CO₂eq. no Brasil foi de 2,18 bilhões de toneladas em 2019, sendo a agropecuária responsável por 28% dessas emissões. As mudanças no uso da terra e o desmatamento representaram cerca de um bilhão de toneladas de CO₂eq. lançadas à atmosfera pelo país em 2019, denotando a necessidade de elaborar estratégias específicas para tais setores (SEEG, 2019).

Corroborando com os acordos internacionais ratificados pelo Brasil, especialmente a Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada (iNDC), a qual discursa sobre a redução das emissões nacionais de gases de efeito estufa (GEE) em 43% entre os anos de 2005 e 2030 (BRASIL, 2020), fora estabelecido o Plano ABC, regido sob as diretrizes de reduzir as emissões de GEE pelo setor agropecuário, de modo a disponibilizar linhas de crédito na recuperação de pastagens degradadas, fomento à introdução lavoura-pecuária-floresta (ILPF), fixação biológica de nitrogênio (FBN), sistemas de plantio direto (SPD) e tratamento de dejetos animais. Estabeleceu-se como meta deste programa reduzir a emissão de GEE na agropecuária na ordem de 133 a 166 megatoneladas de CO₂eq. (WANDER; TOMAZ; PINTO, 2016).

Apesar da grande alocação de recursos financeiros, tal política pública esbarrou na defasagem tecnológica e na distribuição irregular destes recursos: do montante de R\$15,2 bilhões disponibilizado para financiamento, apenas R\$1,8 bilhão faz jus à região Norte; enquanto esta região representa 17% do valor total dos contratos, as regiões Centro-Oeste e Sudeste somam R\$10 bilhões de captação do Plano ABC, valor correspondente a 66% do total levantado pelo programa em questão (OBSERVATÓRIO ABC, 2020).

O solo e a biomassa vegetal são grandes reservatórios biologicamente ativos do carbono terrestre, havendo contenção de 2,7 vezes mais carbono nestes do que na atmosfera. Assim, a conversão de mata nativa em agroecossistemas convencionais – porventura da queima ou decomposição microbiana do carbono orgânico – acarreta uma grande liberação de CO₂eq. A matéria orgânica do solo (MOS), além de suma importância para a ciclagem de nutrientes em florestas virgens, é capaz de armazenar massivas quantidades de carbono orgânico somente no primeiro metro de solo. (FARGIONE et al., 2008; FERNANDES; CERRI;

FERNANDES, 2007).

Ao passo que a manutenção de florestas é vital para garantir biodiversidade e concentrar o carbono orgânico na biomassa e no solo, de maneira obstatante o desmatamento da Amazônia no Estado do Pará apresentou uma tendência de aumento nos últimos dez anos, sendo este responsável por quase metade do desflorestamento da Amazônia Legal em 2020 (INPE, 2021). A situação evidenciada se dá em virtude do corte ilegal e legal de madeira, avanço da pecuária extensiva e urbanização (HANSEN et al., 2013).

Fearnside (2006) aponta que o serviço ecossistêmico desempenhado pela Amazônia apresenta um retorno maior que as atividades de baixa sustentabilidade que substituem a vegetação nativa ao longo do tempo, comprometendo abastecimento hídrico, manutenção de biodiversidade e estoque de carbono no solo e biomassa; cita também a respeito do crédito de carbono, cujo valor pode ser até maior em proteger a região que comercializar seus recursos naturais.

A pressão internacional, dispendo de embargos às commodities brasileiras, contribuiu para o aprimoramento da cadeia agropecuária paraense, fomentando pastagens renovadas e sustentáveis em locais que sofreram remoção de floresta nativa, e, posteriormente, degradação do solo e da paisagem (BUNGENSTAB et al., 2019).

A partir da designação de pastagens degradadas como aquelas cujo estado de má conservação implica em perdas significativas de produtividade animal (LAPIG, 2021), a ocorrência de pastos bem conservados não apenas é relevante em viés ambiental, bem como alavanca as atividades pecuaristas, melhorando as condições de vida das famílias inseridas no campo (MATTOS et al., 2010). Assim, o trabalho se prontificou a quantificar os níveis de desmatamento e analisar a dinâmica das pastagens paraenses, a fim de traçar estratégias de exploração agropecuária sustentáveis.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Panorama do desmatamento na Amazônia Legal

De acordo com INPE (2021) o desmatamento na Amazônia Legal, interpretado pela remoção da cobertura florestal primária em totalidade e invariável em relação ao futuro uso destas áreas, é uma das maiores ameaças à preservação do bioma. Houve redução de 11.088 km² da floresta apenas em 2020, um crescimento de 9,5% em relação ao ano anterior, cenário no qual o Estado do Pará foi responsável por 46,8% do corte raso total, este que se utiliza de queimadas, causando injúrias ambientais e à saúde humana (INPE, 2021).

Os dados relacionados ao desmatamento na Amazônia Legal são inquietantes, uma vez que estratégias direcionadas à manutenção e preservação do carbono em florestas tropicais são vitais para o combate às mudanças climáticas, e, de maneira oposta, os referidos biomas apresentaram perda líquida de 1.300 ± 700 megatoneladas de carbono entre os anos de 1990 a 2007 (PAN et al., 2011). A sensibilidade das florestas tropicais perante o desmatamento é mais acentuada porque o reservatório de C orgânico preponderante nestes ecossistemas advém da biomassa, estimada em 56% nela e 32% no solo, enquanto a proporção do carbono orgânico na floresta boreal (segunda mais importante no sequestro de carbono) é de 60% no solo e apenas 20% na biomassa, tornando-a comparativamente mais tolerante à retirada de cobertura vegetal (PAN et al., 2011).

Zarin (2012) discursa no mesmo sentido acerca do desmatamento nas florestas tropicais, alertando que tal fenômeno acarretou aproximadamente 20% das emissões totais de GEE na década de 90. Atenta ainda para a disparidade na emissão bruta de carbono da biomassa via desflorestamento do Brasil, que, de 2000 a 2005, sobrepôs a perda nos estoques de carbono orgânico dos outros quatro principais emissores tropicais juntos – Indonésia, Malásia, Mianmar e República Democrática do Congo, respectivamente.

As variações no desmatamento e na regeneração florestal da Amazônia Legal – principal contribuinte no aumento da área florestal em meados dos anos 2000 – refletem a orientação das políticas públicas e a situação econômica dos recursos naturais, das famílias e do setor agropecuario. Modelos elaborados por Saraiva et al. (2020) apontaram que o crédito rural foi inversamente proporcional à regeneração da

floresta, denotando que os contratos devem se restringir a financiamentos para áreas onde há vegetação secundária.

Ademais, o aumento do PIB *per capita* e dos índices econômicos agrícolas reduziram significativamente a preservação da floresta; o preço da madeira e a ocorrência dos assentamentos não influenciou nos níveis de vegetação regenerante, ao passo que a frequência e a severidade das multas aplicadas pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) tiveram efeitos positivos na mitigação do desflorestamento e no aumento da vegetação secundária, que expandiu nos últimos anos, embora aquém dos padrões desejáveis (SARAIVA et al., 2020).

Interligando a renda dos produtores familiares à produção ajustada com as demandas ambientais, Pinto et al. (2020) estimulam a assistência técnica desenvolvida em parceria com assentamentos rurais na Mesoregião do Baixo Amazonas e do Sudoeste Paraense. Verificou-se que, de 2012 a 2017, houve um incremento médio de 121% na renda bruta das famílias assistidas pelo Projeto Assentamentos Sustentáveis (PAS), o qual reduziu a suscetibilidade dos assentados às mudanças climáticas e norteou uma produção fidedigna com a política de mitigação de GEE, consolidando assim uma alternativa à problemática da relação inversa entre PIB *per capita* e desmatamento (PINTO et al., 2020).

A postura governamental, conjuntamente com a dos indivíduos, sugere o sentido do uso e ocupação da Amazônia, sendo constatada uma flexibilização recente das áreas protegidas por lei, permitindo desta forma o aumento do desmatamento legalizado:

O poder público estadual, ouvido o Conselho Estadual de Meio Ambiente, poderá reduzir a Reserva Legal para até 50% (cinquenta por cento), quando o Estado tiver Zoneamento Ecológico-Econômico aprovado e mais de 65% (sessenta e cinco por cento) do seu território ocupado por unidades de conservação da natureza de domínio público, devidamente regularizadas, e por terras indígenas homologadas (BRASIL, 2012, Art. 12, §5).

Freitas et al. (2018) avaliaram dois cenários a partir do novo Código Florestal de 2012: o conservador, no qual a manutenção dos recursos naturais é prioritária (80%

de Reserva Legal por imóvel rural ou extração mínima da mata nativa), e o pior caso, que consiste na supressão vegetal em níveis máximos permitidos pela lei em vigor. Para o primeiro cenário, estimou-se a perda de 6,5 milhões de hectares (Mha) que armazenam cerca de 800 megatoneladas de carbono (Mton. C) da biomassa, enquanto para o segundo os modelos indicaram redução de 15,4 Mha de Reserva Legal contendo perto de 1.900 Mton. C. As porções florestais dos Estados de Roraima, Amazonas e Amapá foram as mais comprometidas, enquanto o Pará não diferiu nos modelos por não contemplar os requisitos previstos no Art. 12/§5. Transcendendo as políticas públicas, enfatiza-se que a magnitude do impacto ambiental após a medida jurídica está sob a alçada da população, do setor empresarial e de ONGs.

Um dos entraves para manejo e regularização das propriedades rurais é o monitoramento e, para tal, a tecnologia de mapeamento via satélite pode ser adaptada e utilizada com sucesso. Conforme a metodologia disposta, o mapeamento na Amazônia Legal se mostra assertivo quanto à presença de queimadas em floresta e pastagem, assim como tratos culturais na segunda. Esta metodologia de mapeamento também se mostra importante mesmo quando estes eventos se sobrepõem rapidamente, de modo a auxiliar na compreensão da dinâmica dos pastos em território amazônico (JAKIMOW et al., 2018).

2.2. Consequências do desmatamento na Amazônia Legal

O bioma Amazônia ocupa uma posição regulatória no clima e na biodiversidade mundial. De acordo com Staal et al. (2020), as ações antrópicas que fomentaram o desmatamento na Amazônia no Século XXI estreitaram suas interações com a seca, de tal maneira que, para cada um milímetro de precipitação média reduzido, o desmatamento aumenta em 0,13% por ano. As mudanças climáticas propiciam o agravamento das estações secas na Amazônia Legal e em outras regiões do Brasil, com destaque para o Sudeste, e o acréscimo tanto no desmatamento quanto na seca impede os esforços em conter ambos (STAAL et al., 2020).

As mudanças climáticas catalisadas pelo desmatamento na Amazônia, por sua vez, afetam negativamente os estoques de carbono de outras florestas, especialmente as sazonais, nas quais observou-se diminuição do acúmulo de C orgânico em 2,6% ao ano e aumento das emissões em 3,4% ao ano no período de 2000 a 2017, onde os piores resultados ocorreram em ambientes florestais secos e

quentes, os quais apresentaram maior emissão que sequestro de carbono, demonstrando a externalidade de práticas pouco sustentáveis no bioma Amazônia (MAIA et al., 2020);

Dentre outras externalidades, Zemp et al. (2017) esclarecem sobre o efeito do desmatamento agravado em hotspots de biodiversidade na perda de resiliência da mata nativa e no aumento da seca no Sudoeste da Amazônia, na Bacia do Rio da Prata e na Bacia do Rio Amazonas, tornando esta uma questão geopolítica, enquanto Cox et al. (2013) aferiram que, até o ano de 2100, cada variação positiva em 1°C nos trópicos contribuirá com a emissão de 53 ± 17 gigatoneladas de carbono, sendo grande parte destas emissões proveniente do colapso das florestas tropicais.

Além do desmatamento, outro fator que altera o estoque de carbono dos biomas é a perda da fauna local, principalmente de grandes frugívoros. Estima-se que 21% das espécies arbóreas nas florestas tropicais são de frutos grandes (diâmetro maior que doze milímetros), as quais são responsáveis por conter 50% do carbono orgânico em biomassa vegetal. Assim, a redução na ocorrência de grandes frugívoros, em virtude das mudanças climáticas e distúrbios ecológicos, culmina na eliminação da fauna local e apresenta um risco alto para a manutenção do estoque de carbono da floresta, comprometendo a polinização, ciclagem de nutrientes, resistência a pragas, e promovendo ainda erosão e perda de qualidade da água (BELLO et al., 2015).

2.3. Dinâmica do estoque de C orgânico do solo e vegetação conforme uso agrossilvipastoril

Os modelos de uso do solo são determinantes para averiguar o sentido da dinâmica de carbono, com predomínio do sequestro ou da emissão de CO₂eq. Atenta-se ao fato de que os manejos utilizados na Amazônia e no Cerrado tendem a maiores emissões, correspondendo em grande parte devido ao desmatamento e ocupação do solo. Além disso, um manejo incoerente com a prerrogativa de incorporar carbono na forma orgânica também apresenta como desvantagem a baixa estruturação física dos solos, notada em sistemas extrativistas e matas nativas degradadas no sul da Amazônia Legal (FROZZI et al, 2020).

Segundo Jankowski et al. (2018), um ponto-chave da influência do manejo no balanço de GEE é a intensificação das atividades agrícolas, haja visto que no Brasil

as mesmas são responsáveis por 84% das emissões de N_2O , gás com fortíssimo poder de aquecimento global se comparado ao CO_2 . Desta forma, testou-se um sistema de plantio em sucessão soja-milho na Amazônia do Estado do Mato Grosso, a fim de verificar os efeitos da emissão de N_2O na adubação nitrogenada durante o plantio do milho. A FBN da soja favorece uma aplicação menor de fertilizante no milho (na faixa de $80 \text{ kg de N ha}^{-1}$), exemplificando que a intensificação da lavoura pode ser elaborada concomitantemente com a política de mitigação de GEE.

Rittl, Oliveira e Cerri (2017) afirmam que a cronossequência de ocupação da Amazônia Legal é uma alternativa viável para nortear o desenvolvimento de uma agropecuária sustentável no bioma, contrariando a vertente de sucessão de lavouras de Jankowski et al. (2018) ao estimar o estoque de C orgânico do solo conforme o modelo de exploração de áreas agricultáveis numa propriedade rural em Corumbiara – RO. As análises realizadas demonstraram que o consórcio entre floresta e pastagem não diferiu no acúmulo de C nos primeiros 30 cm de solo em relação à mata nativa, ao passo que a introdução de ao menos um ano de soja sucedendo as pastagens reduziu significativamente o estoque de C orgânico do solo se comparado à vegetação nativa, principalmente quando tal implementação ocorreu no SPD de dupla colheita soja-milho (figura 1).

Apesar dos bons índices de sequestro de carbono em pastagens, a exploração de terras para uso agropecuário não deve avançar em áreas de reflorestamento, pois a importância da manutenção destes locais não se limita apenas em combater fragmentação de habitats e preservar a biodiversidade, bem como as vegetações secundárias jovens (< 20 anos) e médias (entre 20 e 60 anos) são capazes de armazenar até 8,5 gigatoneladas de carbono orgânico em biomassa vegetal até 2048 se salvaguardadas, tornando o Brasil responsável por 73% do potencial de sequestro de carbono da América Latina (CHAZDON et al., 2016).

Também no que se refere ao sequestro de carbono em ecossistemas florestais, Favero, Daigneault e Sohngen (2020) quantificam a captação de C orgânico da biomassa lenhosa conforme o cenário de exploração de madeira, afirmando que o aumento da demanda por bioenergia é positiva no estoque de carbono florestal graças às atividades de reflorestamento, desde que não se opte pela retirada de mata nativa a fim de inserir a atividade em questão, cujos prejuízos neste caso incidem na perda de biodiversidade e efeito reverso no sequestro de CO_2 atmosférico.

Conforme Stahl et al. (2016), o equivalente se dá quando a entrada da pecuária na Amazônia ocorre suprimindo a mata nativa do bioma: mais de 15% da floresta foi convertida em pastagem, resultando em emissões líquidas próximas a 200 ton C ha⁻¹, em suma pela queima da biomassa e mineralização de serrapilheira nos primeiros anos após o desmatamento. Já a manutenção das pastagens e a disposição de algumas técnicas de cultivo, como rotação de espécies herbáceas C3 e C4, resultam no acúmulo de carbono orgânico do solo de pastagens velhas, na camada de 0-100cm do solo, por vezes até maior que da vegetação nativa: 117,73 ton. C ha⁻¹ na primeira e 99,63 ton. C ha⁻¹ na segunda, enquanto as pastagens jovens apresentaram o pior resultado, de 85,54 ton. C ha⁻¹ (STAHL et al., 2016).

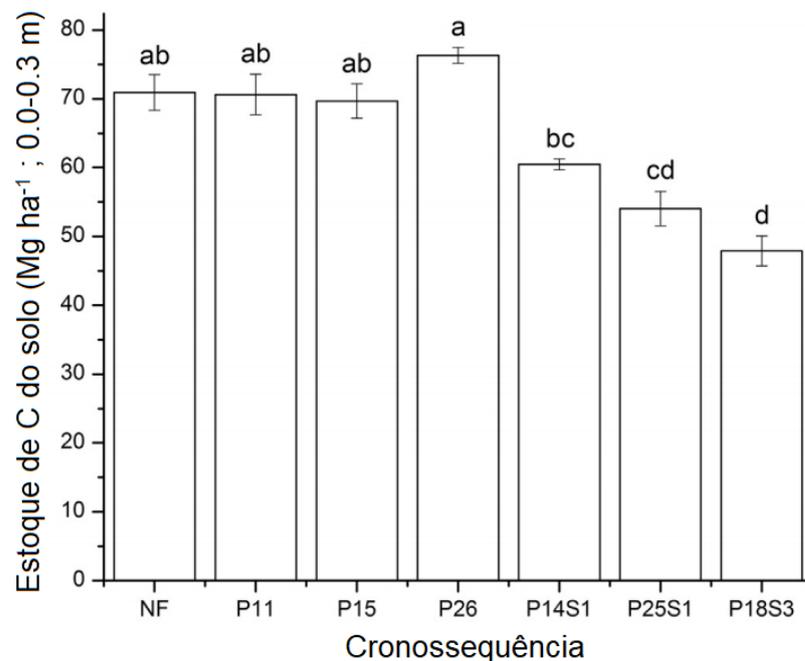


Figura 1 – Estoque de carbono orgânico do solo (megagramas ha⁻¹), na profundidade de 0-30cm, em mata nativa e em seis áreas agricultáveis sob estudo cronossequencial numa fazenda no Estado de Rondônia, onde: NF = Mata nativa; P11 = Floresta + 11 anos de pastagem; P15 = Floresta + 15 anos de pastagem; P26 = Floresta + 26 anos de pastagem; P14S1 = Floresta + 14 anos de pastagem + 1 ano de soja em sistema convencional; P25S1 = Floresta + 25 anos de pastagem + 1 ano de soja em sistema convencional; P18S3 = Floresta + 18 anos de pastagem + 3 anos de sucessão soja-milho em plantio direto. Colunas com as mesmas letras não diferem entre si no teste de Tukey em nível de significância $p > 0.05$. (Fonte: Adaptado de Rittl, Oliveira e Cerri, 2017).

Relacionando o fluxo de C com a produtividade de carne nas pastagens, de Figueiredo et al. (2017) ponderam que o pasto bem manejado apresenta maior

emissão bruta de GEE que a pastagem degradada, entretanto se mostra mais sustentável pela alta produção animal e pelo incremento de C no solo, resultando numa pegada de C de 7,6 kg de CO₂eq. kg⁻¹ de animal vivo no primeiro, ante 18,5 kg de CO₂eq. kg⁻¹ de animal vivo na pastagem degradada. O sistema de ILPF, contudo, se mostra o modelo de uso do solo mais atrativo por apresentar menor emissão de CO₂eq., e, essencialmente, pela gestão de resíduos aprimorada e pelo sequestro de carbono na biomassa do eucalipto – escolhido, entre outras espécies arbóreas plantadas na região, pela maior riqueza em literatura – e no solo, tornando-o capaz de mitigar 28,1 kg de CO₂eq. kg⁻¹ de animal vivo, além de apresentar um melhor aproveitamento de área dada a produção de grãos e madeira embutida no sistema (de FIGUEIREDO et al., 2017).

O desmatamento de áreas naturais, prática de grande notoriedade na Amazônia, desencadeia reflexos negativos no estoque de C do solo em grande parte das áreas utilizadas para a respectiva atividade. A fim de solucionar tal problemática, Quezada et al. (2019) avaliam a transição de pastagem para dendezeiro e os efeitos da citada conversão no estoque de carbono do solo em savana e em floresta ombrófila, verificando, respectivamente, neutralidade e incremento de C orgânico do solo com advento da extração de óleo de palma.

Todavia seja possível desenvolver atividades extrativistas neutras e com balanço positivo no acúmulo de carbono orgânico do solo, Quezada et al. (2019) afirmam que tais índices apresentam alta dependência da longevidade dos modelos produtivos, uma vez que conversões sucessivas em curto prazo comprometem a sustentabilidade das atividades agropecuárias e extrativistas realizadas nos biomas estudados.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo Geral

Estimar as emissões de CO₂eq (CO₂, CH₄ e N₂O) devido à prática de corte e queima de florestas nativas e variações potenciais dos estoques de carbono orgânico do solo para o Estado do Pará, bem como estimar o potencial de sequestro de C no solo devido à recuperação de pastagens degradadas, referente ao período de 2008 a 2019.

3.2. Objetivos Específicos

- Analisar a dinâmica do carbono orgânico da biomassa vegetal e do solo para o Estado do Pará conforme histórico de uso e ocupação local;
- Apresentar estratégias para incremento de carbono orgânico do solo, visando recuperar pastagens degradadas no Estado do Pará.

3.3. Hipótese

A recuperação de pastagens degradadas no Estado do Pará pode contribuir para o incremento do estoque de carbono orgânico do solo.

3.4. Justificativa

As projeções climáticas apontam uma tendência de aumento na temperatura média global, cujos reflexos atuam na variação da umidade do solo, respiração vegetal e alteram a dinâmica do fluxo de GEE. Os efeitos da mudança climática, associados às taxas de desmatamento na Amazônia, propiciam um quadro extremamente indesejável em termos socioeconômicos e ambientais (LEVINE et al., 2018).

Em relação às potenciais ameaças, Lovejoy (2017) destaca a perda de biodiversidade, com estimativas de que, caso se evidencie a manutenção do desmatamento nas proporções atuais, 57% das espécies arbóreas nativas da Amazônia estarão em risco de extinção, com inexoráveis consequências ao equilíbrio ecológico e à produção vegetal, dependente de serviços ecossistêmicos.

As comunidades instaladas na região possuem fontes de renda intrinsecamente relacionadas à pesca, extrativismo e agropecuária, logo sendo vulneráveis às

mudanças climáticas, bem como outros povoados que dependem direta e indiretamente do papel que a Amazônia desempenha no ciclo hidrológico e de carbono. Mattos et al. (2010) afirmam que a rotatividade das propriedades rurais no Pará é alta, fator que alavanca os índices de desmatamento no estado do Pará.

Desta forma, torna-se imprescindível dispor de um manejo adequado das pastagens degradadas visando a recuperação de parte do carbono emitido via desmatamento no estado do Pará, além de aumentar a produção de carne por área de pasto, assim evitando o acréscimo no desmatamento porventura da abertura de novos lotes agropecuários em ambiente florestal; deve-se citar a ocorrência de outros fenômenos conjuntamente com a pecuária na região, como a grilagem, que afetam as emissões de carbono e se comportam como limitantes ao desenvolvimento sustentável, demandando esforços coletivos para que se obtenha melhores resultados no controle do desmatamento e no manejo das pastagens paraenses (BRITO et al., 2019; SARAIVA et al., 2020).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Mapeamento da mudança de uso do solo

As informações contidas no Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazonia Legal por Satélite (PRODES) foram utilizadas como banco de dados para mapear e estimar as mudanças de uso do solo. As taxas anuais de desmatamento no bioma Amazônia emitidas pelo projeto são rastreáveis na modalidade de desmatamento por corte seguido de queima a partir de 6,25 hectares, além de serem utilizadas pelo governo brasileiro para instaurar políticas públicas (INPE, 2021).

Constam no PRODES valores referentes às áreas florestais, municipais e de desmatamento integralmente retratadas por município, à exceção da cobertura florestal da cidade de Mojuí dos Campos, a qual, uma vez ausente neste banco de dados, foi consultada na plataforma MapBiomas (SOUZA JÚNIOR et al., 2020).

Embora dados das áreas de floresta e desmatamento sejam estatísticas oficiais de INPE (2021), a metodologia de estimação do desflorestamento diverge da metodologia de estimação da área de floresta. Assim, analisou-se os dados de incremento do desmatamento em vegetação primária no Pará (figura 2), estabelecendo 2008 e 2019, respectivamente, como ano inicial e final da análise.

Obteve-se a área total desmatada da vegetação nativa no vigente período através da equação 1, cuja consistência se dá no somatório das áreas anuais de desmatamento, efetuadas em cada um dos 144 municípios do Pará.

$$ATD = AD_{2008} + AD_{2009} + AD_{2010} + AD_{2011} + AD_{2012} + AD_{2013} + AD_{2014} + AD_{2015} + AD_{2016} + AD_{2017} + AD_{2018} + AD_{2019} \quad (1)$$

Onde:

ATD = área total desmatada nos municípios e no estado do Pará, entre os anos de 2008 e 2019, em ha

AD = área desmatada anualmente nos municípios e no estado do Pará, em ha

A metodologia de determinação dos municípios que mais desmataram no período observado se deu através da equação 2, baseada na área dos municípios e

do estado do Pará no ano de 2019, segundo INPE (2021).

$$DR = (ATD / AM) * 100 \quad (2)$$

Onde:

DR = desmatamento relativo às áreas dos municípios e do estado do Pará, entre os anos de 2008 e 2019, em porcentagem (%)

ATD = área total desmatada nos municípios e no estado do Pará, entre os anos de 2008 e 2019, em ha

AM = área dos municípios e do estado do Pará, no ano de 2019, em há

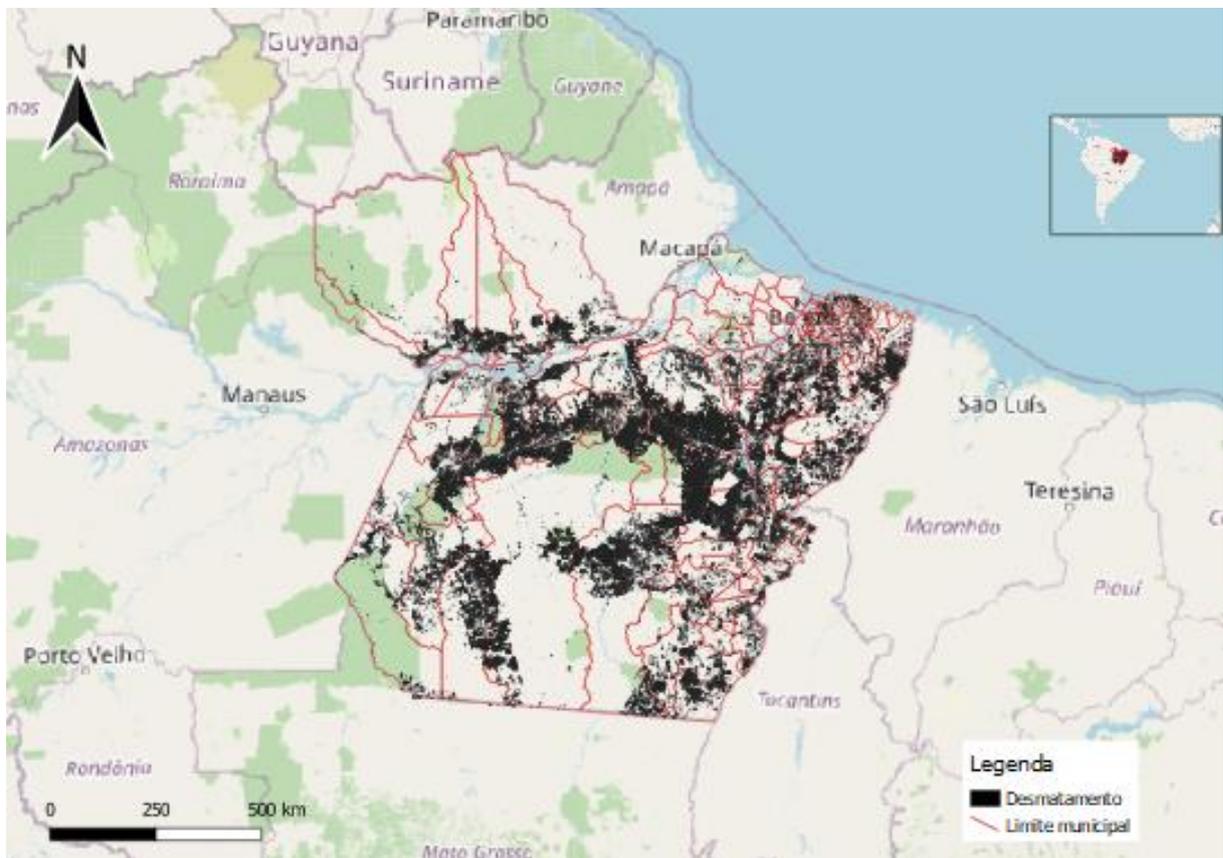


Figura 2 – Desmatamento acumulado (em preto) no estado do Pará entre os anos de 2008 e 2019.

(Fonte: adaptado de INPE, 2021).

4.2. Cálculo da emissão de CO₂eq. da biomassa em função do desmatamento

Uma vez definida a área total desmatada entre os anos de 2008 e 2019, verificou-se a constante de biomassa seca consumida pelo fogo (BSC), aferida em

160,4 ton. ha⁻¹ para floresta primária tropical úmida de acordo IPCC (2019a). A massa em questão engloba biomassa viva e matéria orgânica morta, a exemplo da serrapilheira, de suma importância em florestas tropicais e facilmente consumida pelo fogo promovido por este modelo de desmatamento.

Utilizou-se BSC conjuntamente com os fatores de emissão de gases dióxido de carbono, metano e óxido nitroso em queimadas na floresta tropical conforme metodologia descrita pelo IPCC (2019a); ademais, multiplicou-se as emissões destes gases pelos seus respectivos potenciais de aquecimento global quando comparados ao CO₂ em 100 anos (tabela 1).

Tabela 1. Fatores de emissão (F) dos gases de efeito estufa (GEE), em g kg⁻¹ de matéria seca queimada, devido a queimadas em floresta tropical, bem como os potenciais de aquecimento global (PAG) para horizonte de tempo de 100 anos.

GEE	F (g kg ⁻¹)	PAG
CO ₂	1.580,0	1,0
CH ₄	6,8	25,0
N ₂ O	0,2	298,0

Fonte: IPCC (2019a).

Dispondo dos fatores de emissão dos gases, seus potenciais de aquecimento global e dos valores de biomassa seca consumida pelo fogo, aplicou-se estas variáveis na equação 3 a fim de estimar a emissão de CO₂eq. da biomassa de acordo com a remoção e queima de cobertura vegetal nativa, conforme adaptado de IPCC (2019a).

$$E_{CO_2eq,B} = ATD * BSC * (FCO_2 + 25FCH_4 + 298FN_2O) * 10^{-9} \quad (3)$$

Onde:

$E_{CO_2eq,B}$ = emissão de CO₂eq. na combustão da biomassa, nos municípios e no estado do Pará, entre os anos de 2008 e 2019, em Mton. CO₂eq.

ATD = área total desmatada nos municípios e no estado do Pará, entre os anos de 2008 e 2019, em ha

BSC = biomassa seca consumida pelo fogo na floresta tropical, em ton. ha⁻¹

FCO₂ = fator de emissão de CO₂ por biomassa seca, em g kg⁻¹

F_{CH_4} = fator de emissão de CH₄ por biomassa seca, em g kg⁻¹

F_{N_2O} = fator de emissão de N₂O por biomassa seca, em g kg⁻¹

4.3. Cálculo da variação de C-CO₂ e N do solo em função do avanço de pastagens

A estimativa da variação dos estoques de C e N do solo foi realizada através da determinação das mudanças de uso do solo de floresta nativa para pastagens. (IPCC, 2019c).

Seguiu-se, para a quantificação da variação do estoque de carbono dos solos paraenses, os procedimentos apontados em IPCC (2019b), averiguando o comportamento de C orgânico do solo, em função da transição de floresta primária para pastagem, em conformidade com os seguintes fatores pedológicos e produtivos:

- **Fator de uso do solo (FU):** considerou-se conversão em culturas perenes (pastagem), cujo fator de uso, em vinte anos, é de 1,01;
- **Fator de manejo do solo (FM):** considerou-se conversão de floresta em pastos sem preparo de solo, cujo fator de manejo, em vinte anos, é de 1,1;
- **Fator de incremento resíduos orgânicos à pastagem (FI):** considerou-se baixa entrada de resíduos orgânicos à pastagem, cujo fator, em vinte anos, é de 0,92;
- **Estoque de carbono do solo de referência (ECSR):** considerou-se o estoque de carbono de referência dos solos de acordo com sua textura (figura 3).

No que tange ao estoque de C de referência para o estado do Pará, atribuiu-se as classes texturais a partir do zoneamento e aptidão agrícola de Venturietti et al. (2016), verificando ainda que solos arenosos, argilosos de baixa atividade e gleissolos apresentaram, respectivamente, estoques de referência de 27, 38 e 68 toneladas de carbono orgânico por hectare (IPCC, 2019b). Para o estudo realizado, considerou-se como arenosos os cambissolos, neossolos, plintossolos e latossolo amarelo, ao passo que foi determinado como solos argilosos os nitossolos, argissolos e latossolos, exceto o amarelo; entre os gleissolos, constam os háplicos e pétricos.

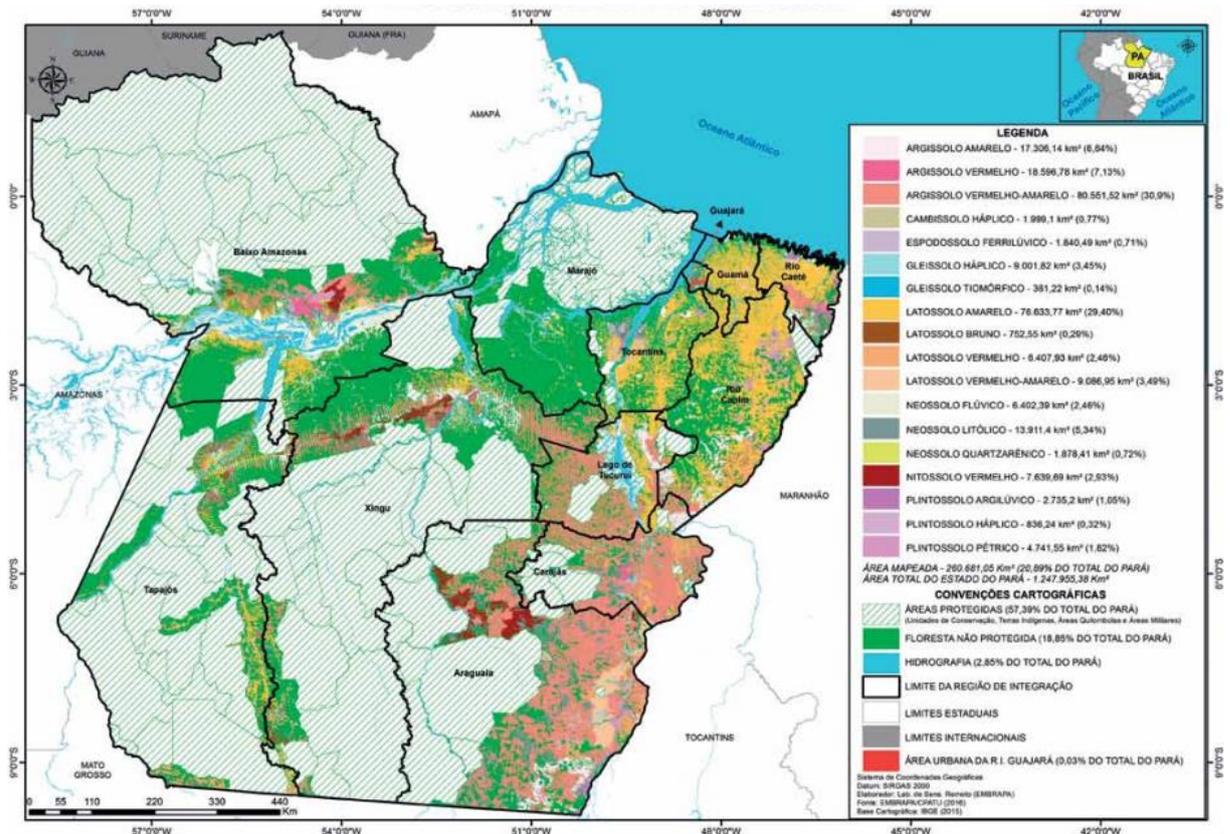


Figura 3 – Zoneamento da pedologia e uso do solo das áreas agricultáveis do estado do Pará. (Fonte: Venturietti et al., 2016).

O potencial de incremento anual do estoque de C orgânico do solo (PIECS), devido à conversão de vegetação primária em pastagem foi obtido através da equação 4, adaptada de IPCC (2019b), com ressalvas de que, conforme Rittl, Oliveira e Cerri (2017), após a conversão em pasto, pressupõe-se ausência de alterações no uso e preparo do solo.

$$\text{PIECS} = \text{ECSR} * \text{FU} * \text{FMa} * \text{FI} * \text{AP} * 0,2 \quad (4)$$

Onde:

PIECS = potencial de incremento anual do estoque de carbono orgânico do solo, na camada de 0-30cm, nas áreas agricultáveis do Pará, em Mton. C ano⁻¹

ECSR = estoque de carbono orgânico do solo de referência, na camada de 0-30cm, em ton. C ha⁻¹

FU = fator de mudança de uso do solo, em vinte anos, de conversão da mata nativa em pasto

FMa = fator de manejo do solo, em 20 anos, do solo sem preparo

FI = fator dos baixos níveis de incrementos de resíduos orgânicos à pastagem, em 20 anos

AP = área agricultável do estado do Pará conforme pedologia, em Mha

A equação 5, por sua vez, esboça o potencial de sequestro anual de CO₂ atmosférico por parte do solo em função do avanço de pastagens no Pará.

$$\text{PSC-CO}_2\text{S (Mton. CO}_2\text{)} = (\text{PIECS} * 44)/12 \quad (5)$$

Onde:

PSC-CO₂S = potencial de sequestro anual de CO₂ atmosférico por parte do solo devido à conversão de floresta nativa em pasto, na camada de 0-30cm, nas áreas agricultáveis do Pará, em Mton. CO₂ ano⁻¹

PIECS = potencial de incremento anual do estoque de carbono orgânico do solo devido à conversão de floresta nativa em pasto, na camada de 0-30cm, nas áreas agricultáveis do Pará, em Mton. C ano⁻¹

Quanto ao balanço de N do solo, empregou-se o dado previamente obtido na equação 4 para estimar a dinâmica de nitrogênio das pastagens formadas após o desmatamento. Conforme IPCC (2019c), a perda de N do solo pode ser mensurada a partir de emissões diretas e indiretas, sendo utilizado apenas o inverso da primeira neste trabalho a fim de estimar os ganhos diretos de nitrogênio no solo com o advento das pastagens. O potencial de incremento anual do estoque de N do solo (PIENS), baseado na adoção de uma relação C:N do solo igual a 10, consta na equação 6.

$$\text{PIENS} = \text{PIECS} * 0,1 \quad (6)$$

Onde:

PIENS = potencial de incremento anual do estoque de N no solo, na camada 0-30cm, nas áreas de pastagens do Pará, em Mton. N ano⁻¹

PIECS = potencial de incremento anual do estoque de carbono orgânico do solo para áreas de pastagens no estado do Pará, na camada de 0-30cm, em Mton. C ano⁻¹

4.4. Mapeamento das áreas de pastagens no Pará

O mapeamento das áreas de pastagens foi elaborado a partir do banco de dados do Atlas Digital das Pastagens Brasileiras (LAPIG, 2021). O projeto em questão objetiva georreferenciar as pastagens do país, adicionalmente classificando-as quanto ao índice de degradação e lotação bovina, dada a importância dos pastos na produção de gado de corte no Brasil, associando as pastagens bem conservadas àquelas que, respectivamente, possuem os números mais altos de NDVI – *Normalized Difference Vegetation Index* – e de produção animal (LAPIG, 2021).

A análise destes dados levou em consideração as áreas de pastagens por município, sendo apontadas as pastagens existentes em 2008 como iniciais (figura 4), bem como as pastagens evidenciadas em 2019 como finais (figura 5). Indicou-se a variação do pasto a partir dos incrementos ou perdas registrados nas áreas de pastagem dentre estes anos, de maneira condizente com a equação 7.

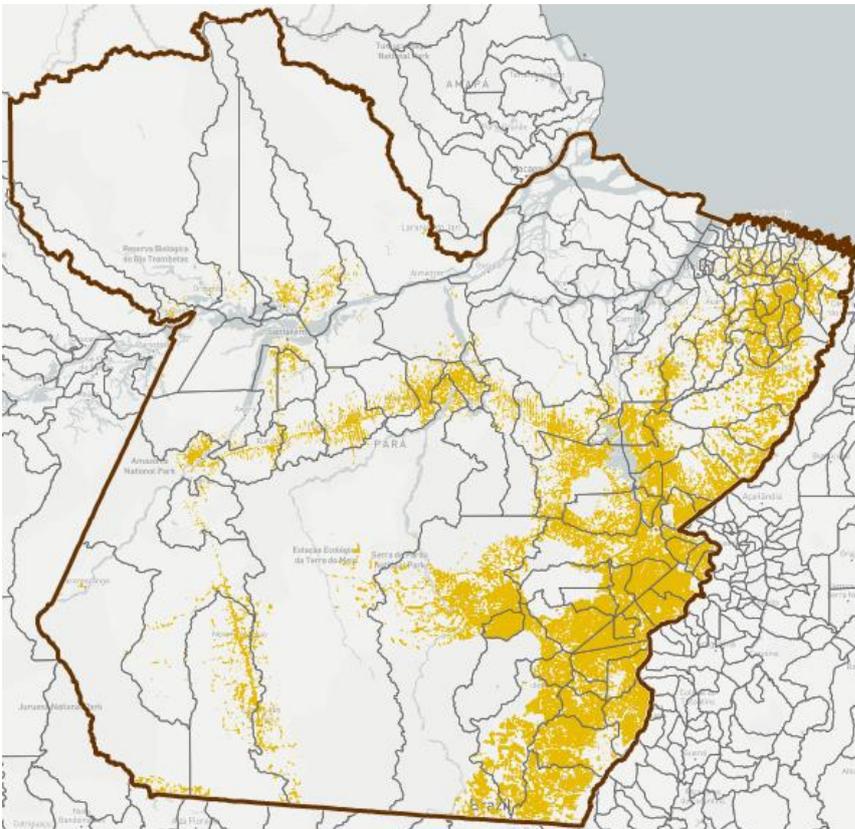


Figura 4 – Área de pastagem (em amarelo) por município no estado do Pará no ano de 2008. (Fonte: LAPIG, 2021).

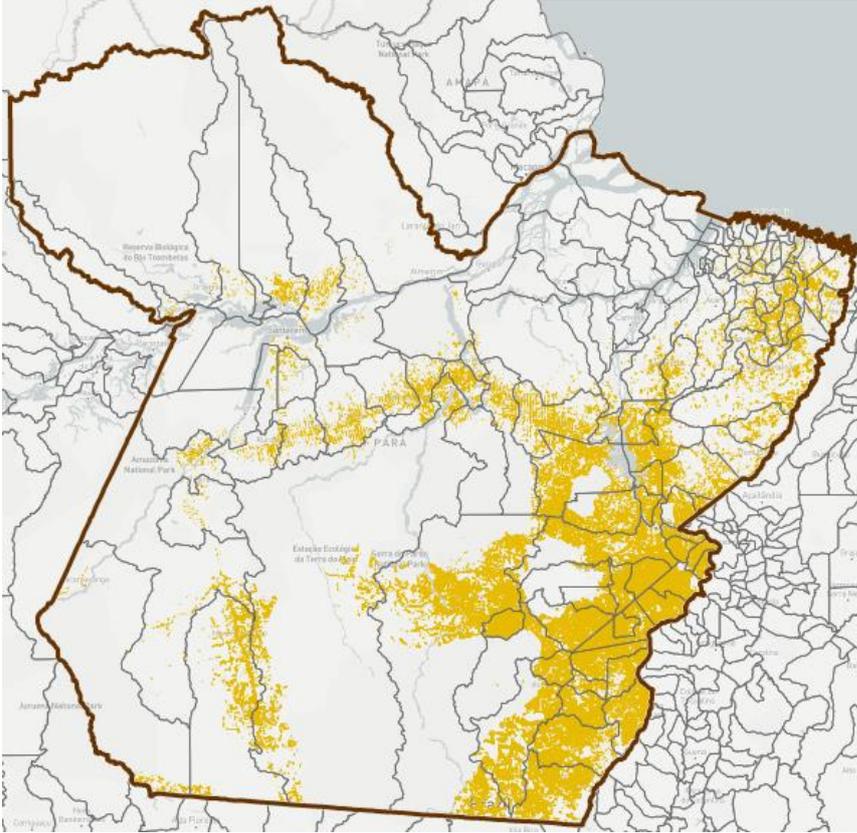


Figura 5 – Área de pastagem (em amarelo) por município no estado do Pará no ano de 2019. (Fonte: LAPIG, 2021).

$$VP = Pf - Pi \quad (7)$$

Onde:

VP = variação total de pastagens nos municípios e no estado do Pará, entre os anos de 2008 e 2019, em ha

Pf = área de pastagem total nos municípios e no estado do Pará no ano de 2019, em ha

Pi = área de pastagem total nos municípios e no estado do Pará, no ano de 2008, em ha

4.5. Mapeamento das áreas de pastagens degradadas no Pará

As informações para diagnosticar qualitativamente as pastagens do Pará foram extraídas do Atlas Digital das Pastagens Brasileiras. De acordo com LAPIG (2021), as pastagens são agrupadas em quatro classes distintas:

- **Classe 1:** pastagens ausentes de degradação;
- **Classe 2:** pastagens levemente degradadas;
- **Classe 3:** pastagens moderadamente degradadas;
- **Classe 4:** pastagens severamente degradadas.

Classificou-se como degradadas as áreas de pastagens que em 2018 – ano mais recente levantado por LAPIG (2021) – se encontravam nas classes 3 e 4 de degradação; desta forma, obteve-se a pastagem degradada total a partir da soma das referidas classes, conforme equação 8.

$$PDT = PMD + PSD \quad (8)$$

Onde:

PDT = pastagem degradada total nos municípios e no estado do Pará, no ano de 2018, em ha

PMD = pastagem moderadamente degradada nos municípios e no estado do Pará, no ano de 2018, em ha

PSD = pastagem severamente degradada nos municípios e no estado do Pará, no ano de 2018, em ha

Além dos índices totais de degradação das áreas de pastagens obtidos a partir da equação 8, qualificou-se também a frequência desta degradação em níveis municipais e estadual (figura 6); desta maneira, a equação 9 foi elaborada e utilizada para os municípios e para o estado do Pará, com ênfase posterior nos municípios cujas áreas totais de pastagens em 2019 ultrapassaram 50.000 hectares, subdividindo-os em bons e maus exemplos de conservação de pasto aqueles que apresentaram percentual de degradação em relação ao total de pastagem no ano de 2019 (PDTP), respectivamente, inferior a 2% e superior a 50%.

$$PDTP = (PDT / Pf) * 100 \quad (9)$$

Onde:

PDTP = percentual de degradação em relação ao total de pastagem por município para o ano de 2019 (%)

Pf = área de pastagem total nos municípios e no estado do Pará no ano de 2019, em ha

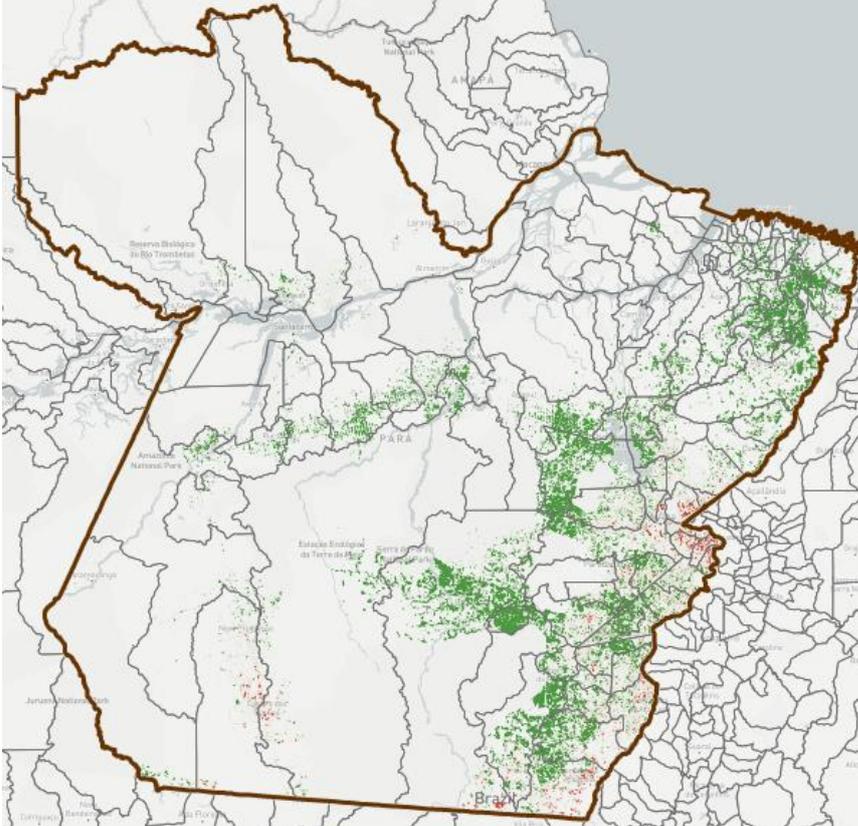


Figura 6 – Áreas de pastagem (Verde) e áreas de pastagens degradadas (Vermelho) nos municípios e no estado do Pará em 2018, resultado da soma das pontuações amareladas e avermelhadas, moderada e severamente degradadas. Áreas em verde indicam pastagens ausentes ou levemente degradadas. (Fonte: LAPIG, 2021).

4.6. Potencial de mitigação de GEE a partir da recuperação de pastagens degradadas no Pará

A proposição de estratégias que visam a recuperação de pastagens degradadas, unindo conceitos de produção sustentável econômica, social e ambientalmente, foi estimada a partir da escolha pelo modelo de integração lavoura-pecuária-floresta; justifica-se a opção pelo sistema em questão porventura do potencial de sequestro anual de CO₂eq. da floresta plantada, maior que o potencial de sequestro anual de CO₂eq. do solo – 17,00 e 1,68 ton. CO₂eq. ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente (de FIGUEIREDO et al., 2017). No que tange à produção madeireira no estado do Pará, infere-se que há uma ampla gama de espécies arbóreas plantadas

na região, com potencial destacado para o guapuruvu (*Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake), freijó (*Cordia goeldiana* Huber), jatobá (*Hymenaea courbaril* L.) e teca (*Tectona grandis* L. F.) (CORDEIRO; SCHWARTZ; BARROS, 2019), todavia optou-se por quantificar os potenciais de mitigação de GEE a partir de ILPF com base no plantio de eucalipto, uma vez que a literatura acerca do sequestro de CO₂eq. de outras espécies madeireiras é escassa.

De acordo com de Figueiredo et al. (2017), as fontes de emissão de GEE em sistema ILPF são mais diversificadas comparativamente aos manejos convencionais, a citar como fontes de emissão no manejo ILPF: fermentação entérica, dejetos animais, suplementação alimentar, adubação sintética, resíduos da lavoura, calagem, consumo de diesel e aplicação de agroquímicos, que, associadamente, computam um potencial de emissão bruta anual para implantação e manejo do sistema de ILPF (PEB) de 6,45 ton. CO₂eq. ha⁻¹ ano⁻¹.

Assim, aponta-se como potencial de sequestro bruto anual do manejo ILPF (PSB) a soma do potencial de sequestro de GEE da floresta e do solo, totalizando 18,68 ton. CO₂eq. ha⁻¹ ano⁻¹; quando o PEB é considerado, subtraindo-o de PSB, obtém-se o potencial de sequestro líquido anual do manejo ILPF (PSL), equivalente a 12,23 ton. CO₂eq. ha⁻¹ ano⁻¹, conforme explicitado na equação 10.

$$PSL = PSB - PEB \quad (10)$$

Onde:

PSL = potencial de sequestro líquido anual do sistema de ILPF, em ton. CO₂eq. ha⁻¹ ano⁻¹

PSB = potencial de sequestro bruto anual do sistema de ILPF, em ton. CO₂eq. ha⁻¹ ano⁻¹

PEB = potencial de emissão bruta anual do sistema de ILPF, em ton. CO₂eq. ha⁻¹ ano⁻¹

Para o cálculo da estimativa do potencial de mitigação de GEE, em resposta ao advento de produções sob sistemas de ILPF no estado do Pará, dividiu-se em cenários conforme o grau de implantação deste sistema em área total de pastos degradados, definidos de acordo com a aptidão de solos para agropecuária no Estado do Pará (figura 7) em dois cenários, ressaltando as áreas boas e regulares para

pecuária – de coloração amarela e creme, respectivamente – como prioritárias na restauração de pastagens degradadas:

- **Cenário A:** avanço de ILPF entre 20 e 40% da área total de pastagens degradadas;
- **Cenário B:** avanço de ILPF entre 60 e 100% da área total de pastagens degradadas.

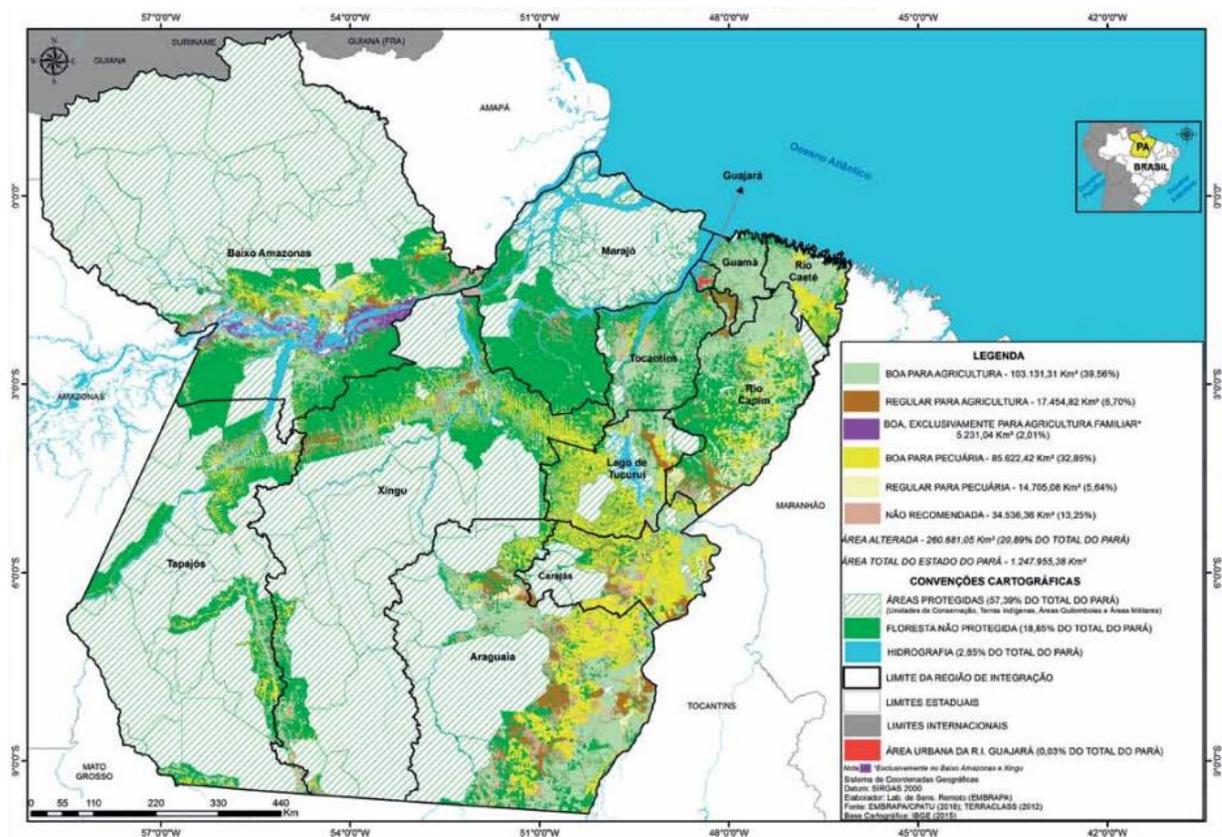


Figura 7 – Áreas com variáveis de aptidão agrícola e pecuária para o estado do Pará. (Fonte: Venturietti et al., 2016).

Dada a dinâmica do sequestro de CO₂ atmosférico pelo solo, bem como os ciclos florestais averiguados por IPCC (2019a), pode-se apresentar estimativas para o potencial de mitigação de CO₂eq. devido à implementação de sistemas de ILPF anualmente, porém, atenta-se a ocorrência do acúmulo máximo de C orgânico no solo 20 anos após sua implantação. Desta forma, foi possível adaptar a equação 11, a qual quantifica o potencial de mitigação anual de CO₂eq. do manejo ILPF (PMCO₂eq) perante a estratégia de recuperação de pastagem até então proposta.

$$PMCO_{2eq} = PDT * PSL * C_{ilpf} * 10^{-6} \quad (11)$$

Onde:

$PMCO_{2eq}$. = potencial de mitigação anual de dióxido de carbono equivalente do sistema de ILPF, em ton. CO_{2eq} . ano⁻¹

PDT = área de pastagem degradada total nos municípios e no estado do Pará, no ano de 2018, em ha

PSL = potencial de sequestro líquido anual do manejo ILPF, em ton. CO_{2eq} . ha⁻¹ ano⁻¹

F_{ilpf} = fator de conversão do avanço de sistema de ILPF em áreas de pastagem degradada (20 e 40% em cenários A e 60, 80 e 100% em cenários B)

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Estimativa do desmatamento no Pará e emissão de GEE em função da mudança de uso do solo

Os dados referentes ao desmatamento total (ATD) e relativo (DR) para o estado do Pará demonstram que os municípios com maior desmatamento relativo entre 2008 e 2019 foram: Pacajá, Novo Repartimento, Cachoeira do Piriá, Placas e Itupiranga (tabela 2). Apesar de responder por um menor desmatamento total em comparação com Novo Repartimento, Pacajá demonstrou maior desmatamento relativo à área total do município (AM), perdendo mais cobertura vegetal de sua área no período vigente. Os cinco municípios em que se verificou menor DR foram: Chaves, Soure, Afuá, Ponta de Pedras e Santa Cruz do Arari. A tabela 2 utiliza as equações 1 e do 2 da metodologia para estimar os principais municípios que representam as maiores e menores áreas desmatadas no período avaliado.

Tabela 2. Área total dos municípios e do estado do Pará, ano de 2019 (AM), área total desmatada para os cinco maiores e menores valores por município e para o estado do Pará, entre os anos de 2008 e 2019 (ATD) e municípios com os maiores e menores valores de desmatamento relativo no Pará (DR).

Municípios	AM (ha)	ATD (ha)	DR (%)
Pacajá	1.185.100	190.003,87	16,03
Novo Repartimento	1.543.200	224.954,98	14,58
Cachoeira do Piriá	246.500	28.730,01	11,66
Placas	717.300	81.997,61	11,43
Itupiranga	790.100	78.726,67	9,96
Chaves	1.311.600	737,91	0,06
Soure	352.800	194,79	0,06
Afuá	838.200	248,53	0,03
Ponta de Pedras	337.800	70,56	0,02
Santa Cruz do Arari	107.800	0,00	0,00
Pará	125.463.200	3.533.125,03	2,82

As cinco últimas cidades da tabela 2 pertencem à região de integração do Marajó (figura 3), conservadas em extensão pela via legal (FREITAS et al., 2018; VENTURIETI et al. 2016), suportando os baixos níveis de desmatamento local, a exemplo da ausência de desmatamento no período verificado em Santa Cruz do Arari. Em relação ao estado do Pará, constatou-se remoção de 3,5 milhões de hectares de mata nativa entre 2008 e 2019, o equivalente a 2,82% da área total do Pará.

Os valores levantados por Hansen et al. (2013) identificam uma remoção de cobertura nativa bem superior aos padrões estimados pela metodologia do PRODES (INPE, 2021). Ao passo que este estudo calculou o desmatamento via corte raso e queima em 2,82% da área estadual total no período do ano de 2008 a 2019, Hansen et al. (2013) estimaram o desmatamento equivalente a 7,98% da área total do Pará no período em questão. Tal fenômeno se explica em razão do desmatamento mapeado por ambos, sendo o PRODES restrito ao desflorestamento antrópico sob efeito do corte raso e do fogo, ao passo que a perda de cobertura vegetal demonstrada por Hansen et al. (2013) é mais ampla, incluindo desmatamentos temporários, advindos de eventos naturais e em menores áreas; desta forma, pode-se inferir que o desmatamento descrito por INPE (2021) é comparativamente mais assertivo quanto às emissões de GEE no Bioma Amazônia, uma vez que o mesmo possui relação direta com o advento do fogo, bem como considera a intensa resiliência da vegetação local quando exposta a desflorestamentos temporários.

De acordo com a tabela 3, resultado das equações 2 e 3, o desmatamento total evidenciado no estado do Pará, entre os anos de 2008 e 2019, acarretou emissão total de 1.025,52 megatoneladas de CO₂ equivalente ($E_{CO_2eq,B}$). As cinco cidades de maior emissão de GEE (Altamira, São Félix do Xingu, Novo Repartimento, Pacajá e Novo Progresso) responderam por 38,7% da ATD e da $E_{CO_2eq,B}$ do Pará, que são diretamente proporcionais de acordo com a metodologia aplicada neste estudo (IPCC, 2019a), mostrando os municípios que carecem de maior atenção quanto à fiscalização e adoção de medidas de supressão do desmatamento. As cinco cidades de menor emissão de GEE (Augusto Corrêa, Ponta de Pedras, Marituba, Ananindeua e Santa Cruz do Arari) somaram apenas 0,01% da ATD e da $E_{CO_2eq,B}$ do estado do Pará, demonstrando boa resposta à proteção e supervisão legal e corroborando com as relações estabelecidas por Saraiva et al. (2020).

Tabela 3. Área dos municípios e do estado do Pará no ano de 2019 (AM), área total desmatada dos municípios e estado entre os anos de 2008 e 2019 (ATD) e emissão de CO₂eq. na combustão da biomassa vegetal (E_{CO₂eq.B}), referente ao mesmo período, nas cinco cidades de maior e menor emissão de gases de efeito estufa e área total desmatada.

Município	AM (ha)	ATD (ha)	E_{CO₂eq.B} (Mton.)
Altamira	15.954.000	394.113,44	114,40
São Félix do Xingu	8.425.300	380.592,65	110,47
Novo Repartimento	1.543.200	224.954,98	65,30
Pacajá	1.185.100	190.003,87	55,15
Novo Progresso	3.818.300	177.423,30	51,50
Augusto Corrêa	110.000	94,09	0,03
Ponta de Pedras	337.800	70,56	0,02
Marituba	10.300	17,50	0,01
Ananindeua	18.500	17,22	0,01
Santa Cruz do Arari	107.800	0,00	0,00
Pará	125.463.200	3.533.125,03	1.025,52

Confrontando os resultados de emissão de gases de efeito estufa obtidos neste estudo e os dados apresentados pelo Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovação e Comunicação (MCTI, 2020), destaca-se uma diferença substancial na emissão de GEE do Pará, em função do tempo que abrange cada estudo, resultando em uma média anual de emissão de 85,4 mil toneladas de CO₂eq. neste trabalho, cuja composição temporal se dá entre os anos de 2008 e 2019, ante uma média anual de emissão de 126,2 mil toneladas de CO₂eq no inventário do MCTI, que considera os dados de desmatamento para os anos de 2008 e 2016, configurando uma variação de 32,3%, que pode ser explicada pela variação das taxas de desmatamento anual e pelas metodologias utilizadas.

Os dois trabalhos consideram os dados do PRODES para quantificar o desmatamento, sendo notada pequena diferença na média anual de desmatamento via corte e queima, de forma que este trabalho apresentou média de 2944,3 km² de desmatamento, e o MCTI, 3087,2 km², ou seja, se constatou apenas 4,6% de variação entre ambos. Assim, a alteração observada decorre principalmente da metodologia aplicada, uma vez que este estudo utiliza a atualização de estimativa de carbono da biomassa aérea disponível em IPCC (2019a), ao passo que Brasil (2020) emprega a

metodologia IPCC datada do ano de 2006. Pondera-se, ainda, que “nenhuma métrica é capaz de comparar, de maneira precisa, todas as consequências de diferentes emissões e todas têm limitações e incertezas [...]” (BRASIL, 2020, p. 56).

Já para os resultados referentes às mudanças dos estoques de carbono do solo no estado do Pará, subdividiu-se a área agricultável estadual quanto à sua composição pedológica (VENTURIETI et al., 2016). Os cálculos realizados com base na equação 4 nortearam a confecção da tabela 4, que infere o potencial de incremento anual de C orgânico para cada tipo solo e para o estado do Pará como um todo, este último aferido em 45,9 Mton. C ano⁻¹ nos primeiros 30 centímetros de solo (PIECS), considerando a mudança de uso solo (MUS) de mata nativa para pastagem permanente. A tendência de acúmulo de C orgânico nos solos convertidos em pastagem segue padrões similares ao de Stahl et al. (2016), orientada ainda sob as mesmas prerrogativas de manejo de pastos velhos indicadas por estes autores.

Tabela 4. Estoque de carbono orgânico do solo de referência na camada 0-30cm (ECSR), área agricultável do estado do Pará conforme pedologia (AP) e potencial de incremento anual do carbono orgânico do solo na camada de 0-30cm em função da conversão de mata nativa em pastos (PIECS).

Pedologia	ECSR (ton. C ha⁻¹)	AP (Mha)	PIECS (Mton. C ano⁻¹)
Arenosos	27,00	10,91 (41,9%)	15,06
Argilosos	38,00	14,22 (54,5%)	27,61
Gleissolos	68,00	0,94 (3,6%)	3,25
Pará	-	26,07 (100,0%)	45,93

De maneira oposta aos resultados obtidos na tabela 4, Damian et al. (2021) encontraram, conforme metodologia de coleta e análise de solo nos municípios de Paragominas e Santarém, no estado do Pará, perda de carbono orgânico do solo em função da implantação de pastagens e lavouras.

A dinâmica do carbono no solo em sentidos opostos entre os respectivos trabalhos se justifica com base nos modelos de estimativa e mapeamento de uso do solo: enquanto o PIECS é resultado da estimativa da mudança de uso do solo de floresta primária para pastagem, contando com uma metodologia padronizada de manejo – especialmente do não preparo de solo (IPCC, 2019b) – Damian et al. (2021) observaram o estoque de carbono orgânico do solo localizadamente e dispuseram do

mapeamento de áreas em que houve mais de uma transição de uso, como o avanço da agricultura, mais intensiva quanto ao preparo de solo, resultando assim em perda de estoque de C orgânico no mesmo, situação semelhante aos cenários cronosssequenciais de avanço de lavoura de Rittl, Oliveira e Cerri (2017).

Quanto ao potencial de sequestro de C-CO₂ atmosférico e incremento do estoque de N disponível por parte do solo devido à conversão para pastagens permanentes (PIENS), nosso estudo estima um potencial de incorporação anual de 166,82 Mton. de CO₂ atmosférico em função do não preparo de solo, baixa entrada de matéria orgânica e avanço de pastagens no Pará, bem como o potencial de mitigação indireta de GEE com base no aumento anual do estoque de N do solo em 16,68 Mton. de N, devido à relação de incorporação de C no solo e sua relação de C/N de 1:10 (IPCC, 2019c), representando uma menor demanda por adubação nitrogenada e seus processos de aplicação onerosos em viés econômico e ambiental. A tabela 5, derivada das equações 5 e 6, apresenta as estimativas dos potenciais de sequestro do CO₂ atmosférico e do potencial de disponibilização de N nos solos paraenses.

Tabela 5. Potencial de sequestro anual de CO₂ atmosférico por parte do solo, na camada de 0-30 cm, (PSC-CO₂S) conforme pedologia das áreas agricultáveis do estado do Pará, bem como o potencial de incremento anual do estoque de N disponível no solo, na camada de 0-30cm (PIENS) a partir da pedologia das áreas agricultáveis do Pará.

Pedologia	PSC-CO₂S (Mton. CO₂ ano⁻¹)	PIENS (Mton. N ano⁻¹)
Arenosos	55,22	1,51
Argilosos	101,25	2,76
Gleissolos	11,93	0,53
Pará	168,40	4,59

5.2. Levantamento das áreas de pastagens e potencial de mitigação de GEE com adoção de estratégias de manejo integrado (ILPF)

Constatou-se incremento das áreas de pastagens em 76 municípios paraenses no período de 2008 a 2019, possibilitando apontar que mais da metade das cidades no Pará aumentaram sua área de pasto entre os referidos anos. As cinco cidades que mais variaram quanto ao avanço da área de pastagem (São Félix do

Xingu, Altamira, Novo Repartimento, Novo Progresso e Pacajá) coincidiram com os municípios de maiores áreas totais desmatadas – de acordo com a tabela 3 – denotando forte e recente correlação entre o desmatamento e o advento da pecuária extensiva no período observado. A dinâmica dos pastos nas cidades de maior avanço e retrocesso de pastos, bem como no Pará, foi apresentada na tabela 6, proveniente da aplicação da equação 7.

Tabela 6. Pastagem total em 2008, definida como inicial (Pi), pastagem total em 2019, definida como final (Pf) e variação total das áreas de pastagens (VP) nas cinco cidades de maior avanço e regressão de pasto no estado Pará.

Município	Pi (ha)	Pf (ha)	VP (ha)
São Félix do Xingu	1.326.574,46	1.575.745,16	249.170,70
Altamira	446.774,57	665.373,21	218.598,63
Novo Repartimento	504.888,05	659.929,41	155.041,36
Novo Progresso	377.401,97	503.465,52	126.063,55
Pacajá	314.211,50	438.386,58	124.175,08
Ulianópolis	199.491,86	163.925,33	-35.566,53
Tomé-Açu	158.011,23	113.798,50	-44.212,74
Rondon do Pará	376.731,05	324.974,38	-51.756,67
Dom Eliseu	194.336,01	118.105,56	-76.230,46
Paragominas	522.917,07	432.253,04	-90.664,04
Pará	16.421.657,80	17.500.355,34	1.078.697,53

Em relação à degradação das pastagens no estado do Pará, dentre as cidades avaliadas na metodologia deste trabalho, destacou-se os municípios com bom manejo do ponto de vista de conservação de pasto aqueles que apresentaram área de pasto superior a 50.000 hectares em 2019 e índices de degradação em relação à pastagem total menores que 2%, sendo estes listados conjuntamente com os municípios de mau manejo ponto de vista de conservação de pasto (área de pasto superior a 50.000 hectares em 2019 e degradação em 2018 acima de 50% da pastagem total) na tabela 7, moldada com base nas equações 8 e 9, a qual também inclui o estado do Pará, com seus 20,8% de degradação de pastagem perante a área de pasto total no ano de 2019.

A tabela 7 permite observar que a degradação da pastagem possui uma

magnitude superior a 3,6 milhões de hectares no estado do Pará. Desta forma, pode-se afirmar que, ainda que o estado represente uma porção pequena da degradação total de pastagens no Brasil, de apenas 3,03%, havendo biomas cujos índices de degradação de pasto são mais recorrentes, a exemplo do Cerrado, Pantanal e Caatinga, o valor obtido para o bioma Amazônia – no qual o estado do Pará está inserido – é preocupante no sentido de que tais estágios de degradação comprometem seriamente a regeneração secundária da floresta, vital à sua manutenção (LAPIG, 2021).

Apesar de reduzir drasticamente a produtividade e afetar severamente o meio ambiente em diversos aspectos, ocorre, de acordo com LAPIG (2020), grande potencial para recuperação de áreas contando não somente com a regeneração secundária intensa da vegetação do bioma – verificada amplamente em áreas agrícolas degradadas – mas também com a promoção de manejos coerentes com as particularidades do ecossistema local, a exemplo do sistema de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF).

Tabela 7. Área de pastagens total dos municípios e do estado do Pará no ano de 2019 (Pf), área de pastagem degradada total nestes locais no ano de 2018 (PDT) e percentual das áreas de pastagem degradada do total de área de pasto (PDTP) nos cinco municípios de maior e menor PDTP, assim como no estado do Pará.

Município	Pf (ha)	PDT (ha)	PDTP (%)
Brejo Grande do Araguaia	89.522,47	60.633,67	67,73
São Domingos do Araguaia	107.869,06	68.831,23	63,81
Palestina do Pará	67.169,90	39.478,73	58,77
São João do Araguaia	76.890,06	42.744,28	55,59
Bom Jesus do Tocantins	138.475,36	76.651,53	55,35
Garrafão do Norte	87.565,16	1.613,80	1,84
São Domingos do Capim	55.551,88	1.011,35	1,82
Cachoeira do Arari	80.514,84	1.224,28	1,52
Santa Luzia do Pará	61.030,53	792,50	1,30
Irituia	53.673,77	597,41	1,11
Pará	17.500.355,34	3.639.778,05	20,80

Aplica-se como exemplo de produção pecuária alinhada com as demandas ambientais, as cidades de menor PDTP, exemplificadas na tabela 7 (Garrafão do Norte, São Domingos do Capim, Cachoeira do Arari, Santa Luzia do Pará e Irituia), cujas propriedades pedológicas, segundo Venturieti et al. (2016), tendem a arenosos, sendo crucial a conservação de pastagem nestes locais de forma a garantir maior estruturação dos solos (FROZZI et al, 2020). Os índices de degradação de pastagens podem ser úteis na inserção de políticas públicas e tomadas de decisão no abastecimento de frigoríficos, incentivando a manutenção dos baixos níveis de degradação das pastagens municipais e, concomitantemente, sustentando o estabelecimento dos produtores na agropecuária local (PINTO et al., 2020).

Em relação às estratégias potenciais para mitigação de GEE utilizando a recuperação de pastagens no Pará, através da implementação de sistemas de ILPF, o enfoque nos dez municípios que contêm maior área de pastagem degradada, os quais correspondem a 46,4% do total de pastagem degradada do estado do Pará em 2018, possibilitou, segundo nossas estimativas, o potencial de mitigação de 4,13 a 8,27 Mton. de CO₂eq. ano⁻¹ da atmosfera em cenários A, baseados na aptidão de 20 a 40% das áreas agricultáveis segundo Venturieti et al. (2016). Os valores de GEE fixados no solo e na floresta sob manejo ILPF estão disponíveis na tabela 8, fundamentada a partir das equações 8, 10 e 11.

Tabela 8. Áreas de pastagem degradada total em 2018 (PDT) nos dez municípios com maior área de degradação de pasto e no estado do Pará, assim como os potenciais de mitigação anual de GEE na conversão de 20% (0,2 PMCO₂) e de 40% (0,4 PMCO₂) destas áreas degradadas em ILPF, seguindo o cenário A.

Municípios	PDT (ha)	0,2 PMCO₂ (ton. CO₂eq. ano⁻¹)	0,4 PMCO₂ (ton. CO₂eq. ano⁻¹)
São Félix do Xingu	291.836,10	713.831,11	1.427.662,22
Marabá	233.226,06	570.470,95	1.140.941,90
Santana do Araguaia	209.767,93	513.092,35	1.026.184,70
Novo Progresso	170.560,69	417.191,44	834.382,89
Santa Maria das Barreiras	151.093,38	369.574,42	739.148,84
Altamira	144.017,09	352.265,81	704.531,62

Tabela 8. Áreas de pastagem degradada total em 2018 (PDT) nos dez municípios com maior área de degradação de pasto e no estado do Pará, assim como os potenciais de mitigação anual de GEE na conversão de 20% (0,2 PMCO₂) e de 40% (0,4 PMCO₂) destas áreas degradadas em ILPF, seguindo o cenário A.

(continuação)

Municípios	PDT (ha)	0,2 PMCO₂ (ton. CO₂eq. ano⁻¹)	0,4 PMCO₂ (ton. CO₂eq. ano⁻¹)
Conceição do Araguaia	137.271,97	335.767,24	671.534,48
Água Azul do Norte	125.898,61	307.948,01	615.896,02
Cumarú do Norte	118.204,36	289.127,88	578.255,75
Itupiranga	107.533,52	263.026,99	526.053,97
Pará	3.639.778,05	8.902.897,11	17.805.794,22

A tabela 8 apresenta os municípios prioritários no acesso às linhas de crédito do plano ABC. Seguindo os preceitos contidos em de Figueiredo et al. (2017), os quais refletem a atuação dos manejos integrados num ciclo de 10 anos, a implementação de sistemas de ILPF nestas áreas do Pará tem potencial para mitigar até 178,1 megatoneladas de CO₂eq. no referido ciclo de tempo, valor por si só superior às metas do Plano ABC, que ambicionam reduções entre 133 e 166 megatoneladas de GEE (WANDER; TOMAZ; PINTO, 2016).

Os cenários B, projetados em longo prazo, são descritos para as mesmas cidades na tabela 9, que se baseiam nas aptidões de introdução de ILPF entre 60 e 100% da área de pastagem degradada total, com potencial de mitigar até 44,5 ton. de CO₂eq. por ano no estado do Pará. Ressalta-se o melhor aproveitamento de área agrícola no sistema de ILPF, convergindo ainda com Favero, Daigneault e Sohngen (2020) quanto ao incremento dos estoques de carbono orgânico resultante da demanda bioenergética florestal.

Uma vez ampliada a introdução do sistema de integração lavoura-pecuária-floresta no Estado do Pará, é possível adequar as técnicas de produção às demandas locais, a exemplo da exploração madeireira de espécies com maior potencial produtivo no bioma Amazônia (CORDEIRO; SCHWARTZ; BARROS, 2019). Outro tema de grande relevância é a busca pelo mercado de crédito de carbono, o qual não apenas certifica uma produção alinhada com os termos de sustentabilidade ambiental, econômica e social, mas também catalisa a assistência técnica e o investimento

público e privado na otimização dos tratos produtivos (FEARNSIDE, 2006), aproveitando ainda o estímulo representado pela aprovação da Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA), a qual visa contribuir com a redução das emissões de GEE e índices de desmatamento, reconhecendo e retribuindo monetariamente as iniciativas de pesquisa e desenvolvimento sustentável, denotando interesse estatal em fomentar mercados especializados na monetização de serviços ambientais (BRASIL, 2021).

Tabela 9. Potencial de mitigação anual de GEE para implementação de ILPF em 60% das áreas de pastagens degradadas (0,6 PMCO₂), 80% (0,8 PMCO₂) e em 100% (PMCO₂), dos dez municípios com maior área de pastagem degradada e do Pará, 2018, seguindo o cenário B.

Municípios	0,6 PMCO₂ (ton. CO₂eq. ano⁻¹)	0,8 PMCO₂ (ton. CO₂eq. ano⁻¹)	PMCO₂ (ton. CO₂eq. ano⁻¹)
São Félix do Xingu	2.141.493,34	2.855.324,45	3.569.155,56
Marabá	1.711.412,86	2.281.883,81	2.852.354,76
Santana do Araguaia	1.539.277,05	2.052.369,40	2.565.461,75
Novo Progresso	1.251.574,33	1.668.765,77	2.085.957,21
Santa Maria das Barreiras	1.108.723,25	1.478.297,67	1.847.872,09
Altamira	1.056.797,44	1.409.063,25	1.761.329,06
Conceição do Araguaia	1.007.301,72	1.343.068,96	1.678.836,20
Água Azul do Norte	923.844,03	1.231.792,05	1.539.740,06
Cumarú do Norte	867.383,63	1.156.511,50	1.445.639,38
Itupiranga	789.080,96	1.052.107,95	1.315.134,93
Pará	26.708.691,34	35.611.588,45	44.514.485,56

6. CONCLUSÃO

Nossas estimativas demonstram uma emissão de gases de efeito estufa via desmatamento na ordem de 1025,52 Mton. CO₂eq. para o estado do Pará, no período avaliado entre 2008 e 2019. Verificou -se uma relação direta entre a emissão de GEE e o avanço das áreas de pastagens estaduais, de modo que os cinco municípios que mais avançaram em áreas de pastagens, no mesmo horizonte temporal, foram também os que mais emitiram gases de efeito estufa via desmatamento,

As áreas de pastagens degradadas apresentaram grande potencial de sequestro e mitigação de GEE, uma vez implementadas técnicas de introdução do sistema de ILPF. O estado do Pará requer maior aporte de recursos financeiros a fim de nortear uma produção agropecuária sustentável, além de maximizar aqueles já ofertados e aprimorar a infraestrutura disponível para o desenvolvimento rural. Os resultados obtidos neste estudo indicam que o levantamento de dados por município auxilia na instauração de políticas públicas e tomada de decisão do setor privado, segmentado por município e região.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BELLO, C. et al. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. **Science Advances**, v. 1, n. 11, p. 1-10, 2015;

BRASIL. Lei 12.651, de 25 de maio de 2012. **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa**. 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 30 jan. 2021;

BRASIL. **Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada (Indc) para Consecução do Objetivo da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. 2020. Disponível em: http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/BRASIL-iNDC-portugues.pdf. Acesso em: 12 jun. 2021;

BRASIL. Lei 14.119, de 13 de janeiro de 2021. **Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais; e altera as Leis nos 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973, para adequá-las à nova política**. 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/lei-n-14.119-de-13-de-janeiro-de-2021-298899394>. Acesso em: 12 jun. 2021;

BRITO, B. et al. Stimulus for land grabbing and deforestation in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 14, 2019;

BUNGENSTAB, D. J. et al. **ILPF: inovação com integração de lavoura, pecuária e floresta**. Brasília – DF: Embrapa, 2019;

CHAZDON, R. L. et al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science Advances**, v. 2, n. 5, p 1-10, 2016;

CORDEIRO, I. M; SCHWARTZ, G.; BARROS, P. L. Timber species performance in secondary forests with over used soils in Eastern Amazonia. **Nativa**, v. 7, n. 6, p. 800-806, 2019;

COX, P. M. et al. Sensitivity of tropical carbon to climate change constrained by carbon dioxide variability. **Nature**, v. 495, n. 7437, p. 341-344, 2013;

DAMIAN, J. M. et al. Deforestation and land use change mediate soil carbon changes in the Eastern Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 21, n. 64, 2021;

DE FIGUEIREDO, E. B. et al. Greenhouse gas balance and carbon footprint of beef cattle in three contrasting pasture-management systems in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, n. 142, p. 420-431, 2017;

FARGIONE, J. et al. Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. **Science**, v. 319, n. 5867, p. 1235-1238, 2008;

FAVERO, A; DAIGNEAULT, A; SOHNGEN, B. Forests: Carbon sequestration, biomass energy, or both? **Science Advances**, vol. 6, n. 13, 2020;

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 3, p. 395-400, 2006;

FERNANDES, F. A.; CERRI, C. C.; FERNANDES, A. H. B. M. **13C e a Dinâmica do carbono orgânico do solo em Pastagem cultivada no Pantanal Sul-mato-grossense**. Corumbá – MS: Embrapa Pantanal, 2007;

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

FROZZI, J. C. et al. Physical attributes and organic carbon in soils under natural and anthropogenic environments in the South Amazon region. **Environmental Earth Sciences**, v. 79, n. 251, 2020;

HANSEN, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. p. 850-853, 2013. Data available from: <https://glad.earthengine.app/view/global-forest-change>. Access on: 21 jan. 2021;

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazonia Legal por Satélite (PRODES)**. 2021. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>. Acesso em: 21 jan. 2021;

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **2019 Refinement to the 2006 IPCC guidelines: refinements in volume 4, chapter 2 (generic methods advance)**. In: Bonn Climate Change Conference (SB50). Bonn, Germany, 2019a;

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **2019 Refinement to the 2006 IPCC guidelines: refinements in volume 4, chapter 5 (cropland advance)**. In: Bonn Climate Change Conference (SB50). Bonn, Germany, 2019b;

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **2019 Refinement to the 2006 IPCC guidelines: refinements in volume 4, chapter 11 (soil N₂O & CO₂ advance)**. In: Bonn Climate Change Conference (SB50). Bonn, Germany, 2019c;

JAKIMOW, B. et al. Mapping pasture management in the Brazilian Amazon from dense Landsat time series. **Remote Sensing of Environment**, v. 205, p. 453-468, 2018;

JANKOWSKI, K. et al. Deep soils modify environmental consequences of increased nitrogen fertilizer use in intensifying Amazon agriculture. *Nature*, **Scientific Reports**, v. 8, n. 1., 2018;

LABORATÓRIO DE PROCESSAMENTO DE IMAGEM E GEOPROCESSAMENTO (LAPIG). **Atlas Digital das Pastagens Brasileiras**. Disponível em: <https://pastagem.org/atlas/map>. Acesso em: 19 mai. 2021;

LEVINE, P. A et al. Soil moisture variability intensifies and prolongs eastern Amazon temperature and carbon cycle response to El Niño-Southern Oscillation. **Journal of Climate**. v. 32, n. 4, p. 1273-1292, 2018;

LOVEJOY, T. E. The Amazon region. **Science Advances**, v. 3, n. 11, 2017;

MAIA, V. A. et al. The carbon sink of tropical seasonal forests in southeastern Brazil can be under threat. **Science Advances**, vol. 6, n. 51, 2020;

MATTOS, L. M. de. et al. Influência da origem da família e de variáveis econômicas no uso da terra e no desmatamento de lotes familiares da Amazônia brasileira. **Novos Cadernos NAEA**, v. 13, n. 2, p. 27-62, 2010;

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. Ed. 5, Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, 2020;

OBSERVATÓRIO ABC. **Valor total de contratos por região**. 2020. Disponível em: <http://observatorioabc.com.br/sistema-abc>. Acesso em: 21 jan. 2021;

PAN, Y. et al. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 988-993, 2011;

PINTO, E. de P. P. et al. Assentamentos Sustentáveis na Amazônia: o desafio da produção familiar em uma economia de baixo carbono. **Investimentos transformadores para um estilo de desenvolvimento sustentável: Estudos de casos de grande impulso (Big Push) para a sustentabilidade no Brasil**, p. 89-102, Brasília – DF: Comissão Econômica para a América Latina e o Caribe (CEPAL), 2020;

QUEZADA, J. C. et al. Carbon neutral expansion of oil palm plantations in the Neotropics. **Science Advances**, v. 5, n. 11, 2019;

RITTL, T. F.; OLIVEIRA, D.; CERRI, C. E. P. Soil carbon stock changes under different land uses in the Amazon. **Geoderma Regional**, v. 10, p. 138-143, 2017;

SARAIVA, M. B. et al. Forest regeneration in the Brazilian Amazon: Public policies and economic conditions. **Journal of Cleaner Production**, n. 269. 2020;

SISTEMA DE ESTIMATIVAS DE EMISSÕES E REMOÇÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (SEEG). **Diagrama Sankey**. 2019. Disponível em: <http://plataforma.seeg.eco.br/sankey>. Acesso em: 21 jan. 2021;

SOUZA JÚNIOR, C. M. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, 2020;

STAAL, A. et al. Feedback between drought and deforestation in the Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 4, 2020;

STAHL, C. et al. Continuous soil carbon storage of old permanent pastures in Amazonia. **Global Change Biology**, v. 23, n. 8, p. 3382-3392, 2016;

VENTURIETI, A et al. **Mapas de Solos e de Aptidão Agrícola das Áreas Alteradas do Estado do Pará**. Belém – PA: Embrapa Oriental, 2016;

WANDER, A. E.; TOMAZ, G. A.; PINTO, H. E. Uma avaliação formativa do Plano ABC. **Revista de Política Agrícola**, v. 25, n. 3, p. 62-72, 2016;

ZARIN, D. J. Carbon from Tropical Deforestation. **Science**, v. 336, 2012;

ZEMP, D. C. et al. Deforestation effects on Amazon forest resilience, **Geophysical Research Letters**, v. 55, n. 12, 2017.