

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA

ISABELA CRISTINA GOMES PIRES

Fluxo dos gases de efeito estufa em áreas convertidas para a produção  
de soja no Cerrado maranhense

Piracicaba

2021



ISABELA CRISTINA GOMES PIRES

Fluxo dos gases de efeito estufa em áreas convertidas para a produção  
de soja no Cerrado maranhense

Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear  
na Agricultura da Universidade de São Paulo  
para obtenção do título de Doutora em Ciências

Área de Concentração: Química na Agricultura e  
no Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Plínio Barbosa de Camargo

Piracicaba

2021

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Seção Técnica de Biblioteca – CENA/USP

Pires, Isabela Cristina Gomes

Fluxo dos gases de efeito estufa em áreas convertidas para a produção de soja no Cerrado maranhense / Isabela Cristina Gomes Pires; Plínio Barbosa de Camargo. - - Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2021. 134 p.

Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo, 2021.

1. Cerrado 2. Dióxido de carbono 3. Ecossistemas terrestres 4. Efeito estufa 5. Metano 6. Óxido nitroso 7. Sistemas agrossilvipastoris I. Título.

CDU (630\*26 : 504.7)

**Elaborada por:**

Marilia Ribeiro Garcia Henyei  
CRB-8/3631

Resolução CFB N° 184 de 29 de setembro de 2017

## DEDICATÓRIA

À minha família pelo amor e apoio incondicional!



## AGRADECIMENTOS

À Profa. Dra. Brigitte Josefine Feigl pelo aceite de me orientar e pela confiança em meu trabalho.

Ao Prof. Dr. Plínio Barbosa de Camargo por assumir minha orientação, após a aposentadoria da referida professora citada acima, e pelo apoio incondicional durante todo o processo de doutoramento.

Ao Dr. Marcos Siqueira Neto do CENA/USP, ao Prof. Dr. Carlos Eduardo Pellegrino Cerri da ESALQ/USP e à Profa. Leidivan Almeida Frazão da UFMG pelas sugestões relacionadas à esta pesquisa.

À toda equipe do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do CENA/USP: Ralf, Lilian, Admilson, Sandra e Dagmar pelo auxílio nas análises e pela descontração. E à amiga Carla Simon pelas risadas e, principalmente, por toda troca de ideias e conversas sobre os dados desta pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela bolsa concedida durante o curso de Doutorado – Código de Financiamento 001.

À equipe administrativa da Pós-graduação do Programa em Ciências do CENA/USP pela oportunidade de fazer parte de um curso de excelência e por toda dedicação e carinho na realização de suas atividades.

À bibliotecária Marília pelo cuidado e pelas correções de revisão desta tese. E aos felinos da biblioteca tão companheiros no começo desta jornada.

Aos discentes da Universidade Federal do Maranhão – Centro de Ciências Agrárias e Ambientais (UFMA/CCAA), João Alfredo, Alex, Myllenna Santana, Guilherme, Rafael, Jose Bonifácio, Marcelo da Silva, Nayara pelo auxílio nas atividades de campo.

Ao Deoclécio Amorim pela amizade e pelo suporte na análise estatística dos dados desta pesquisa.

Aos funcionários da UFMA/CCAA, Eduardo, Dona Ester, Sr. Raimundo, Absay, Sr. Gilberto pela colaboração nos envios das amostras e pelas palavras amigas.

À família Barbosa (Fernando, Sr. Vitor, Dona Fátima e Viviana) que sempre me acolheu tão bem e com carinho em sua propriedade, oferecendo sua estrutura por meio de alojamento, equipamentos, informações sobre os manejos do solo entre outros.

À família Gomes Pires, pelo amor incondicional, em especial, à minha mãe (Magnólia de Luciê Gomes Pires, minha irmã (Luciana Gomes Pires) e ao meu pai (Paulo Cândido Pires) e aos meus sobrinhos (Alice e Arthur Pires Guindani).

Ao Gregori Ferrão por me inspirar e me apoiar na realização de meu doutorado e em todas as áreas da vida.

E por fim, ao meu núcleo familiar por toda paciência, apoio, entusiasmo, lágrimas e risadas. Gratidão pela existência de Heitor Pires Ferrão, Gregori da Encarnação Ferrão, Cacau, Ursa, Bolinha, Lobinho, Renatilde, Bombom, Marissol, Ameli, Pituco e meus inesquecíveis Rufino, Petrusca e Mimi (em memória).

## EPÍGRAFE

“É preciso serenidade para aceitar aquilo que não posso mudar.

Coragem para mudar o que posso  
e sabedoria para conhecer a diferença!”

R. Niebuhr



## RESUMO

PIRES, I. C. G. **Fluxo dos gases de efeito estufa em áreas convertidas para a produção de soja no Cerrado maranhense**. 2021. 134 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2021.

O solo é um recurso natural essencial à vida e é impactado pela atividade humana. Mais de 60% das emissões dos gases de efeito estufa (GEE) no Brasil estão relacionadas à mudanças no uso da terra e à agricultura. Neste sentido, a compreensão sobre a função do solo como dreno ou fonte de GEE relacionado aos diferentes sistemas de manejo é a base para subsidiar práticas sustentáveis no setor agrossilvipastoril, principalmente, em regiões de novas fronteiras agrícolas, como o Cerrado no leste maranhense. Assim, este estudo avaliou a emissão dos GEE ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$ ) e as alterações no armazenamento de carbono (C) do solo em diferentes sistemas de manejo para a produção de soja. O estudo foi conduzido entre jul/2018 a jun/2019 no município de Brejo (MA), avaliando os seguintes sistemas de manejo: i) Sistema Plantio Convencional (SPC); ii) Sistema Integrado Lavoura-Pecuária com uma rotação de braquiária (ILP1), iii) Sistema Integrado Lavoura-Pecuária com duas rotações de braquiária (ILP2) e uma área referência sob Vegetação Nativa de Cerrado *stricto sensu* (VN). Os fluxos dos GEE foram coletados em câmaras estáticas e as concentrações determinadas por cromatografia gasosa; os estoques de C do solo foram obtidos de amostras indeformadas coletadas nas camadas do solo de 0-20 e 20-40 cm, nas quais foram determinadas a densidade aparente e a concentração de C por combustão seca em analisador elementar. A emissão acumulada de  $\text{N-N}_2\text{O}$  foi maior no sistema ILP2 comparado aos demais sistemas avaliados, entretanto, não se verificou diferença estatística para a emissão de C- $\text{CO}_2$  e de C- $\text{CH}_4$ . O estoque de carbono do solo foi de 47, 51 e 52  $\text{Mg ha}^{-1}$  para o SPC, ILP1 e ILP2, respectivamente, na camada do solo de 0-40 cm. As taxas de acúmulo de C foram negativas no SPC, com perdas anuais de  $0,20 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , enquanto que a ILP1 e a ILP2 apresentaram acúmulo de  $0,47$  e  $0,38 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  respectivamente. Em termo de emissões líquidas de GEE pelo solo, a ILP1 apresentou o maior sequestro de C pelo solo de  $0,47 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  em  $\text{C}_{\text{equivalente}}$  ( $\text{C}_{\text{eq}}$ ) seguida da ILP2 ( $0,31 \text{ Mg de C}_{\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) e no SPC houve emissão líquida de GEE de  $0,22 \text{ Mg de C}_{\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Considerando que das áreas utilizadas para produção agropecuária no Maranhão, somente 1,4% estão ocupadas com sistemas integrados de produção, a adoção da ILP nas condições edafoclimáticas da região representa um potencial de dreno de C atmosférico em relação ao SPC e contribui para a mitigação global de GEE pelo solo.

**Palavras-chave:** Integração lavoura e pecuária. Estoque de carbono do solo. MATOPIBA. Emissão líquida de gases de efeito estufa. Dióxido de carbono. Óxido nitroso. Metano.



## ABSTRACT

PIRES, I. C. G. **Greenhouse gas flow in areas turned into soybean production in the Cerrado from Maranhão State, Brazil.** 2021. 134 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2021.

Soil is an essential natural resource for life and is impacted by human activity. More than 60% of greenhouse gas (GHG) calls in Brazil are related to changes in land use and agriculture. In this sense, an understanding of the function of the soil as a drain or source of GHG related to different management systems is a basis to support sustainable practices in the agroforestry sector, especially in regions with new agricultural frontiers, such as the Cerrado in eastern Maranhão. Thus, this study evaluated GHG emissions ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  and  $\text{CH}_4$ ) and changes in soil carbon storage (C) in different management systems for soybean production. The study was conducted between Jul/2018 to Jun/2019 in the municipality of Brejo (MA), evaluating the following management systems: i) Conventional Planting System (CPS); ii) Integrated Crop-Livestock System with one rotation of brachiaria (ICL1) and iii) Integrated Crop-Livestock System with two rotations of brachiaria (ICL2) and also a reference area under Native Vegetation of Cerrado stricto sensu (NV). The GHG fluxes were carried out through collections in static chambers and the concentrations determined by gas chromatography; Soil C stocks were acquired from undisturbed samples in the 0-20 and 20-40 cm layers, where bulk density and C concentration were determined by dry combustion in an elemental analyzer. The accumulated emission of  $\text{N-N}_2\text{O}$  was higher in the ICL2 system compared to the other systems evaluated, however, there was no statistical difference for the emission of  $\text{C-CO}_2$  and  $\text{C-CH}_4$ . The soil carbon stock was 47, 51 and 52  $\text{Mg ha}^{-1}$  for CPS, ICL1 and ICL2 respectively in the 0-40 cm deep layer of the soil, being found larger C stocks in the ILP. C accumulation rates were negative in CPS, with annual losses of 0.20  $\text{Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ , while ICL1 and ICL2 showed accumulation of 0.47 and 0.38  $\text{Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ , respectively. In terms of net GHG emissions from the soil, ICL1 had the highest soil C sequestration of 0.36  $\text{Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$  in  $\text{C}_{\text{equivalent}}$  ( $\text{C}_{\text{eq}}$ ) followed by ICL2 (0.31  $\text{Mg C}_{\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ) and in the CPS there was a net GHG emission of 0.22  $\text{Mg C}_{\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ . Considering that of the areas used for agricultural production in Maranhão, only 1.4% are under some Integrated crop-livestock-forestry (ICLF) type, the adoption of ICL in the region's edaphoclimatic conditions represents a potential drain of atmospheric C in relation to the CPS, contributing to the mitigation of GHG by the soil.

**Keywords:** Integrated crop-livestock. Soil carbon stock. MATOPIBA. Net greenhouse gas emission. Carbon dioxide. Nitrous oxide. Methane.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Região MATOPIBA distribuída entre os estados que a compõe.....	27
Figura 2 - Biomas do Estado do Maranhão .....	28
Figura 3 - Fitofisionomias do Bioma Cerrado .....	29
Figura 4 - Regiões fitoecológicas do Maranhão .....	30
Figura 5 - Localização do município de Brejo considerando os limites do Brasil, o estado do Maranhão e as suas mesorregiões, destacando-se a mesorregião do leste maranhense .....	31
Figura 6 - Classificação da vulnerabilidade dos solos no Maranhão.....	35
Figura 7 - Categorização dos solos maranhenses conforme sua aptidão agrícola ...	36
Figura 8 - Produção de soja no estado do Maranhão na safra de 2018.....	38
Figura 9 - Os dez maiores produtores de soja do Maranhão em 2018 (em toneladas de grão).....	38
Figura 10 - Produtividade média de soja por estado em sacas no período de 2020/2021 .....	40
Figura 11 - Resíduo cultural de milheto sobre o solo após plantio de soja. Figura 11 A. Soja em estágio de emergência sob resíduo de milheto. Figura 11B. Soja 15 dias após a figura 11A e quase inexistente palhada do milheto .....	45
Figura 12 - Imagem de satélite da Fazenda Barbosa no município de Brejo (MA), sinalizando as áreas de vegetação nativa (VN), integração lavoura-pecuária com duas rotações (ILP2), sede desta fazenda, integração lavoura-pecuária com uma rotação (ILP1) e sistema de plantio convencional (SPC) .....	63
Figura 13 - Vegetação nativa após incêndio em setembro de 2018.....	64
Figura 14 - Histórico de mudança do uso da terra (MUT) e de gestão (MG) nas áreas de estudo da Fazenda Barbosa no município de Brejo, MA .....	66
Figura 15 - Câmaras estáticas para amostragem dos fluxos de gases entre o solo e a atmosfera. 15A. Base e tampa da câmara estática de coleta de gases do estudo. 15B. Câmara estática instalada na entrelinha do plantio de soja. 15C. Câmara estática fechada e instalada na área de vegetação nativa. 15D. Material utilizado na coleta de gases em câmaras estáticas – seringa de nylon de 20 ml e vial.....	67
Figura 16 - Esquema de semeadura durante jul/18 a jun/19 na região, evidenciando os momentos de coleta de GEE .....	68
Figura 17 - Coletas de gases em câmara estática no período seco em plantio de milheto em novembro de 2018. 17A. Na vegetação nativa. 17B. No Sistema de Plantio Convencional. 17C. Na Integração lavoura pecuária com 1 rotação. 17D. Na Integração lavoura pecuária com 2 rotações.....	69
Figura 18 - Precipitação (em mm) e temperatura (em °C) da Fazenda Barbosa em Brejo, MA.....	72
Figura 19 - Temperatura do solo a 5 cm de profundidade (em °C) da Fazenda Barbosa em Brejo, MA.....	73

Figura 20 - Fluxo médio mensal de C-CO <sub>2</sub> em mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> pelo solo durante um ano nos diferentes sistemas de manejo do solo na produção de soja na Fazenda Barbosa do município de Brejo, MA.....	74
Figura 21 - Taxa de emissão média de C-CO <sub>2</sub> no período de inverno e verão nos diferentes sistemas de manejos do solo na produção de soja na Fazenda Barbosa do município de Brejo, MA.....	75
Figura 22 - Fluxo médio mensal de C-CH <sub>4</sub> em mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> pelo solo durante um ano em diferentes sistemas de manejo do solo na produção de soja na Fazenda Barbosa no município de Brejo, MA.....	77
Figura 23 - Taxa de emissão média de C-CH <sub>4</sub> no período de inverno e verão em diferentes sistemas de manejos do solo na produção de soja na Fazenda Barbosa no município de Brejo, MA.....	78
Figura 24 - Fluxo médio mensal de N-N <sub>2</sub> O em mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> pelo solo em diferentes sistemas de manejos do solo na produção de soja durante um ano da Fazenda Barbosa em Brejo (MA) .....	80
Figura 25 - Taxa de emissão média de N-N <sub>2</sub> O no período de inverno e verão em diferentes sistemas manejos do solo na produção de soja na Fazenda Barbosa no município de Brejo, MA.....	81
Figura 26 - Emissão acumulada total de GEE em C <sub>equivalente</sub> em diferentes sistemas de manejos do solo na produção de soja da Fazenda Barbosa em Brejo, MA.....	83
Figura 27 - Emissão acumulada total de GEE em C <sub>equivalente</sub> total em período chuvoso e para os diferentes sistemas de manejos do solo na produção de soja da Fazenda Barbosa em Brejo, MA.....	84
Figura 28 - Estoque de carbono no solo na camada do solo de 0 a 20 cm em diferentes sistemas de manejo do solo na produção de soja da Fazenda Barbosa em Brejo, MA .....	109
Figura 29 - Estoque de carbono no solo na camada do solo de 20 a 40 cm em seus diferentes sistemas de manejo do solo na produção de soja da Fazenda Barbosa em Brejo, MA .....	110
Figura 30 - Raízes das plantas de soja na área de ILP2 na Fazenda Barbosa em Brejo, MA .....	113
Figura 31 - Emissão de GEE do solo considerando taxa de acúmulo de C e emissão de CH <sub>4</sub> e N <sub>2</sub> O pelo solo nos sistemas de manejo do solo na produção de soja da Fazenda Barbosa em Brejo, MA.....	125

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características físicas e químicas do solo em áreas de diferentes sistemas de manejos do solo na produção de soja, localizadas no município de Brejo, MA ...	61
Tabela 2 - Espaço poroso ocupado por água no solo da Fazenda Barbosa em Brejo, MA.....	73
Tabela 3 - Emissão de C-CO <sub>2</sub> em diferentes sistemas de manejo de solo na produção de soja na Fazenda Barbosa no município de Brejo, MA.....	76
Tabela 4 - Emissão de C-CH <sub>4</sub> em diferentes manejos sistemas de manejo de solo na produção de soja na Fazenda Barbosa no município de Brejo, MA.....	79
Tabela 5 - Emissão de N-N <sub>2</sub> O em diferentes sistemas de manejos de solo na produção de soja na Fazenda Barbosa no município de Brejo, MA.....	82
Tabela 6 - Contribuição de CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> e N <sub>2</sub> O nas emissões acumuladas totais de GEE (%) nos diferentes sistemas manejos do solo na produção de soja no Leste maranhense .....	84
Tabela 7 - Densidade aparente do solo nos seus diferentes sistemas de manejo do solo para a produção de soja na Fazenda Barbosa em Brejo,MA .....	109
Tabela 8 - Taxa de acúmulo ou perda de C no solo nos seus diferentes sistemas de manejo do solo na produção de soja da Fazenda Barbosa em Brejo (MA) na camada do solo de 0 a 40 cm .....	110
Tabela 9 - Emissão líquida de GEE pelo solo nos diferentes manejos do solo na produção de soja na Fazenda de Barbosa em Brejo, MA .....	124
Tabela 10 - Caracterização morfológica e granulométrica do solo.....	133



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>19</b>
	Referências.....	22
<b>2</b>	<b>CARACTERIZAÇÃO DO CERRADO E SUAS PARTICULARIDADES NO LESTE MARANHENSE .....</b>	<b>25</b>
2.1	Vegetação nativa.....	29
2.2	Temperatura e precipitação .....	31
2.3	Solo e aptidão agrícola.....	33
2.4	Produção e produtividade de soja no Cerrado maranhense.....	36
2.5	Manejo conservacionista no Cerrado.....	40
2.6	Manejo conservacionista no Leste do Cerrado Maranhense .....	43
	Referências .....	46
<b>3</b>	<b>FLUXOS DOS GASES DE EFEITO ESTUFA EM DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NA CULTURA DA SOJA .....</b>	<b>54</b>
3.1	Introdução.....	54
3.2	Dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> ) em sistemas agrícolas.....	56
3.3	Metano (CH <sub>4</sub> ) em sistemas agrícolas.....	57
3.4	Óxido nitroso (N <sub>2</sub> O) em sistemas agrícolas.....	58
3.5	Material e métodos.....	60
3.5.1	Descrição da área de estudo .....	60
3.5.2	Seleção de áreas de estudo e histórico de uso e manejo do solo .....	61
3.5.3	Coleta e análise de gases .....	66
3.5.4	Determinação do fluxo, emissão média e acumulada dos gases .....	70
3.5.5	Coleta e análise do solo.....	71
3.5.6	Análise estatística .....	71
3.6	Resultados.....	72
3.6.1	Condições ambientais.....	72
3.6.2	Condições do solo.....	73
3.6.3	Fluxo mensal e emissão acumulada de C-CO <sub>2</sub> .....	74
3.6.4	Emissão média e acumulada de C-CH <sub>4</sub> .....	77
3.6.5	Emissão média e acumulada de N-N <sub>2</sub> O .....	80
3.6.6	Emissão acumulada total de GEE .....	82
3.7	Discussão .....	85
3.7.1	Condições ambientais.....	85
3.7.2	Condições do solo.....	85

3.7.3	Emissão média e acumulada de C-CO <sub>2</sub> .....	86
3.7.4	Emissão média e acumulada de C-CH <sub>4</sub> .....	88
3.7.5	Emissão média e acumulada de N-N <sub>2</sub> O.....	89
3.7.6	Emissão acumulada total de GEE .....	90
3.8	Conclusão .....	91
	Referências .....	91
4	ESTOQUE DE CARBONO DO SOLO EM DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NA CULTURA DA SOJA .....	101
4.1	Introdução .....	101
4.2	Material e métodos .....	106
4.2.1	Coleta e análise de solo .....	106
4.2.2	Determinação de estoque de C.....	107
4.2.3	Análise estatística.....	108
4.3	Resultados .....	108
4.4	Discussão.....	111
4.5	Conclusão .....	115
	Referências .....	115
5	EMISSÃO LÍQUIDA DOS GASES DO EFEITO ESTUFA PELO SOLO EM DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NA CULTURA DE SOJA .....	121
5.1	Introdução .....	121
5.2	Material e métodos .....	124
5.3	Resultados .....	124
5.4	Discussão.....	125
5.5	Conclusão .....	126
	Referências .....	127
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	130
	ANEXO.....	131

## 1 INTRODUÇÃO

O solo é um recurso natural, imprescindível para a produção de bens e serviços ecossistêmicos que suprem as demandas humanas como a produção de alimentos, fibras e, recentemente, de bioenergia; além do armazenamento de carbono, atuando diretamente na mitigação das emissões dos gases causadores do efeito estufa. Apesar de sua inquestionável importância para o ser humano e demais seres vivos, cerca de 33% dos solos do mundo apresentam algum tipo de degradação (FAO, 2019).

No Brasil, a degradação de áreas cultiváveis pode ser observada tanto em regiões com longo histórico de uso (*i.e.*, nas regiões sul e sudeste) quanto em fronteiras agrícolas. Recentemente, a mudança de uso da terra (MUT), ou seja, a transformação em larga escala da paisagem com a conversão de ecossistemas naturais em diferentes sistemas produtivos (*e.g.*, agrossilvopastoris) tem sido particularmente preocupante em fronteiras agrícolas, principalmente, localizadas nas regiões norte e nordeste brasileiro (BUSTAMANTE et al., 2012; SIGNOR; MORAES, 2021).

Nesse sentido, os biomas Cerrado e Amazônico tornaram-se foco da MUT direta e indiretamente pela disponibilidade de terra e pela crescente demanda por produtos agrícolas como os grãos, em especial a soja, impulsionados pelo aumento do valor de *commodity* (LAPOLA et al., 2014); resultando em maior pressão para expansão da fronteira agrícola a partir da década de 1970, principalmente, nos estados da região Centro-Oeste do país.

No entanto, no bioma Amazônico, a legislação brasileira do Código Florestal (Lei 12.651, de 25 de maio de 2012) impõe a conservação de 80% da área de preservação e, em 2006, foi assinada a chamada “Moratória da Soja”, uma iniciativa privada na qual os grandes “*traders*” de soja deixaram de comercializar o grão produzido em áreas desmatadas na Amazônia brasileira após julho de 2006 (RUDORFF et al., 2011). Tais iniciativas reduziram a conversão da floresta para novos campos de soja em menos de 1% (NEPSTAD et al., 2019). Nesse cenário, a expansão foi intensificada no bioma Cerrado, em áreas antes consideradas marginais para a produção deste grão (GIBBS et al. 2015).

Concomitantemente, o ritmo de expansão das lavouras de soja, nas quais extensas áreas são submetidas à mecanização intensiva e ao uso de agroquímicos

tem levantado preocupações sobre os impactos potenciais da MUT, que podem ocasionar a um declínio acentuado nos serviços ecossistêmicos, especialmente, nos serviços de regulamentação e suporte, tais como estocar carbono (C) na matéria orgânica, a retenção e conservação dos recursos hídricos, fonte e ciclagem de nutrientes, etc. (FU et al., 2015). Neste contexto, o desafio que se constata é: como aumentar a produção do setor agrossilvipastoril, atendendo ao mercado interno e externo, bem como, preservando a vegetação nativa e a biodiversidade (BATTLE-BAYER et al., 2010) e os serviços ecossistêmicos?

Além disso, a fronteira agrícola no bioma Cerrado, especificamente, no leste maranhense, possui peculiaridades edafoclimáticas que dificultam a produção das primeiras safras (e.g., arroz, soja e milho) como a baixa fertilidade natural, elevados índices de acidez potencial relacionados ao material de origem do solo e o caráter coeso desses solos, aliados a um curto período chuvoso (jan-mai) com elevado volume acumulado (~ 1600 mm por ano) em eventos pluviométricos irregulares. Essas condições foram determinantes para falência da maior parte dos primeiros agricultores que migraram de outras regiões do país para o leste maranhense (GASPAR, 2013), entre o final dos anos 1990 e início de 2000.

Em busca de solução para tais situações, sistemas conservacionistas como o sistema de plantio direto (SPD) foi introduzido no Brasil na década de 1960 com o intuito de reduzir a erosão em solos cultivados na região central do Paraná e, na década de 1990 foi adotado nas áreas cultivadas no denominado binômio soja/milho no Cerrado. Esse sistema de manejo é baseado em três boas práticas agronômicas: não revolvimento do solo, a manutenção da cobertura do solo e a rotação de culturas. Adicionalmente a essas práticas, o Sistema de Integração Lavoura-Pecuária (ILP) promove a intensificação do uso de uma mesma área para a produção vegetal e animal, garantindo maior produtividade e melhoria nas condições edáficas.

Diversos estudos (LAL, 2004; COSER et al., 2018; SALTON et al., 2014; SANT-ANNA et al., 2017; SIQUEIRA-NETO et al., 2020) demonstraram que a produção agropecuária em sistema de manejo conservacionista tem o potencial de reduzir perdas de C em áreas agrícolas após a MUT, porque contribui na manutenção e aumento da MOS (LAL, 2004), principalmente, em solos situados em regiões tropicais (BUSTAMANTE et al., 2012), bem como, reduz a emissão de gases de efeito estufa (GEEs) oriunda da atividade agrícola (SIX et al. 2002).

Considerando que mais de 60% das emissões dos gases de efeito estufa (GEEs como CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, NO<sub>x</sub>, CH<sub>4</sub>, SO<sub>x</sub>) no Brasil estão relacionadas a MUT e à agricultura (BRASIL, 2020), diversos estudos tem apresentado os efeitos da MUT e dos diferentes manejos adotados para a produção agrícola sobre o fluxo dos GEEs (CRUVINEL et al., 2011; SIQUEIRA-NETO et al., 2020) e estoque de C no solo (COSER et al., 2018; SALTON et al., 2014; SANT-ANNA et al., 2017), porém estudos envolvendo o cenário encontrado em solos do Cerrado na região leste maranhense são escassos (e.g., GMACH et al., 2018; SIGNOR; MORAES, 2021).

Desse modo, devido às especificidades nas condições edafoclimáticas apresentadas na região leste maranhense, a coleta de informações e medidas *in loco* tem caráter imprescindível na caracterização deste solo como dreno ou fonte de C, principalmente, relacionada aos sistemas de manejo adotados após a MUT, contribuindo na orientação para uma gestão sustentável dos solos como estratégia para promover o sequestro de C e a melhoraria da qualidade do solo, colaborando na mitigação dos GEEs na produção de soja no Cerrado da região leste maranhense (CERRI et al., 2018).

Portanto, a hipótese investigada neste estudo foi que o sistema de manejo ILP (integração lavoura pecuária) proporciona aumento no estoque de C no solo e menor emissão líquida GEE comparado ao SPC (sistema de plantio convencional) na produção de soja no Cerrado do leste maranhense. Assim, o objetivo principal desse estudo foi avaliar o efeito dos diferentes manejos de solo nos fluxos de GEE e no estoque de carbono do solo na produção de soja no Cerrado do leste maranhense, considerando os seguintes objetivos específicos: i) determinar os fluxos de GEEs (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub>) em cada sistema de manejo do solo na produção de soja, apresentando os resultados em C-equivalente (C<sub>eq.</sub>); ii) quantificar os estoques de C do solo; iii) calcular a emissão líquida de GEE pelo solo.

Com esses resultados espera-se amparar os tomadores de decisão como: governo, produtores rurais, iniciativa privada, organizações não governamentais e entre outros que estejam envolvidos na gestão sustentável na região para evitar prejuízos às principais funções do solo. Adicionalmente, cabe destacar que esse estudo tem aderências aos seguintes objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU, 2015) como o desenvolvimento rural (ODS 2), consumo e produção responsáveis (ODS 12), ação contra a mudança global do clima (ODS 13), uso sustentável de ecossistemas terrestres (ODS 15) e tornar as

cadeias de abastecimento mais sustentáveis por meio de intercâmbio e parcerias (ODS 17), bem como, o papel da comunidade científica de divulgar informações e conhecimentos sobre os solos (FAO, 2015), apoiando, fortalecendo e consolidando a gestão sustentável dos ecossistemas.

## Referências

BATTLE-BAYER, L.; BATJES, N.H.; BINDRABAN, P.S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: a review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 137, p. 47-58, 2010.

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia. **Second National Communication of Brazil to the United Nations Framework Convention on Climate Change**. Brasília, DF, 2010. p. 215-239: Land-use change and forestry.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. Secretaria de Pesquisa e Formação Científica. **Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. Brasília, DF: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações, 2021. 620 p.

BUSTAMANTE, M. M. C.; NARDOTO, G. B.; PINTO, A. D. S.; RESENDE, J. C. F.; TAKAHASHI, F. S. C.; VIEIRA, L. C. G. Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 72, p. 655-671, 2012.

CERRI, C. E. P.; ABBRUZZINI, T. F.; BRANDANI, C. B.; DURIGAN, M. R.; FREITAS, R. C. A.; DEON, D. S.; CERRI, C. C. Inter-relação entre mitigação da emissão dos gases de efeito estufa e agricultura conservacionista. In: BERTOL, I.; MARIA, I. C.; SOUZA, L. S. **Manejo conservacionista do solo e da água**. 1. ed. Viçosa: SBCS, 2018. cap. 3, p. 51-82.

COSER, T. R.; FIGUEIREDO, C. C.; JOVANOVIC, B.; MOREIRA, T. N.; LEITE, G. G.; CABRAL FILHO, S. L. S.; KATO, E.; MALAQUIAS, J. V.; MARCHÃO, R. L. Short-term buildup of carbon from a low-productivity pastureland to an agrisilviculture system in the Brazilian savannah. **Agricultural systems**, Amsterdam, v. 166, p. 184-195, 2018.

CRUVINEL, Ê. B. F.; BUSTAMANTE, M. M. D. C.; KOZOVITS, A. R.; ZEPP, R. G. Soil emissions of NO, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> from croplands in the savanna region of central Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 144, n. 1, p. 29-40, 2011.

FAO. **Revised World Soil Charter (WSC)**. Rome, 2015. 10 p.

FAO. **Diretrizes Voluntárias para a Gestão Sustentável dos Solos**. Rome, 2019. 28 p.

FU, B.; ZHANG, L.; XU, Z.; ZHAO, Y.; WE, Y.; SKINNER, D. Ecosystem services in changing land use. **Journal of Soils and Sediments**, Landsberg, v. 15, n. 4, p. 833-843, 2015.

GASPAR, R. B. **O eldorado dos gaúchos**: deslocamento de agricultores do Sul do País e seu estabelecimento no Leste Maranhense. São Luís: EDUFMA, 2013.

GIBBS, H. K.; RAUSCH, L.; MUNGER, J.; SCHELLY, I.; MORTON, D. C.; NOOJIPADY, P.; SOARES-FILHO, B.; BARRETO, P.; MICOL, L.; WALKER, N. F. Brazil's soy moratorium. **Science**, New York, v. 347, n. 6220, p. 377-378, 2015.

GMACH, M. R.; DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; NÓBREGA, J. C.; LUSTOSA-FILHO, J. F.; SIQUEIRA-NETO, M. Soil organic matter dynamics and land-use change on Oxisols in the Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, Amsterdam, v. 14, e00178, 2018.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, New York, v. 304, n. 5677, p. 1623-1627, 2004.

LAPOLA, D. M.; MARTINELLI, L. A.; PERES, C. A.; OMETTO, J. P.; FERREIRA, M. E.; NOBRE, C. A.; AGUIAR, A. P. D.; BUSTAMANTE, M. M.; CARDOSO, M. F.; COSTA, M. H.; CARLOS, A. J.; LEITE, C. C.; MOUTINHO, P. SAMPAIO, G.; STRASSBURG, B. B. N.; VIEIRA, I. C. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, Amsterdam, v. 4, n. 1, p. 27-35, 2014.

NEPSTAD, L. S.; GERBER, J. S.; HILL, J. D.; DIAS, L. C.; COSTA, M. H.; WEST, P. C. Pathways for recent Cerrado soybean expansion: extending the soy moratorium and implementing integrated crop livestock systems with soybeans. **Environmental Research Letters**, Berkeley, v. 14, n. 4, art. 044029, 2019.

ONU. **Consumo e produção responsável**: Assegurar padrões de produção e de consumo sustentáveis. New York, 2015. Disponível em: <<http://www.agenda2030.org.br/ods/12/#:~:text=Para%20alcan%C3%A7ar%20as%20metas%20deste,desenvolvimento%20econ%C3%B4mico%20e%20social%20sustent%C3%A1vel>>. Acesso em: 13 jan. 2021.

RUDORFF, B. F. T.; ADAMI, M.; AGUIAR, D. A.; MOREIRA, M. A.; MELLO, M. P.; FABIANI, L.; AMARAL, D. F.; PIRES, B. M. The soy moratorium in the Amazon biome monitored by remote sensing images. **Remote Sensing**, Basel, v. 3, n. 1, p. 185-202, 2011.

SALTON, J. C.; MERCANTE, F. M.; TOMAZI, M.; ZANATTA, J. A.; CONCENÇO, G.; SILVA, W. M.; RETORE, M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 190, p. 70-79, 2014.

SANT-ANNA, S. A.; JANTALIA, C. P.; SA, J. M.; VILELA, L.; MARCHAO, R. L.; ALVES, B. J.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil organic carbon during 22 years of pastures, cropping or integrated crop/livestock systems in the Brazilian Cerrado. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 108, n. 1, p. 101-120, 2017.

SIGNOR, D.; MORAES. Emissão de GEE em sistemas produtivos no Nordeste brasileiro. In: SOUZA, H. A.; LEITE, L. F. C.; MEDEIROS, J. C. **Solos sustentáveis para a agricultura no Nordeste**. Brasília, DF: Embrapa, 2021. cap. 5, p. 149-170.

SIQUEIRA-NETO, M.; POPIN, G. V.; PICCOLO, M. C.; CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; CAMARGO, P. B.; BERNOUX, M. Impacts of land use and cropland management on soil organic matter and greenhouse gas emissions in the Brazilian Cerrado. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 72, n. 3, p. 1431-1446, 2020.

SIX, J.; FELLER, C.; DENEFF, K.; OGLE, S.; SA, J. C. M.; ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. **Agronomie**, v. 22, n. 7-8, p. 755-775, 2002.

## 2 CARACTERIZAÇÃO DO CERRADO E SUAS PARTICULARIDADES NO LESTE MARANHENSE

As savanas tropicais cobrem cerca de 15 milhões de km<sup>2</sup> da área continental da Terra. Esta ampla distribuição nos continentes, principalmente, entre os trópicos de câncer e capricórnio, confere vasta diversidade de espécies, muitas das quais são endêmicas. Influenciado por diferentes culturas que nele habitam este bioma também recebe muitas denominações regionais como de “Miombo” ou “Savana”, “Lhanos” e “Savana” na África, Venezuela e Oceania respectivamente (FALEIRO; FARIAS NETO, 2009).

Na América do Sul esse bioma apresenta a maior biodiversidade do mundo entre as savanas e é nomeado como “Cerrado” (BRASIL, 2010). No Brasil este complexo de formações vegetais, ocupa uma área de aproximadamente 2 milhões de km<sup>2</sup>, ou seja, 22% do território nacional, extensão territorial inferior apenas ao bioma Amazônico (4,2 milhões de km<sup>2</sup>) no país. Este bioma apresenta imensa heterogeneidade de ecossistemas dentro do bioma devido às variações na temperatura, na precipitação e na altitude que determinam diferenças marcantes na composição de espécies (BUSTAMANTE et al., 2012).

O bioma Cerrado está localizado principalmente na região Central do país (Centro-Oeste). No entanto, todas as regiões da federação (*i.e.*, Sul; Sudeste; Centro-Oeste; Nordeste e Norte), apresentam áreas com a cobertura vegetal característica deste bioma. Esta ampla distribuição geográfica, possibilitou uma gênese diversificada e complexa em cada região, influenciada por fatores físicos, químicos e biológicos distintos (EMBRAPA, 2021a).

O Cerrado é considerado um *hotspot*<sup>1</sup> mundial de biodiversidade (BRASIL, 2010), pois apresenta um alto nível de endemismo e rápida perda de habitats devido às mudanças no regime de fogo e à intensa conversão da vegetação nativa do Cerrado para pastagens e lavouras (BUSTAMANTE et al., 2012; ALENCAR et al., 2020). Esta conversão é um reflexo, inicialmente, da mudança da capital do país do Rio de Janeiro para Brasília em 1960 (COSTA; OLSZEWSKI, 2008). A partir de 1970,

---

<sup>1</sup> Área com elevada relevância ecológica pelo fato de possuir vegetação diferenciada e abrigar espécies endêmicas. Os *hotspots* de biodiversidade correspondem a habitats naturais que representam 2,3% da superfície do planeta, entretanto, possui 60% do patrimônio biológico do mundo referente a plantas, aves, mamíferos, reptéis e anfíbios (SWAYER et al., 2017).

a produção agropecuária se intensificou neste bioma, com destaque para a região Centro-Oeste por meio de avanços filotécnicos (*i.e.*, manejo de solos, irrigação, cultivares adaptadas entre outros) alavancados pela criação da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) em 1971 e pelo fomento e articulação do governo federal, o qual impulsionou a produção e produtividade de grãos no país em áreas outrora desfavoráveis ao desenvolvimento agrícola (DIAS, 2008; CONTINI et al., 2018).

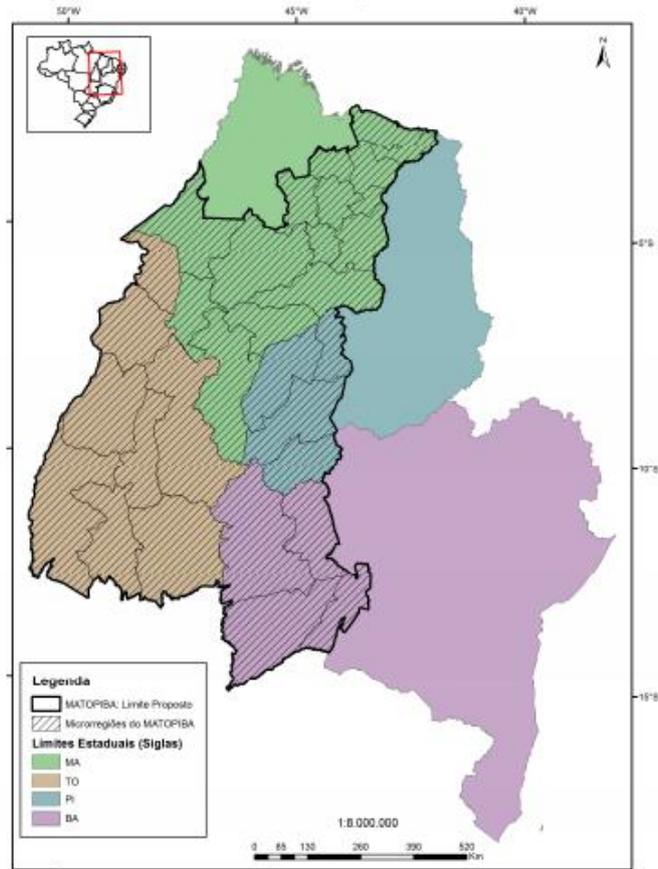
A segunda metade da década de 1980 foi marcada pelo aumento do preço das terras disponíveis para a agropecuária no Centro-Oeste. Este fato incentivou muitos produtores rurais a buscarem áreas agricultáveis em outras regiões do Brasil. Neste contexto, teve a expansão da fronteira agrícola em direção a região do Cerrado conhecida como MATOPIBA (acrônimo formado pelas siglas dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia), que desde então vem se destacando na produção agropecuária nacional (EMBRAPA, 2021a). No ano de 2015, o governo federal publicou o decreto<sup>2</sup> de número 8.447 dispondo sobre Plano de Desenvolvimento Agropecuário do MATOPIBA (BRASIL, 2015).

O território MATOPIBA é uma área caracterizada pela expansão de fronteira agrícola pautada em tecnologias de alta produtividade caracterizada pela produção de grãos (Figura 1), ocupando cerca de 30% do território do Cerrado, sendo composta por 38% do estado de Tocantins, com 8 microrregiões, 139 municípios e 28 milhões hectares (ha); 33% do Maranhão, com 15 microrregiões, 135 municípios e 24 milhões ha; 18% da Bahia, 4 microrregiões, 30 municípios e 13 milhões ha e 11% do Piauí, 4 microrregiões, 13 municípios e 8 milhões ha (MIRANDA et al., 2014).

---

<sup>2</sup> Este decreto consolida a região como uma das principais a receberem o fomento da união no que tange “promover e coordenar políticas públicas voltadas ao desenvolvimento econômico sustentável fundado nas atividades agrícolas e pecuárias que resultem na melhoria da qualidade de vida da população”

Figura 1 - Região MATOPIBA distribuída entre os estados que a compõe

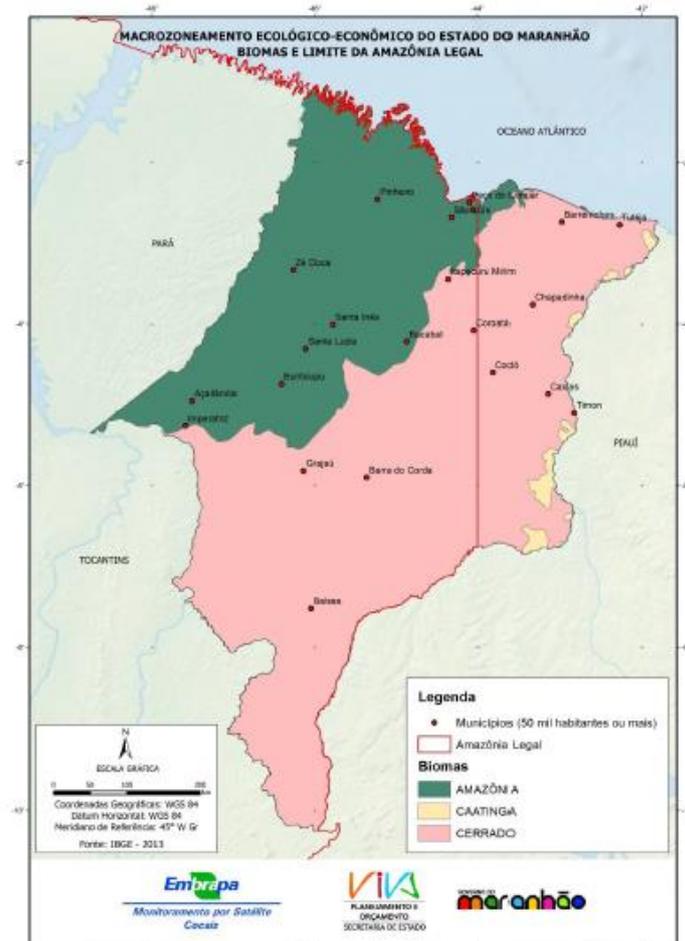


Fonte: Miranda et al. (2014)

A participação do Maranhão na produção agrícola, em especial na produção de grãos como a soja, estava restrita a região sul do estado, por exemplo, o município de Balsas (BATLLE-BAYER et al., 2010), porém, com a expansão da produção agrícola, o estado conta atualmente com a participação das regiões leste e oeste mais recentemente.

O Cerrado no Maranhão ocupa uma área de aproximadamente 64% do território do estado e possui as latitudes 2° e 6° S e as longitudes 43° e 46° O. Esta localização geográfica representa uma área com características ambientais específicas e inerentes à sua situação de transição entre a Bacia Amazônica e o Semiárido brasileiro. Neste caso, este “ecótono” representa uma extensa faixa de contato entre Caatinga-Cerrado-Amazônia (Figura 2).

Figura 2 - Biomas do Estado do Maranhão



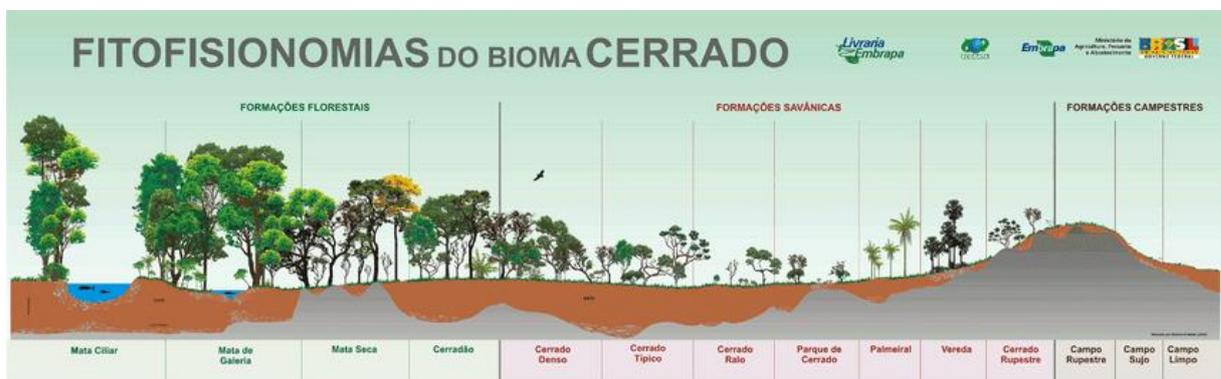
Fonte: Batistella et al. (2013a)

Neste contexto de perspectiva de crescimento no setor produtivo agropecuário para os próximos anos (EMBRAPA, 2021a) e de preocupações quanto à importância dos serviços ecológicos prestados por estes biomas, essa região torna-se foco de muitas especulações e conflitos, principalmente, no que tangem as mudanças dos ecossistemas naturais que altera diretamente a capacidade deste espaço em manter seus serviços ecossistêmicos (FOLEY et al., 2005).

## 2.1 Vegetação nativa

O Cerrado possui uma significativa alternância de espécies entre as diferentes fitofisionomias (BRASIL, 2010). Atualmente, são descritos 14 tipos principais de vegetação para o bioma (Figura 3), enquadrados em formações florestais<sup>3</sup>, savânicas<sup>4</sup> e campestres<sup>5</sup>. Ao considerar os subtipos são reconhecidas 25 fitofisionomias (RIBEIRO; WALTER, 2008).

Figura 3 - Fitofisionomias do Bioma Cerrado



Fonte: Embrapa (2021b)

A formação savânica pode ser subdividida em Cerrado Denso, Cerrado Típico, Cerrado Ralo e Cerrado Rupestre, sendo que as três primeiras refletem variações na forma dos agrupamentos e no espaçamento entre os indivíduos lenhosos, seguindo um gradiente de densidade decrescente do Cerrado Denso ao Ralo. Enquanto que o Cerrado Rupestre se diferencia dos demais subtipos pelo substrato, tipicamente em solos rasos com a presença de afloramentos de rocha, e por apresentar algumas espécies indicadoras e adaptadas a esse ambiente (RIBEIRO; WALTER, 2008).

<sup>3</sup> Englobam os tipos de vegetação com predominância de espécies arbóreas, com a formação de dossel contínuo e são subdivididas em Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão (RIBEIRO; WALTER, 2008).

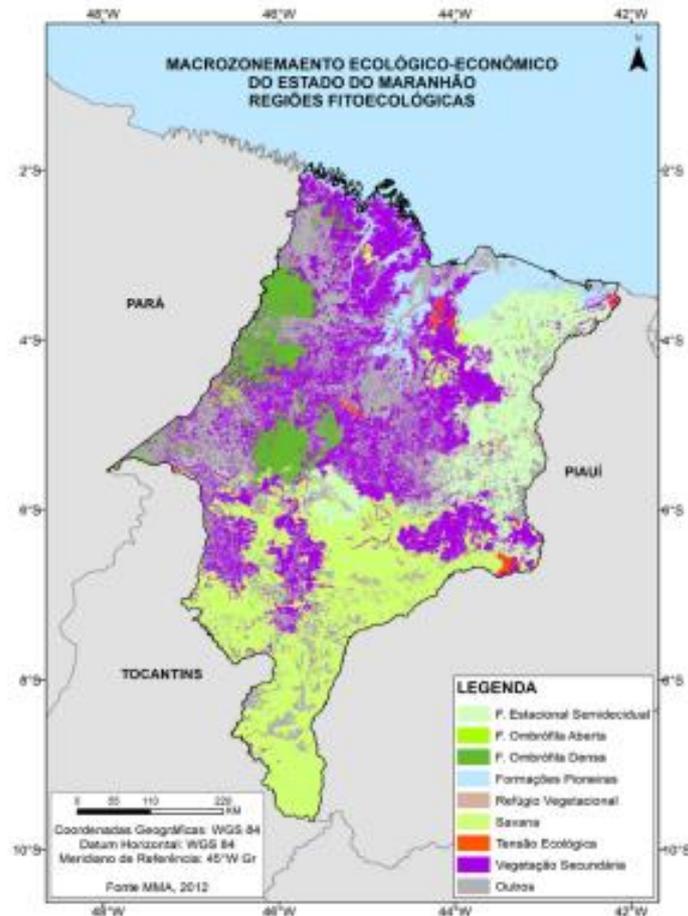
<sup>4</sup> As quais se caracterizam pela presença dos estratos arbóreo e arbustivo-herbáceo definidos, com as árvores distribuídas aleatoriamente sobre o terreno em diferentes densidades, sem que se forme um dossel contínuo ou presença marcante de determinada espécie de palmeira arbórea e são subdivididas em Cerrado sentido restrito, Parque de Cerrado, Palmeiral e Vereda Cerradão (RIBEIRO; WALTER, 2008).

<sup>5</sup> Representam os campos nesse bioma com arbustos e subarbustos entremeados no estrato arbustivo-herbáceo, ou presença insignificantes destes, ou ainda, possui substrato, composto por afloramentos de rocha, quanto pela composição florística, que inclui muitos endemismos e são subdivididas em Campo Sujo, Campo Limpo e Campo Rupestre Cerradão (RIBEIRO; WALTER, 2008).

Já o Cerrado sensu stricto e campo sujo estão normalmente associados aos Latossolos e Argissolos (BATTLE-BAYER et al., 2010).

O Cerrado maranhense possui diferentes fitofisionomias desde as mais abertas (*i.e.*, campos) até matas fechadas (SPINELLI-ARAÚJO et al., 2016). O Maranhão tem vegetação remanescente em 75% do seu território, dos quais 19% estão protegidos no formato de unidade de conservação. Na porção leste, no limite com o Piauí, há a predominância de Floresta Estacional Semidecidual (Figura 4), incluindo suas fisionomias aluviais, de Terras Baixas e Submontana, perfazendo 13% do estado (BATISTELLA et al., 2013a; SPINELLI-ARAÚJO et al., 2016).

Figura 4 - Regiões fitoecológicas do Maranhão



Fonte: Spinelli-Araújo et al. (2016)

Na mesorregião do leste do Maranhão, Dantas et al. (2014) identificaram uma composição florística de Cerrado no município de Brejo (MA) (Figura 5), passando por formas como o campo cerrado, cerrado ralo, cerrado típico e cerrado denso.

Estes autores constataram que a vegetação mais exuberante do Cerradão apresenta maior expressão em regiões de solos com forte caráter coeso e maior quantidade de matéria orgânica do solo (MOS), evidenciando a relação solo-paisagem.

Figura 5 - Localização do município de Brejo considerando os limites do Brasil, o estado do Maranhão e as suas mesorregiões, destacando-se a mesorregião do leste maranhense



Fonte: IBGE (2021)

## 2.2 Temperatura e precipitação

A temperatura média anual é de 20 °C e de 26 °C para a região sul e norte do Cerrado brasileiro, respectivamente. A diferença entre o mês mais frio (julho) e o mês mais quente (setembro) é aproximadamente 4 °C (BATTLE-BAYER et al., 2010). A temperatura mínima na parte sudeste do Cerrado (estado de São Paulo) atinge -4 °C e na parte nordeste é de 14 °C (BUSTAMANTE et al., 2012).

No Maranhão, não há uma variação sazonal sensível devido à proximidade do Equador, assim há elevados valores de temperaturas médias mensais, sendo que a amplitude térmica do interior do estado se apresenta quase como o dobro da amplitude do litoral. Os valores médios de temperatura anual variam de 17,5 a 29,5 °C (BATISTELLA et al., 2013a).

A temperatura média anual de Brejo (MA) é superior a 27 °C com valores mais elevados durante os meses de setembro a dezembro (MARANHÃO, 2002). Para Chapadinha, município vizinho de Brejo, Passos et al. (2016) evidenciaram em uma

longa série histórica, temperaturas médias mensal mais elevada em outubro e novembro com 29,3 °C e o mês mais frio em junho com média térmica de 26,9 °C, a temperatura média anual é de 27,9 °C.

Esta temperatura ambiental do leste maranhense é maior quando comparada aos estados de Minas Gerais (22 °C - ROSENDO; ROSA, 2012), Goiás (23 °C - SIQUEIRA NETO et al., 2011; CARVALHO et al., 2014), Mato Grosso (26 °C - FRAZÃO et al., 2010) e Piauí (25 °C - GMACH et al., 2018).

Geralmente, as taxas de precipitação anual no Cerrado oscilam entre 1200 e 2000 mm, na qual 80 a 90% das chuvas são entre outubro e abril (BATTLE-BAYER et al., 2010). A precipitação pluvial média anual é de 1600 (PASSOS et al., 2016) e 1835 mm (MARANHÃO, 2002) para Chapadinha e Brejo respectivamente, concentrados entre os meses de janeiro a maio. Este curto período chuvoso é um dos grandes desafios da região leste maranhense à introdução de cultivos que consolidem práticas de manejo conservacionista (como rotação de culturas e/ou cultivo de plantas forrageiras).

Na região meio-norte do país, a porção mais centro-sul apresenta boa quantidade de chuva como também uma boa distribuição da mesma, possibilitando que haja safra e safrinha. Entretanto, em regiões próximas ao Cerrado maranhense, como Bom Jesus (PI) e Barreira (BA), as precipitações são razoáveis, porém, a distribuição não é uniforme (PIRES et al., 2018).

O começo da estação chuvosa tem a função na reposição da água do solo e na evapotranspiração real, após o abastecimento do solo ocorre o excedente hídrico nos meses de janeiro a fevereiro (*i.e.*, período adequado para semeadura); o período de estiagem é caracterizado pela deficiência hídrica que ocorre de junho a dezembro (PASSOS et al., 2016).

Os valores de precipitação são próximos em relação a outras regiões do Cerrado, sendo a sua concentração em meses distintos, assim, por exemplo, em Goiás possui precipitação pluvial média entre 1500 a 1800 mm por ano (outubro a abril), sendo uma estação seca (maio a setembro) com precipitação mensal de 10 mm (BAYER et al., 2006; CARVALHO et al., 2014). Desse modo, a precipitação pluvial média anual é semelhante entre as diferentes regiões, porém, a concentração das chuvas no leste maranhense ocorre em uma menor quantidade de meses (5 meses) comparada a Goiás (em 7 meses).

### 2.3 Solo e aptidão agrícola

No Cerrado, os solos mais representativos são os Latossolos (46%), os Argissolos (15%) e os Neossolos Quartzarênicos (15%), os quais são caracterizados pelo baixo teor de nutrientes, elevada acidez e presença significativa de argilas de baixa atividade como caulinitas e óxi-hidróxidos de ferro e alumínio (EMBRAPA, 1999; FRAZÃO et al., 2010). Os argissolos representam a segunda maior classe de solo do Maranhão, recobrando 18% do território maranhense (JACOMINE et al., 1986).

Os solos presentes no leste do Maranhão, também conhecidos como Solos dos Tabuleiros Costeiros, são originários dos sedimentos Barreiras, predominando os Argissolos e Latossolos (DANTAS, 2013). A sua datação não é precisa pela ausência de fósseis. No entanto, admite-se que seja do Terciário por englobar o calcário fossilífero Pirabas, que pertence ao Mioceno Inferior (MARANHÃO, 2002).

No município de Brejo (MA), os solos da área de estudo desta pesquisa foram classificados como Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico coeso assim como em outra fazenda de mesmo município (DANTAS, 2013; RESENDE, 2013). De forma geral, os Argissolos oriundos da formação Barreiras possuem coloração geralmente amarelada, horizonte de acúmulo de argila, B textural (Bt). Geralmente, apresentam baixos teores de ferro, porém, com amplo predomínio do óxido de ferro goethita com textura variando de arenosa a média até média a muito argilosa (EMBRAPA, 2020).

Em relação aos Latossolos, os Argissolos apresentam maior susceptibilidade à erosão, porque estes solos possuem muito baixa a baixa fertilidade natural, forte a moderadamente ácidos, caracterizando-os como de baixa aptidão agrícola (BATISTELLA et al., 2013b) e podem apresentar horizontes coesos<sup>6</sup>, que ao serem umedecidos, tornam-se friáveis, exceto quando são cimentados, e ocorrem próximos às bordas dos Tabuleiros Costeiros (SILVA; OLIVEIRA NETO, 2011).

Os solos coesos possuem peculiaridades como o entupimento dos poros com argila iluvial, a presença de compostos orgânicos poucos polimerizados, a presença e o acúmulo de sílica secundária, óxido de ferro (Fe) e argila dispersa nos microporos e o adensamento por dessecação pela alternância de ciclos de umedecimento e

---

<sup>6</sup> O caráter coeso é característica utilizada na distinção de algumas classes de solo como os Latossolos Amarelos, Argissolos Amarelos e Argissolos Acinzentados, desenvolvida a partir de sedimentos da Formação Barreiras e congêneres, mais frequentes no Ambiente dos Tabuleiros e na Região Amazônica (JACOMINE, 2005). estes solos são conhecidos como "handsetting" na Austrália (GIAROLA; SILVA, 2002).

secagem que resulta em alteração da estrutura do solo (LIMA NETO et al., 2009). Além disso, possuem diferença entre os graus de consistência do solo seco e úmido, quando estes são secos apresentam um incremento acentuado de resistência à penetração e uma sensível resistência quando úmidos, prejudicando o preparo do solo e o desenvolvimento das plantas (GIAROLA; SILVA, 2002).

Quanto a mineralogia dos solos no leste maranhense, Dantas et al. (2014) constataram alto nível de intemperização destes solos e a ausência de gibbsita, possibilitando a predominância da caulinita (baixa quantidade de óxido de ferro e de capacidade de troca catiônica - CTC) na fração argila, o que contribui para a coesão destes solos, devido à facilidade em se ajustar face a face e pelos maiores ciclos de umedecimento e secagem.

Portanto, estes solos podem apresentar caráter limitante ao desenvolvimento de plantas e, conseqüentemente, podem favorecer o processo erosivo em áreas de produção agrícola (LIMA NETO et al., 2010). O desenvolvimento do sistema radicular é limitado pela dureza quando o solo está seco e pela falta de aeração no período chuvoso. As limitações são mais graves nos horizontes coesos mais argilosos, com textura argiloarenosa ou mais fina (RIBEIRO, 2001).

Contudo, com a adoção de técnicas conservacionistas (como utilização de corretivos e adubos mediante análise e controle da erosão), os Argissolos de relevo de plano a suave ondulado podem ser aproveitados racionalmente para a agricultura. No Maranhão, estas áreas eram, normalmente, utilizadas para o extrativismo do babaçu, para a prática da agricultura de subsistência e pecuária extensiva e subextensiva de bovinos (JACOMINE et al., 1986).

Neste contexto, os Argissolos no Maranhão foram classificados com baixa aptidão agrícola (JACOMINE et al., 1986) a partir da correlação entre as variáveis de tipo de solo, precipitação, tipo de uso<sup>7</sup> e nível de manejo do solo<sup>8</sup> e sua vulnerabilidade<sup>9</sup> natural a perda de solo (Figura 5). O solo do leste maranhense é considerado de baixa aptidão agrícola ao se correlacionar à sua vulnerabilidade natural a perda de solo, precipitação e classificação do solo (BATISTELLA et al., 2013b).

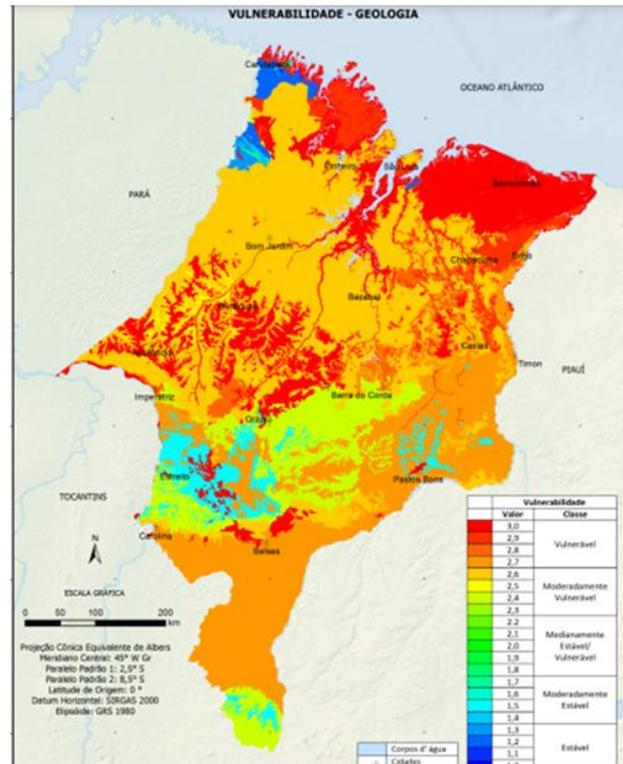
---

<sup>7</sup> Lavoura, pastagem plantada, pastagem natural, silvicultura, área preservada (BATISTELLA et al., 2013b).

<sup>8</sup> Baixo, médio ou alto nível tecnológico (BATISTELLA et al., 2013b).

<sup>9</sup> Relaciona-se à vulnerabilidade para o tema de geologia, clima, geomorfologia, solos, vegetação e uso da terra (BATISTELLA et al., 2013b).

Figura 6 - Classificação da vulnerabilidade dos solos no Maranhão

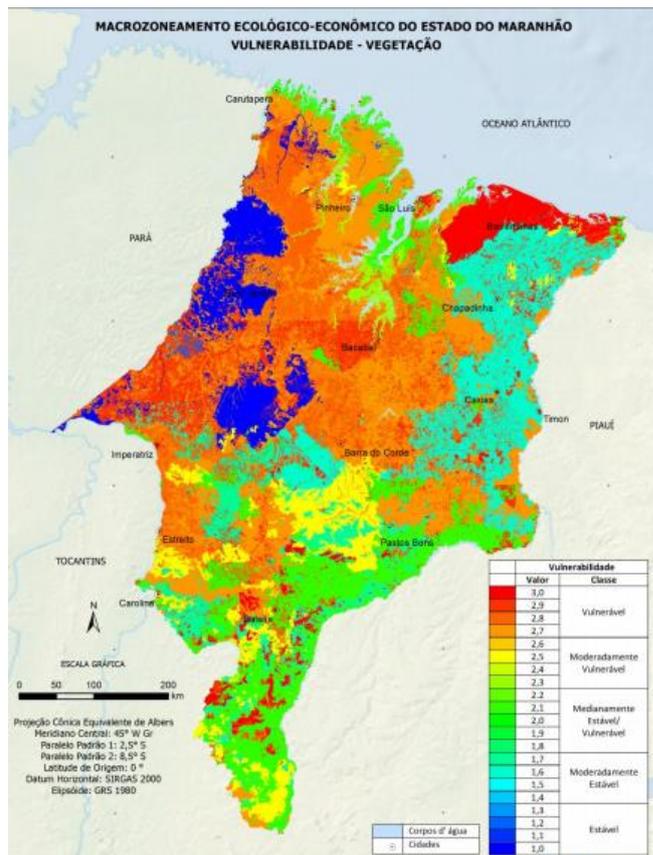


Fonte: Batistella et al. (2013b)

No Maranhão, predominam as terras do grupo<sup>10</sup> 2 de aptidão agrícola, ou seja, apresenta aptidão regular para lavoura em pelo menos um dos níveis de manejo, e correspondem a 36 % das terras do estado (Figura 7). Outro grupo com áreas expressivas é o grupo 4 com 31% das terras do estado, que compreende solos que não apresentam aptidão para lavouras, mas sim para pastagens e outras formas de uso menos intensivos. A área do município de Brejo compreende o grupo 2 e 4 (BATISTELLA et al., 2013b).

<sup>10</sup> Quanto à aptidão agrícola no Maranhão, há uma divisão em 6 grupos, sendo eles: i) Grupo 1: representa a aptidão boa para lavoura em pelo menos um dos níveis de manejo; ii) Grupo 2: apresenta aptidão regular para lavoura em pelo menos um dos níveis de manejo; iii) Grupo 3: aptidão restrita para lavoura; iv) Grupo 4: nas quais o solo suporta como uso mais intensivo as pastagens plantadas; v) Grupo 5: as terras comportam a silvicultura e a pastagem natural com os usos mais intensivos; vi) Grupo 6: compreende as terras recomendadas para a preservação da flora e fauna naturais. Desse modo, conclui-se que o grupo 1, 2 e 3 terras aptas para a lavoura ou usos menos intensivos e grupo 4, 5 e 6 compreende terras inaptas para lavouras (BATISTELLA et al., 2013b).

Figura 7 - Categorização dos solos maranhenses conforme sua aptidão agrícola



Fonte: Batistella et al. (2013b)

Dos 33 milhões de hectares (ha) do Maranhão, cerca de 1 milhão de ha está destinada para agricultura, 8,6 milhões ha para pastagem e 49,7 mil ha para floresta plantadas (MAPBIOMAS, 2019). A tendência pela literatura é que estas áreas de pastagens, agricultura e floresta plantada possam ser áreas destinadas ao uso da terra de maneira integrada, desta forma, otimizando este recurso ambiental e propiciando ao produtor mais de um produto para oferecer ao mercado, diversificando sua produção (REDEILPF, 2021).

## 2.4 Produção e produtividade de soja no Cerrado maranhense

A soja foi introduzida comercialmente no país pelo Rio Grande do Sul por volta de 1960. E, nos últimos 50 anos, a cultura expandiu-se para todas as regiões brasileiras, sendo o seu crescimento acentuado em solos de Cerrado na região Centro-Oeste e, mais recentemente, para as regiões do Norte e Nordeste (e.g., MATOPIBA), ocorrendo a migração rural-rural de empreendedores. Esta região

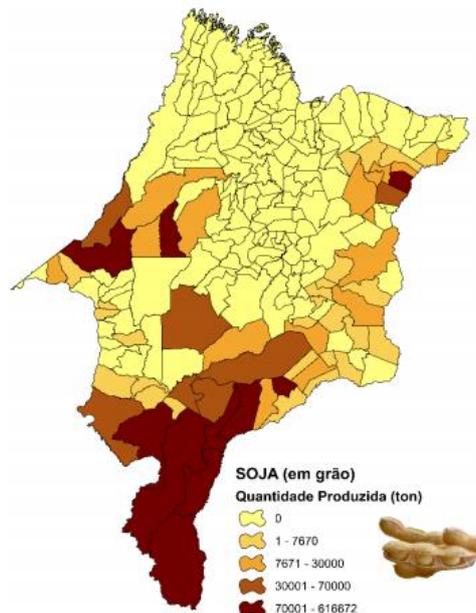
destaca-se pelo baixo valor das terras, regime pluviométrico regular e favorável aos cultivos de primavera/verão, topografia adequada à mecanização e, principalmente, a programas de incentivos governamentais para abertura de novas áreas para a produção agrícola (CONTINI et al, 2018).

Os fatores que proporcionaram a expansão da cultura da soja no Brasil foram: (i) alta expressiva da cotação da soja no mercado internacional, a partir de meados de 1970, tornando o produto competitivo no mercado internacional (exportação); (ii) facilidades de mecanização total da cultura; (iii) estabelecimento de uma rede de pesquisa de soja articulada, inclusive no Centro-Oeste; (iv) substituição das gorduras animais, por óleos vegetais; (v) demanda por soja na ração para a produção de suínos e aves; (vi) política agrícola de incentivo à produção, principalmente o crédito agrícola; (vii) eficiente rede privada no suprimento de insumos: sementes, corretivos, inoculantes, fertilizantes e agrotóxicos; (viii) agricultores empreendedores com capacidade gerencial (GAZZONI; DALL'AGNOL, 2018).

Nas últimas quatro décadas, a produção brasileira de grãos aumentou cerca de 40 milhões de toneladas (Mton), safra 1978/79, para quase 270 Mton, respondendo atualmente por 35% (+R\$ 120 bilhões) do valor total de produção nacional (CONAB, 2019). Este aumento observado no período está diretamente relacionado à elevação da área cultivada e à produtividade de todas as culturas. No entanto, a produtividade apresentou baixos incrementos nos últimos quinze anos, dessa forma, o aumento da produção deste período foi reflexo da incorporação de 15 Mha de área plantada através da MUT, contando com um total de 80 Mha, ou seja, a incorporação de novas áreas destinadas ao cultivo de grãos é oriunda, principalmente de pastagens (normalmente com algum grau de degradação e baixa lotação animal) e outros tipos de cultivos, isto é, culturas perenes como a cana-de-açúcar, citros, eucalipto entre outros (CONAB, 2019).

A produção brasileira de soja foi de 115 Mton na safra 2018/2019 e a região do MATOPIBA contribuiu em 17 Mton, representando 11% da produção nacional (CONAB, 2020). A produção de soja representou 64% do valor da produção agrícola do Maranhão, com quantidade produzida de 2,7 milhões de toneladas, posicionando o estado como o 2º maior produtor do Nordeste (MARANHÃO, 2019). O cultivo da soja no Maranhão (Figura 8) está concentrado no bioma Cerrado (BATISTELLA et al., 2013b).

Figura 8 - Produção de soja no estado do Maranhão na safra de 2018



Fonte: Maranhão (2019)

O destaque da produção de soja no Maranhão está localizado na parte sul do estado, no qual o município de Balsas se evidenciou como líder produtor, sendo sua ocupação para produção de soja há cerca de 40 anos, produzindo 617 mil toneladas de grãos na safra de 2018 e é o terceiro maior produtor do MATOPIBA. A expansão da cultura atingiu a porção leste há cerca de 25 anos e, recentemente, alcançou a parte oeste maranhense (e.g., município de Açailândia). Na mesorregião do leste do Maranhão, o município de Brejo se evidenciou como o maior produtor e teve produção de 73 mil toneladas, ocupando a décima posição (Figura 9) no estado (MARANHÃO, 2019).

Figura 9 - Os dez maiores produtores de soja do Maranhão em 2018 (em toneladas de grão)



Fonte: Maranhão (2019)

Na região do leste maranhense, as áreas foram abertas há aproximadamente 25 anos, iniciado com o plantio de arroz com o objetivo de “amansar a terra” na maioria dos casos para, em seguida, entrar com o plantio da soja. Importante relatar que os produtores rurais de origem sulista<sup>11</sup> (atraídos pelo baixo valor da terra e pela proximidade com o Porto de Itaqui em São Luís – 255 Km) em sua maioria tiveram dificuldades em trabalhar na terra, levando a falência de algumas propriedades logo no início, o desafio estava associado ao tipo de solo, à variedade e qualidade de semente<sup>12</sup>, período de chuva menor que em outras regiões (e.g., janela de plantio estreita, ou seja, precipitação concentrada em jan-mai). Pode-se afirmar que a compreensão sobre as condições edafoclimáticas locais teve início há cerca de 15 anos (EMBRAPA, 2017), paralelamente, com a estruturação da cadeia agroindustrial da soja na região.

O clima, o solo, a planta e o manejo perfazem 100% do sucesso de uma lavoura e destaca-se que 50% deste sucesso dependem do clima e o restante dos demais. Embora o ser humano não tenha controle total sobre o clima, o contrário é constatado para o solo, planta e manejo, nos quais temos ações sobre esses fatores, assim, pode-se considerar que os outros 50% da eficiência da lavoura estão associadas ao adequado diagnóstico do campo de produção (PIRES et al., 2018).

A produtividade média de soja no Brasil, na safra 2019/2020, foi de 3.379 kg ha<sup>-1</sup> (56,3 sacas ha<sup>-1</sup>)<sup>13</sup> (CONAB, 2021). Segundo EMBRAPA (2021a), a produtividade média na região do MATOPIBA tem apresentado variações de produtividade média de 33 a 75 sacas ha<sup>-1</sup>. Os estados do Maranhão e Tocantins possuem as menores médias entre os estados de 54,7 sacas ha<sup>-1</sup> (Figura 10). Na região leste do Maranhão deve-se considerar ainda que a produção média é inferior à do estado como o caso Brejo, maior município produtor da região e possui produtividade média de 44 sacas ha<sup>-1</sup> (MARANHÃO, 2019). Este fato deve-se,

---

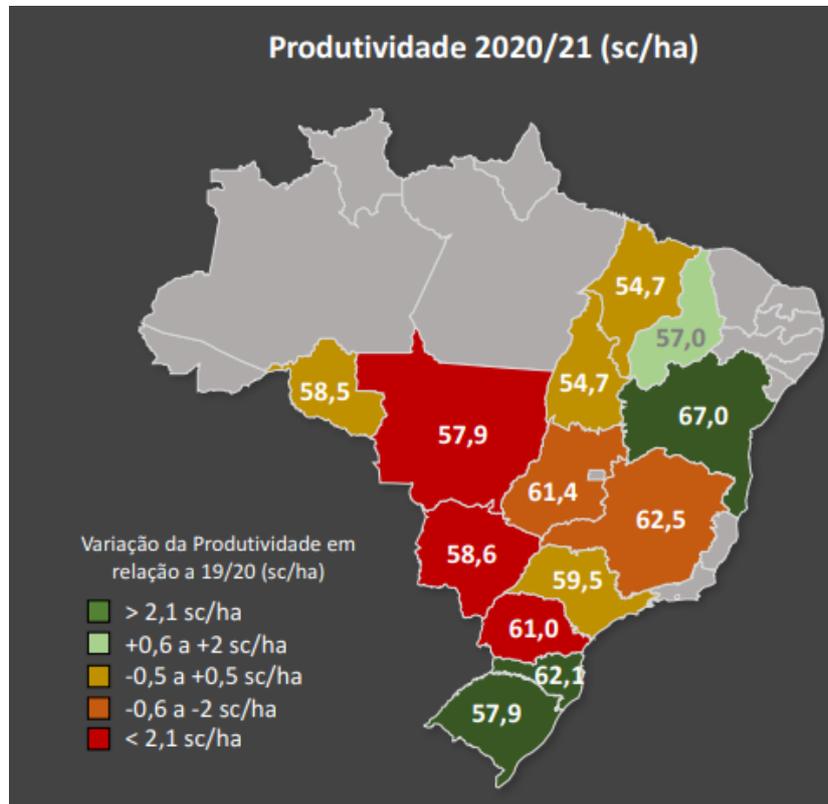
<sup>11</sup> Aqueles produtores que vieram direto do Sul ou ainda que eram sulistas no Centro-Oeste do país, ou seus descendentes, e com experiência na produção de soja (GASPAR, 2013).

<sup>12</sup> O primeiro plantio em Balsas foi em 1977 e sua primeira colheita não foi boa porque as sementes oriundas do Rio Grande do Sul não eram adequadas para o Cerrado. “A partir de 1990, grandes empresas de capitais nacionais (SLC, ABC) e multinacionais (Bunge, Cargill, Louis Dreyfus e Multigrain), com inovações tecnológicas, mecanização e utilização de insumos modernos (fertilizantes, adubos e corretivos de solo), além de estratégias de competitividade empresarial, políticas industriais, instalaram-se no sul do Maranhão e foram as responsáveis pelo avanço da produção e da produtividade” (CUNHA; ESPÍNDOLA, 2019).

<sup>13</sup> 1 saca de soja representa cerca de 60kg desta matéria-prima (HIRAKURI et al., 2021).

principalmente, em virtude de pouca pesquisa, tecnologia adaptada e conhecimento empírico na região alcançada nestes últimos 25 anos.

Figura 10 - Produtividade média de soja por estado em sacas no período de 2020/2021



Fonte: Rally Safra (2021)

## 2.5 Manejo conservacionista no Cerrado

No setor agropecuário, no final da década de 1960, como alternativa atraente para o aumento da produção agrícola de menor impacto ambiental, desenvolveu-se o Sistema de Plantio Direto - SPD ou Sistema de Semeadura Direta, o qual consiste em sistema de cultivo adaptado, estruturado e implementado às condições brasileiras com base nos três pilares da agricultura conservacionista: mínima perturbação (revolvimento ou/e mobilização) do solo, rotação/diversificação de culturas e manejo da palhada sobre o solo (HERNANI, 2002; CONTINI et al., 2018).

A agricultura conservacionista objetiva evitar que o solo fique em pousio e intensificar o número de cultivos por ano, o que potencializa a retenção de C no solo pelo aumento do aporte de C via resíduos vegetais (BAYER et al., 2011). Com isso, acredita-se que sua adoção em solos arenosos aumente ou ao menos mantenha sua

capacidade produtiva, em razão do aumento da CTC do solo e da maior disponibilidade de nutrientes para as plantas, proporcionado pelo aumento no acúmulo da MOS (BAYER; MIELNICZUK, 1997; LAL, 2004; FRAZÃO et al., 2008) e reduzindo a erosão (CERRI et al., 2013).

A manutenção da palha sobre o solo tem contribuído para o aumento dos estoques de carbono (C) no solo, principalmente, na superfície do solo, como resultado da menor perturbação deste recurso ambiental, resultando em menores emissões de CO<sub>2</sub> para atmosfera quando comparado ao plantio convencional que se caracteriza pela ausência de palhada e intenso revolvimento do solo (CORAZZA et al., 1999; CARVALHO et al., 2010; CERRI et al., 2018).

Atualmente, o SPD envolve a combinação de práticas biológicas ou culturais, como: a formação de cobertura do solo por meio da manutenção da biomassa cultural residual na superfície, a combinação de espécies com diferentes exigências nutricionais, produção de biomassa e sistema radicular (*i.e.*, rotação de cultura) e adoção de métodos integrados de controle de plantas infestantes por meio da cobertura morta do solo, herbicidas e minimização de distúrbios no solo (SÁ et al., 2001). Para Torres e Pereira (2013), a qualidade e a quantidade dos resíduos culturais deixados sobre a superfície do solo são os principais componentes para o sucesso do sistema de semeadura direta.

Essa estratégia de manejo alternativo rapidamente se expandiu para diferentes estados (CERRI et al., 2010). Atualmente, o SPD ocupa 32 milhões de hectares das lavouras brasileiras, apesar de apenas 2,7 milhões seguir adequadamente os preceitos deste sistema (MOTTER; ALMEIDA, 2015).

No Cerrado de forma geral, a manutenção ou o incremento da matéria orgânica do solo (MOS) é dificultada devido às condições climáticas e alternância entre período chuvoso e seco (MACHADO; SILVA, 2001; CARVALHO et al., 2010). Além disso, na região leste maranhense, como supramencionado, ocorre uma estação chuvosa curta que se inicia no mês de janeiro e vai até o mês de maio (INMET, 2016) que limita o número de espécies que possam ser utilizadas após o cultivo da cultura principal.

Além deste aspecto, Torres et al. (2008) apontaram que a rápida decomposição dos resíduos culturais, em função deste bioma apresentar elevadas temperaturas, pode resultar em ausência de cobertura no solo no início do período de semeadura da safra subsequente. Com isso, o SPD e outras tecnologias que poderiam beneficiar a sustentabilidade da produção ainda não foram devidamente adaptados.

Outro manejo conservacionista do solo é a integração Lavoura Pecuária - ILP, equiparada ao Sistema Integrado de Produção Agropecuária<sup>14</sup> (FAO, 2010), que integra atividade agrícola e pecuária. Os sistemas de integração podem ser classificados em quatro categorias:

i) iLP ou agropastoril, sistema de produção que integra os componentes agrícola e pecuário em rotação, consórcio ou sucessão, na mesma área e no mesmo ano agrícola ou por múltiplos anos; ii) iPF ou silvipastoril, sistema de produção que integra os componentes pecuário (pastagem e animal) e florestal, em consórcio; iii) integração lavoura-floresta (iLF) ou silviagrícola, sistema de produção que integra os componentes florestal e agrícola pela consorciação de espécies arbóreas com cultivos agrícolas (anuais ou perenes); iv) e iLPF ou agrossilvipastoril, sistema de produção que integra os componentes agrícola, pecuário e florestal em rotação, consórcio ou sucessão na mesma área (BALBINO et al., 2011).

A adoção da ILP contribui para viabilizar o SPD, com a palha produzida pela pastagem tropical bem manejada (BALBINO et al., 2011). Este sistema tem se destacado quanto ao seu potencial em promover a retenção de C atmosférico no solo, inclusive em comparação com solos agrícolas sob plantio convencional.

A elevada produção de fitomassa das espécies forrageiras é, provavelmente, o fator determinante para as maiores taxas de sequestro de C no solo em sistema de ILP se comparada com o de sistemas de produção de grãos em SPD. Aliado a isso, o pastejo animal, provocando a retirada da parte aérea das plantas, estimula o rebrote e o crescimento radicular, contribuindo também para a maior produção de massa de matéria seca das pastagens se comparadas com a de outras espécies vegetais (BAYER et al, 2011).

Portanto, os sistemas integrados podem aumentar os estoques de C no solo e mitigar a emissão dos gases de efeito estufa, e ainda contribuir com incremento da biodiversidade, produção de alimentos e conservação dos recursos naturais (PIRES et al., 2018).

O governo federal e do estado do Maranhão vêm incentivando e fomentando a implantação de sistemas conservacionistas (*i.e.*, Plano Nacional de Adaptação a Mudança do Clima; o Plano ABC – Agricultura de Baixa Emissão de Carbono e o Plano de Mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura do Maranhão), com o

---

<sup>14</sup> SIPA é o sistema integrado de produção agropecuária reconhecido como alternativa para intensificação da produtividade de áreas já utilizadas para produção agropecuária de maneira sustentável (FAO, 2010).

objetivo de: i) promover a segurança alimentar e estabilidade e diversificação de renda para os produtores rurais; ii) intensificar racionalmente o uso de áreas produtoras que normalmente ficariam em pousio no período sem chuvas; iii) promover o aumento de qualidade do solo; iv) enquadrar-se nas políticas públicas que visam a mitigação das emissões de GEE para a atmosfera (SALTON et al., 2014).

Apesar disso, a adoção de ILP ainda é incipiente, considerando o total de área sob o uso agropecuário (208,6 milhões de ha), sendo que este sistema estava presente em cerca de 2 milhões de hectares em 2005 e passou para 11,5 milhões em 2015. Atualmente, são 17,4 milhões de hectares sob o sistema ILPF, o que corresponde cerca de 6% das áreas sob uso para produção agropecuária no país (REDEILPF, 2021).

Dentre as quatro possibilidades de configuração desse sistema produtivo, a integração lavoura-pecuária é a mais adotada pelos produtores brasileiros, pois, dentre aqueles que adotam o sistema integrado; 83% realiza ILP, enquanto os demais (17%) utilizam ILPF, IPF ou ILF. Essa diferença se dá devido à resistência do agricultor em plantar espécies arbóreas em meio as suas lavouras, considerando o possível custo de posterior remoção dos “tocos” e raízes.

No Maranhão, há apenas 69 mil ha com algum tipo de integração (1,4% das áreas com atividade agropecuária no estado (REDEILPF, 2021), valor abaixo do previsto para a meta de 2020 de 130 mil ha de ILPF no estado (MARANHÃO, 2014).

Vale ressaltar, que corroborando com a ideia de Cerri et al. (2018), a conversão de sistemas sob SPC para SPD ou/e ILP ainda não é o ideal máximo a ser conquistado em manejo adequado de solo, desse modo, o desafio é desenvolver e melhorar os regimes de rotação de culturas com alta produtividade primária líquida e as adições de C pela fitomassa em conjunto com os preceitos conservacionistas do uso do solo, maximizando os benefícios destes sistemas com estratégias para promover o sequestro de C e melhorar a qualidade do solo.

## **2.6 Manejo conservacionista no leste do Cerrado maranhense**

Na região do Cerrado do leste maranhense, depois da abertura de área realiza-se o plantio de arroz e, posteriormente, é introduzida a soja, sendo que na pós-colheita desta cultura principal será plantado outras espécies como milho (*Zea mays* L.), sorgo (*Sorghum bicolor* L. Moench.) ou milheto (*Pennisetum glaucum* L. R.Br.);

objetivando manter o solo coberto por seus resíduos culturais, assim como a braquiária (*Urochloa* spp.) pode ser utilizada para tal finalidade além de forragem para os animais (FRAZÃO et al., 2010; CARVALHO et al., 2014; SIQUEIRA NETO et al., 2011; PIRES et al., 2020).

A inclusão dessas culturas na entressafra ainda é restrita por questões econômicas, uma vez que os produtores optam por cultivos com aceitação no mercado e as opções que não interferem no cultivo comercial de grãos de primavera-verão ou verão (BAYER et al., 2011).

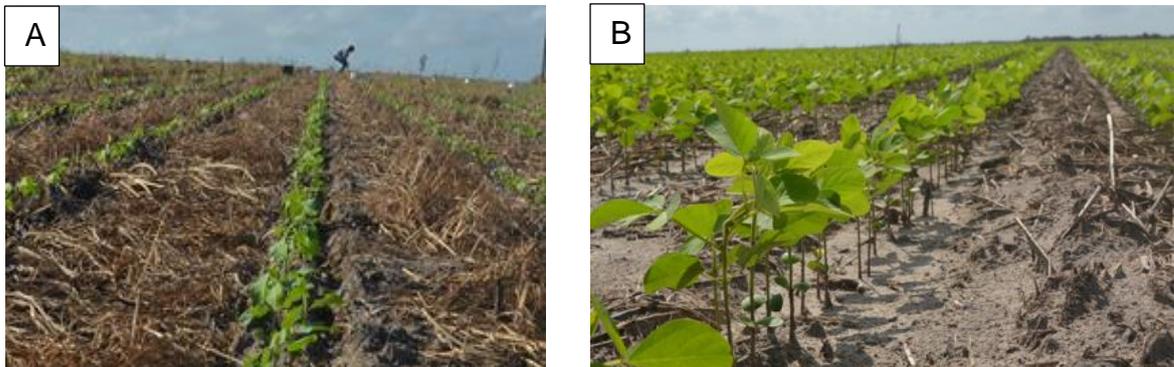
As culturas de cobertura (*i.e.*, semeadas na entressafra) distinguem-se das principais culturas comerciais pela capacidade de aporte de fitomassa – parte aérea e sistema radicular. No caso das braquiárias e do milheto, o sistema radicular é profundo podendo atingir até um metro de profundidade (KLUTHCOUSKI; STONE, 2003), contribuindo para a estabilização de agregados e proteção do C no solo, além do acúmulo de C abaixo da camada arável do solo (BAYER et al., 2011).

O milheto vem sendo uma alternativa de cultura de cobertura utilizada para conservação do solo no Cerrado do leste maranhense. Essa cultura produz entre 20 a 70 Mg ha<sup>-1</sup> de matéria verde e possui baixa relação C:N (28:1) proporcionando uma rápida decomposição e podendo ser cultivado sem o uso de adubação (EMBRAPA, 2003).

As regiões mais próximas ao semi-árido, não possuem uma safrinha propriamente dita, devido a distribuição não uniforme da precipitação pluvial, porém, é possível a produção de uma cultura de cobertura. Já na região meio-norte do Brasil, desenvolve-se a produção de cultura de cobertura em sobressemeadura de milheto na soja (*i.e.*, quando ocorre a aplicação da adubação de cobertura) e, ainda é possível realizar a sucessão com o milho, aproveitando a palha do milho e, em algumas situações, o consórcio milho-capim (PIRES et al., 2018).

Entretanto, no Cerrado do leste maranhense, essa prática, a sobressemeadura do milheto, não é indicada independente da variedade (precoce ou não), pois, com sua germinação em novembro/dezembro e dessecação pré-plantio em dezembro/janeiro, os seus resíduos culturais quase desaparecem no estágio V3-V4 do desenvolvimento da soja, nos meses de fevereiro e março (Figura 9), isto ocorre devido a pouca persistência do resíduo de milheto e altas temperaturas da região (PIRES et al., 2020).

Figura 11 - Resíduo cultural de milho sobre o solo após plantio de soja. Figura 11 A. Soja em estágio de emergência sob resíduo de milho. Figura 11B. Soja 15 dias após a figura 11A e quase inexistente palhada do milho



Fonte: Pires et al. (2020)

Sendo assim, na região leste maranhense alguns produtores rurais realizam estudos com objetivo de buscar espécies mais adaptadas, considerando essas características edafoclimáticas, e que produzam uma massa de resíduos culturais mais significativa para ser mantida sobre o solo, que consiga exercer sua função de protegê-lo de maneira eficaz. Portanto, atualmente, esses testes estão sendo realizados com a braquiária e algumas espécies de *Panicum* (e.g., Mombaça, Tanzânia e Colonião), mas não obtiveram sucesso devido ao lento estabelecimento, afetando o seu desenvolvimento pelo início do período seco (PIRES et al., 2020).

Assim, durante o período com condições climáticas favoráveis, o solo fica protegido, apesar de ser uma qualidade de proteção questionável pelo resíduo de milho de dezembro a janeiro (antes do plantio de soja) e de junho a agosto (depois do plantio da cultura principal) na área de estudo, uma vez que o plantio e o desenvolvimento da soja correspondem ao período de janeiro a maio, deixando o solo nu entre setembro e novembro. Em período de estiagem pode não ocorrer a efetivação de tal proteção do solo, pois afeta o desenvolvimento do milho (PIRES et al., 2020).

A introdução do ILP ainda é incipiente na região, sendo o modelo mais moderno de implantação encontrado na Fazenda Barbosa (Brejo, MA), unidade produtiva rural modelo da EMBRAPA Meio Norte, a qual introduz a braquiária em média de 4 em 4 anos há 8 anos com o objetivo de melhorar a qualidade do solo -verificada nas análises químicas, na produtividade da soja e na produção de forragem; sendo constatado baixos valores na produção animal de 0,8 unidade animal por hectare (PIRES et al., 2020).

A produção de forragem anual do ILP não ocorre, pois, provavelmente; i) maior preocupação do produtor na busca de uma cultura de entressafra com a formação de uma maior quantidade de resíduos culturais comparado ao milho para a produção da soja, a qual já possui cadeia estabelecida; ii) ausência de uma cadeia de produção pecuária estabelecida na região; iii) o fator cultural e o conhecimento dos produtores rurais migrantes é focada na agricultura e não na pecuária, gerando insegurança e incertezas; iv) falta de recursos para estes investimentos, uma vez que muitos possuem vínculos com bancos (e.g., empréstimos e etc) para o financiamento da safra; v) dificuldade gerencial diante de produtos diversos, manejos e organizados, uma vez que, no geral, trata-se de mão-de-obra administrativa essencialmente familiar.

Desse modo, pode-se dizer que a implantação do SPD não é realizado de maneira plena na região, devido, principalmente, aos fatores ambientais - janela de chuva menor, maiores temperaturas e solos coesos quando comparado a outras regiões do bioma Cerrado; havendo tentativas locais de conservação do solo por meio de sucessão de culturas com intenção de proteção e melhoria da qualidade do solo, bem como, possibilitar a introdução de ILP.

Portanto, o manejo mais conservacionista do solo na lavoura de soja encontrada na região, faz uso de milho e/ou outras gramíneas que possibilitam o aporte de resíduos culturais no solo, proporcionando algum aporte na MOS. Assim, permanece uma busca por espécies vegetais que possibilite a cobertura do solo durante a entressafra e a inserção da pecuária atrativa comercialmente (*i.e.*, SPD e ILP).

## Referências

ALENCAR, A.; SHIMBO, J. Z.; LENTI, F.; MARQUES, C. B.; ZIMBRES, B.; ROSA, M.; ARRUDA, V.; CASTRO, I.; RIBEIRO, J. P. F. M.; VARELA, V.; ALENCAR, I.; PIONETKOWISK, V.; RIBEIRO, V.; BUSTAMANTE, M. M. C.; SANO, E. E.; BARROSO, M. Mapping three decades of changes in the brazilian savanna native vegetation using landsat data processed in the google earth engine platform. **Remote Sensing**, Basel, v. 12, n. 6, p. 924, 2020.

BALBINO, L. C.; CORDEIRO, L. A. M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V.; MORAES, A. D.; MARTÍNEZ, G. B.; ALVARENGA, R. C.; KICHEL, A. N.; FONTANELI, R. S.; SANTOS, H. P.; FRANCHINI, J. C.; GALERANI, P. R. Evolução tecnológica e arranjos produtivos de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 46, n. 10, p. 1-12, 2011.

BATISTELLA, M.; BOLFE, E. L.; VICENTE, L. E.; VICTORIA, D. D. C.; ARAUJO, L. S. **Relatório do diagnóstico do macrozoneamento ecológico-econômico do Estado do Maranhão**. Campinas: Embrapa Territorial, 2013a. v. 1, 450 p. (INFOTECA-E).

BATISTELLA, M.; BOLFE, E. L.; VICENTE, L. E.; VICTORIA, D. D. C.; ARAUJO, L. S. **Relatório final do diagnóstico do macrozoneamento ecológico-econômico do Estado do Maranhão**. Campinas: Embrapa Territorial, 2013b. v. 2, 325 p. (INFOTECA-E).

BATTLE-BAYER, L.; BATJES, N.H.; BINDRABAN, P.S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: a review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.137, p.47-58, 2010.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, n. 1, p. 105-112, 1997.

BAYER, C.; AMADO, T. J. C.; TORQUINST, C. G.; CERRI, C. E. C.; DIECKOW, J.; ZANATTA, J. A.; NICOLOSO, R. S. Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. **Tópicos em Ciências do Solo**, Viçosa, v. 7, n.1, p. 55-118, 2011.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 86, n. 2, p. 237-245, 2006.

BRASIL. Decreto Nº 8.446, de 6 de maio de 2015. Altera o Decreto no 6.268, de 22 de novembro de 2007, que regulamenta a Lei no 9.972, de 25 de maio de 2000, que institui a classificação de produtos vegetais, seus subprodutos e resíduos de valor econômico. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 07 maio 2015, p. 2. Disponível em: <<https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?jornal=1&pagina=2&data=07/05/2015>>. Acesso em: 15 jun. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Cerrado receberá investimentos de US\$ 42 milhões nos próximos 4 anos. Brasília, DDF, 2010. Disponível em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/noticias/cerrado-recebera-investimentos-de-us-42-milhoes-nos-proximos-4-anos>>. Acesso em: 12 jan. 2021.

BUSTAMANTE, M. M. C.; NARDOTO, G. B.; PINTO, A. D. S.; RESENDE, J. C. F.; TAKAHASHI, F. S. C.; VIEIRA, L. C. G. Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 72, p. 655-671, 2012.

CARVALHO, J. L. N.; RAUCCI, G. S.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; WRUCK, F. J.; CERRI, C. C. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 110, n. 1, p. 175-186, 2010.

CARVALHO, P. C. D. F.; MORAES, A. D.; PONTES, L. D. S.; ANGHINONI, I.; SULC, R. M.; BATELLO, C. Definições e terminologias para sistema integrado de produção agropecuária. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 45, n. 5, p. 1040-1046, 2014. N. especial.

CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; MAIA, S. M. F.; CERRI, C. E. P.; COSTA JUNIOR, C.; FEIGL, B. J.; FRAZÃO, L. A.; MELLO, F. F. C.; GALDOS, M. V.; CINDY SILVA MOREIRA, C. S.; CARVALHO, J. L. N. Greenhouse gas mitigation options in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 1, p. 102-116, 2010.

CERRI, C. E. P.; GALDOS, M. V.; CARVALHO, J. L. N.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C. Quantifying soil carbon stocks and greenhouse gas fluxes in the sugarcane agrosystem: point of view. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 70, n. 5, p. 361-368, 2013.

CERRI, C. E. P.; ABBRUZZINI, T. F.; BRANDANI, C. B.; DURIGAN, M. R.; FREITAS, R. C. A.; DEON, D. S.; CERRI, C. C. Inter-relação entre mitigação da emissão dos gases de efeito estufa e agricultura conservacionista. In: BERTOL, I.; MARIA, I. C.; SOUZA, L. S. **Manejo conservacionista do solo e da água**. 1. ed. Viçosa: SBCS, 2018. cap. 3, p. 51-82.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. **Acompanhamento da safra brasileira: grãos**. Brasília, DF, 2019. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safra/graos/boletim-da-safra-de-graos/>>. Acesso em: 06 de ago. 2020.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. **Acompanhamento da safra brasileira: grãos**. Brasília, DF, 2020. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safra/graos/boletim-da-safra-de-graos/>>. Acesso em: 06 de jun. 2020.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. **Acompanhamento da safra brasileira: grãos**. Brasília, DF, 2021. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safra/graos/boletim-da-safra-de-graos/>>. Acesso em: 07 jul. 2021.

CONTINI, E.; GAZZONI, D.; ARAGÃO, A.; MOTA, M.; MARRA, R. **Complexo Soja - Caracterização e desafios tecnológicos**. Brasília, DF: Embrapa, 2018. (Série Desafios do Agronegócio Brasileiro (NT1), Parte 1).

CORAZZA, E. J.; SILVA, J. D.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 2, p. 425-432, 1999.

COSTA, L. M.; OLSZEWSKI, N. Caracterização da paisagem do Cerrado. In: FALEIRO, F. G.; FARIAS NETO, A. L. **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. Brasília, DF: Embrapa Informações Tecnológicas, 2008. cap. 12, p. 363-378.

CUNHA, R. C. C.; ESPÍNDOLA, C. J. Da pecuária à soja: uma leitura de Balsas (MA) – Brasil – Com base em Vidal De La Blache. **Revista Espaço e Geografia**, Brasília, DF, v. 22, n. 1, p. 91-118, 2020.

DANTAS, J. S.; MARQUES JÚNIOR, J.; MARTINS FILHO, M. V.; RESENDE, J. M. D. A.; CAMARGO, L. A.; BARBOSA, R. S. Gênese de solos coesos do leste maranhense: relação solo-paisagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** Viçosa, v. 38, n. 4, p. 1039-1050, 2014.

DANTAS, J. S. **Relação solo-paisagem e erodibilidade de solos no leste do estado do Maranhão**. 2013. 97 f. Tese (Doutorado em Agronomia – Ciência do Solo) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Jaboticabal, 2013.

DIAS, B. F. S. Conservação da biodiversidade no Bioma Cerrado: histórico dos impactos antrópicos no Bioma Cerrado. In: FALEIRO, F. G.; FARIAS NETO, A. L. **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. Brasília, DF: Embrapa Informações Tecnológicas, 2008. cap. 10, p. 303-333.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999.

EMBRAPA. **Manejo da cultura do milho**. Brasília, DF, 2003. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-publicacao/487545/manejo-da-cultura-do-milho>>. Acesso em: 02 abr. 2020.

EMBRAPA. **ILPF no Cerrado: Integração de forrageiras com a lavoura aumentou o teor de matéria orgânica na propriedade maranhense**. Brasília, DF, 2017. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/web/rede-ilpf/ilpf-no-cerrado>>. Acessado em: 19 nov. 2020.

EMBRAPA. **MATOPIBA**. Brasília, DF, 2021a. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/tema-matopiba/sobre-o-tema>>. Acesso em: 20 maio 2021.

EMBRAPA. **Bioma Cerrado**. Brasília, DF, 2021b. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/en/cerrados/colecao-entomologica/bioma-cerrado>>. Acesso em: 02 abr. 2021.

FALEIRO, F. G.; FARIAS NETO, A. L. **Savanas: demandas para pesquisa**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2009.

FAO. **An international consultation on integrated crop-livestock systems for development: The way forward for sustainable production intensification**. Rome, 2010. 64 p. (Integrated Crop Management, v. 13).

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. Global consequences of land use. **Science**, New York, v. 309, p. 570-574, 2005.

FRAZÃO, L. A.; SANTANA, I. K. D. S.; CAMPOS, D. V. B. D.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C. Estoques de carbono e nitrogênio e fração leve da matéria orgânica em Neossolo Quartzarênico sob uso agrícola. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 45, n. 10, p. 1198-1204, 2010.

FRAZÃO, L. A.; PÍCCOLO, M. D. C.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Propriedades químicas de um Neossolo Quartzarênico sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado mato-grossense. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 43, n. 5, p. 641-648, 2008.

GASPAR, R. B. **O eldorado dos gaúchos**: deslocamento de agricultores do Sul do País e seu estabelecimento no Leste Maranhense. São Luís, MA: EDUFMA, 2013.

GAZZONI, D. L.; DALL'AGNOL, A. **A saga da soja**: de 1050 aC a 2050 dC. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

GIAROLA, N. F. B.; SILVA, A. P. D. Conceitos sobre solos coesos e hardsetting. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 59, n. 3, p. 613-620, 2002.

GMACH, M. R.; DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; NÓBREGA, J. C.; LUSTOSA-FILHO, J. F.; SIQUEIRA-NETO, M. Soil organic matter dynamics and land-use change on Oxisols in the Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, Amsterdam, v. 14, e00178, 2018.

HERNANI, L. C. Uma resposta conservacionista – O impacto do Sistema Plantio Direto. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS JÚNIOR, E.; PERES, J. R. R. **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. cap. 14, p. 151-161.

HIRAKURI, M. H.; LAZZAROTTO, J. J.; OLIVEIRA, A. B.; DALL'AGNOL, A. **Árvore do conhecimento soja**: Custos e rentabilidade. Brasília, DF: EMBRAPA, 2021. Disponível em: <[https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/soja/arvore/CONTAG01\\_17\\_271020069131.html](https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/soja/arvore/CONTAG01_17_271020069131.html)>. Acesso em: 15 de jan. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Cidades e Estados**: Brejo. Rio de Janeiro, 2021. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ma/brejo.html>>. Acesso em: 30 jul. 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. **Dados históricos anuais**: ano 2016 (automática). Brasília, DF, 2016. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>>. Acesso em: 01 mar. 2020.

JACOMINE, P. K. T.; CAVALCANTI, A. C.; PESSÔA, S. C. P.; BURGOS, N.; MEDEIROS, L. A. R.; LOPES, O. F.; MÊLO FILHO, H. F. R. **Levantamento exploratório reconhecimento de solos do Estado do Maranhão**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, SNLCS; Sudene, DRN, 1986.

JACOMINE, P. K. T. Origem e evolução dos conceitos e definições de atributos, horizontes diagnósticos e das classes de solos do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS). In: TORRADO-VIDAL, P.; ALLEONI, L. R. F.; COOPER, M.; SILVA, A. P. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. cap. 5, p.193-231.

KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L. F. Principais fatores que interferem no crescimento radicular das culturas anuais, com ênfase no Potássio. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, n. 103, p. 5-9, 2003.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, New York, v. 304, n. 5677, p. 1623-1627, 2004.

LIMA NETO, J. A.; RIBEIRO, M. R.; CORRÊA, M. M.; SOUZA JÚNIOR, V. S.; LIMA, J. F. W. F.; FERREIRA, R. F. A. L. Caracterização e gênese do caráter coeso em Latossolos Amarelos e Argissolos dos Tabuleiros Costeiros do Estado de Alagoas. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 4, p. 1001-1011, 2009.

LIMA NETO, J. D. A.; RIBEIRO, M. R.; CORRÊA, M. M.; SOUZA-JÚNIOR, V. S. D.; ARAÚJO FILHO, J. C. D.; LIMA, J. F. W. Atributos químicos, mineralógicos e micromorfológicos de horizontes coesos de latossolos e argissolos dos tabuleiros costeiros do estado de Alagoas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 2, p. 473-486, 2010.

MACHADO, P. L. O.; SILVA, C. A. Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 61, n. 1, p. 119-130, 2001.

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil. 2019. Disponível em: <<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>>. Acesso em: 01 jun. 2021.

MARANHÃO. Gerência de Planejamento e Desenvolvimento Econômico – GEPLAN. **Atlas do Maranhão**. São Luís: Universidade Estadual do Maranhão, 2002.

MARANHÃO. Resolução SAGRIMA Nº 2 de 23/12/2014. Publicar o Plano Estadual de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura - Plano ABC do Estado do Maranhão. **Diário Oficial do Estado do Maranhão**, São Luís, 30 dez. 2014.

MARANHÃO. Secretaria de Estado da Agricultura, Pecuária e Pesca – SAGRIMA. **Perfil da agropecuária maranhense 2019**. São Luís, 2019.

MIRANDA, E. E.; MAGALHÃES, L. A.; CARVALHO, C. A. **Proposta de Delimitação Territorial do MATOPIBA**. Campinas: Embrapa Territorial, 2014. (INFOTECA-E).

MOTTER, P.; ALMEIDA, H. G. **Plantio direto**: a tecnologia que revolucionou a agricultura brasileira. Foz do Iguaçu: Parque Itaipú, 2015.

PASSOS, M. L. V.; ZAMBRZYCKI, G. C.; PEREIRA, R. S. Balanço hídrico e classificação climática para uma determinada região de Chapadinha-MA. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, Fortaleza, v. 10, n. 4, p. 758-766, 2016.

PIRES, I. C. G.; FRAZÃO, L. A.; FERRÃO, G. E.; CAMARGO, P. B. Qualidade química do solo sob manejo conservacionista no Cerrado Maranhense. In: MENEZES, N. S.; EL-DEIR, S. G.; GUEDES, F. L.; ALMEIDA, I. M. S. **Resíduos sólidos**: educação e meio ambiente. Recife: EDUFRPE, 2020. cap. 4, p. 504-520.

PIRES, I. C. G.; ARAÚJO, J. B.; ARAÚJO, R. B. Palestras. In: Encontro Regional de Ciência do Solo na Amazônia Oriental, 3., 2018, São Luís, MA. **O solo e o seu papel na sustentabilidade dos agroecossistemas**; anais. São Luís: EDUFMA, 2018. p. 18-44.

RALLY SAFRA - Uma viagem pelo Brasil que produz. **Resultados da safra de soja 2020/21**. Florianópolis, 2021. 21 p. Disponível em: <[https://d335luupugsy2.cloudfront.net/cms/files/12223/1617824971Resultados\\_2021\\_Site.pdf](https://d335luupugsy2.cloudfront.net/cms/files/12223/1617824971Resultados_2021_Site.pdf)>. Acesso em: 06 maio 2021.

REDEILPF. **ILPF em números**. Brasília, DF, 2021. Disponível em: <<https://www.redeilpf.org.br/index.php/rede-ilpf/ilpf-em-numeros>>. Acesso em: 02 jul. 2021.

RESENDE, J. M. A. **Caracterização pedométrica de atributos de argissolos coesos do Leste Maranhense**. 2013. 83 f. Tese (Doutorado em Agronomia – Ciência do Solo) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2013.

RIBEIRO, M. R. Características morfológicas dos horizontes coesos dos solos dos Tabuleiros Costeiros. In: Workshop Coesão em Solos dos Tabuleiros Costeiros, 2001, Aracaju. **Anais...** Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2001. p. 161-168.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S.P. **Cerrado**: ambiente e flora. Planaltina: EMBRAPA, CPAC, 1998. cap. 3, p. 89-166.

ROSENDO, J. D. S.; ROSA, R. Comparação do estoque de C estimado em pastagens e vegetação nativa de Cerrado. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 24, n. 2, p. 359-376, 2012.

SÁ, J. C. M.; CERRI, C. C.; DICK, W. A.; LAL, R.; FILHO, S. P. V.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. J. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, n. 5, p. 1486-1499, 2001.

SALTON, J. C.; MERCANTE, F. M.; TOMAZI, M.; ZANATTA, J. A.; CONCENÇO, G.; SILVA, W. M.; RETORE, M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 190, p. 70-79, 2014.

SAWYER, D.; MESQUITA, B.; COUTINHO, B.; ALMEIDA, F. V.; FIGUEIREDO, I.; ELOY, L. **Perfil do ecossistema**: Hotspot de Biodiversidade do Cerrado. Brasília, DF: Supernova, 2017.

SILVA, M. S. L.; OLIVEIRA NETO, M. B. **Argissolos amarelos**. Brasília, DF: Agência Embrapa de Informação Tecnológica, 2011. Disponível em: <[https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/territorio\\_mata\\_sul\\_pernambucana/arvore/CONT000gt7eon7j02wx7ha087apz2e8slrpq.html](https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/territorio_mata_sul_pernambucana/arvore/CONT000gt7eon7j02wx7ha087apz2e8slrpq.html)>. Acesso em: 13 ago. 2020.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. D. C.; COSTA JUNIOR, C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 1, p. 63-76, 2011.

SPINELLI-ARAUJO, L.; SILVA, G. B. S.; TORRESAN, F. E.; VICTORIA, D. D. C.; VICENTE, L. E.; BOLFE, E. L.; MANZATTO, C. **Conservação da biodiversidade do Estado do Maranhão**: cenário atual em dados geoespaciais. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2016. (Documentos, 108).

TORRES, J. L. R.; PEREIRA, M. G. **O sistema de semeadura direta no Cerrado**: Superando as dificuldades. Piracicaba: AGRISUS, 2013. (Arquivo). Disponível em: <[http://www.agrisus.org.br/arquivos/artigo\\_jose\\_luiz\\_cerrado.pdf](http://www.agrisus.org.br/arquivos/artigo_jose_luiz_cerrado.pdf)>. Acesso em: 3 nov. 2020.

TORRES, J. L. R.; PEREIRA, M. G.; FABIAN, A. J. Produção de matéria seca por plantas de cobertura e mineralização de seus resíduos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 43, p. 421-428, 2008.

### 3 FLUXOS DOS GASES DE EFEITO ESTUFA EM DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NA CULTURA DA SOJA

#### 3.1 Introdução

A presença dos gases causadores do efeito estufa (GEE) como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) na atmosfera contribui, junto com o vapor d'água, para a manutenção da temperatura média do planeta entre 16 e 18 °C. Entretanto, o aumento da concentração destes gases na atmosfera, devido a atividade antrópica nos últimos 200 anos, têm causado o denominado “aumento do efeito estufa” ou “efeito estufa antrópico”, sendo este desequilíbrio energético resultado do aumento da retenção dos raios infravermelhos refletidos da superfície do planeta (DAVIDSON et al., 2012).

Apesar da discordância entre os especialistas, os quais, parte questiona a analogia que compara a dinâmica atmosférica (sistema aberto) a uma estufa (sistema fechado) e, por entenderem que as mudanças climáticas estão associadas à dinâmica natural da Terra, não a processos antropogênicos (MOLION, 2013; MOLION, 2019; FELÍCIO, 2019), neste trabalho partiremos da premissa do princípio da precaução e da atuação da ciência (CERRI et al., 2009; BAYER et al., 2011; SALTON et al., 2014; CERRI et al., 2018; BAYER, 2020), bem como, do poder legislativo<sup>15</sup> e executivo<sup>16</sup> sobre o assunto em nosso país.

No Brasil, mais de 70% das emissões de GEEs (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, NO<sub>x</sub>, CH<sub>4</sub>, SO<sub>x</sub>) estão relacionadas às mudanças no uso da terra (MUT) e à agricultura (BRASIL, 2010). Dinâmica diferente é observada globalmente, na qual as fontes responsáveis pelo lançamento de GEE de origem antrópica para atmosfera são, a queima de combustível fósseis e a produção de cimento com participação de 66%, a agricultura contribuindo com 20% e a mudança do uso da terra com 14% (CERRI et al., 2018).

---

<sup>15</sup> e.g., política pública nacional através da Política Nacional sobre Mudança do Clima - BRASIL, 2009

<sup>16</sup> e.g., Plano Nacional sobre Mudanças do Clima - COMITÊ INTERMINISTERIAL, 2008; e Plano ABC que é um Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura fomentado pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA, 2008. Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Estado do Maranhão (MARANHÃO, 2011). Plano Estadual de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura: Plano ABC do estado do Maranhão (MARANHÃO, 2014).

A agricultura mundial contribui em 22, 80 e 55% das emissões antrópicas de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O respectivamente (BAYER et al., 2011). No entanto, e em consonância com a importância do setor agrícola para a economia do Brasil, observa-se um padrão diferente, assim, as emissões antrópicas de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O vinculadas às atividades agropecuárias são de 76 e 87% respectivamente (BRASIL, 2020), sendo que 40% das emissões de CO<sub>2</sub> são oriundas do uso e mudança de terra e florestas (BRASIL, 2016).

O CO<sub>2</sub> associado ao desenvolvimento da agricultura e a MUT é o maior componente de força radioativa nos agroecossistemas tropicais (DUXBURY, 1994). As emissões de CH<sub>4</sub> são decorrentes de animais ruminantes e da produção de arroz irrigado por inundação, enquanto o N<sub>2</sub>O relaciona-se a culturas altamente exigentes em fertilizantes nitrogenados (IPCC, 2007).

Diversos trabalhos (MORAES et al., 1996; STEUDLER et al., 1996; CERRI et al., 2003; 2004; BUSTAMANTE et al., 2006; MAIA et al., 2009; CARVALHO et al., 2010b, BEDDINGTON et al., 2012; CERRI et al., 2018) comprovam o efeito de manejos agrícolas inadequados sobre o favorecimento da mineralização da matéria orgânica do solo (MOS). Como resultado é possível mensurar a transferência de elevadas quantidades de GEEs, principalmente, CO<sub>2</sub> para a atmosfera. Essa consequência é facilmente compreensível quando consideramos que, globalmente, há duas a três vezes mais C estocado nos solos comparado ao estocado na vegetação; e cerca de duas vezes comparado à atmosfera (KIRCHMANN et al., 2004). Desse modo, o solo se constitui um compartimento chave no processo de emissão e sequestro de carbono (LAL, 2004; SIX et al., 2004; KNORR et al., 2005; FOLEY et al.; 2011).

Neste sentido, o manejo dos solos no setor agropecuário pode atuar como dreno ou fonte de carbono (C) atmosférico, (BAKER et al., 2007; CERRI et al., 2009). A adoção de sistemas conservacionistas de manejo do solo possibilita o armazenamento de C na forma de MOS, devido ao preparo sem revolvimento do solo, culturas com elevado aporte de resíduos vegetais, consequentemente, reduzindo as emissões de CO<sub>2</sub> à atmosfera (CARVALHO et al., 2010a; BAYER et al., 2011; CARVALHO et al., 2014).

### 3.2 Dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) em sistemas agrícolas

O CO<sub>2</sub> liberado na atmosfera por atividades antrópicas é o principal responsável pelas mudanças climáticas globais (IPCC, 2001). O potencial de aquecimento global (PAG) dos gases que influenciam no efeito estufa são calculados em função deste gás. Esta metodologia permite comparações entre os impactos cumulativos de um determinado GEE em uma quantidade equivalente em massa de CO<sub>2</sub> (IPCC, 2014).

As emissões de CO<sub>2</sub> do solo são decorrentes da respiração do sistema radicular e da biomassa microbiana (SILVA-OLAYA et al., 2013). Desse modo, associam-se as emissões de CO<sub>2</sub> dependente de fatores como tensão de O<sub>2</sub>, umidade e temperatura. Em áreas cobertas com vegetação nativa ou que adotam sistemas conservacionistas apresentam, geralmente, redução na taxa de mineralização da MOS (LAL, 2008; CERRI et al, 2009).

Neste caso, a serapilheira em áreas de vegetação nativa ou os resíduos culturais mantidos sobre o solo, dificulta a perda de água, o aumento da temperatura no solo (e com isso a redução da atividade respiratória) e como também a difusão de CO<sub>2</sub> da matriz do solo para a atmosfera e de O<sub>2</sub> da atmosfera para a matriz do solo (BALL et al., 1999; SILVA-OLAYA et al., 2013). Além disso, solos com pouco distúrbio, tem a possibilidade de formar agregados naturalmente pelos ciclos de molhamento e secagem do solo. Assim, os agregados formados também auxiliam na proteção da MOS contra a oxidação respiratória por redução do contato com O<sub>2</sub> (LA SCALA et al., 2006; SALTON et al., 2008).

De forma contrária, o manejo dos solos por meio de sistema plantio convencional (SPC) com o revolvimento da camada superficial do solo por ação da subsolagem, aração, aivecagem e/ou gradagem; expõem a MOS ao O<sub>2</sub> atmosférico, elevando a taxa de mineralização da MOS. Desse modo, a perda de C na forma de CO<sub>2</sub> é fortemente correlacionada com a intensidade da ruptura dos agregados e o volume do solo revolvido (BAYER et al., 2011).

No Cerrado próximo a região Amazônica, verificou-se que o plantio de soja e milho em SPD apresentou menores emissões de C-CO<sub>2</sub> (56,5 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) comparados ao SPC (67,8 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> de C-CO<sub>2</sub> - CARVALHO et al., 2009). Entretanto, maiores emissões de CO<sub>2</sub> em SPD podem estar associadas ao aporte de cobertura cultural e

de raízes no sistema solo, que interfere positivamente na elevação de C no solo e que tende a estabilidade com o tempo (BAYER et al., 2011; BAYER, 2020).

Essas respostas foram detalhadas por Siqueira Neto et al. (2011) em áreas de Cerrado no estado de Goiás; o plantio convencional de soja apresentou uma emissão de  $43 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  de C-CO<sub>2</sub>, enquanto, em SPD de soja sucedida pelo milho, sorgo ou milheto apresentaram emissões de  $106,2 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  de C-CO<sub>2</sub>, sendo este incremento associado ao aumento da população da biomassa microbiana do solo com a deposição de resíduos prontamente decomponíveis. No mesmo sentido, Vasconcelos et al. (2018b) observaram valores entre 69 e  $135 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  de C-CO<sub>2</sub> no Cerrado, sendo os maiores valores relacionado a pastagem devido à presença ativa de sistema de raízes e cobertura de solo mais constantes ao longo dos anos.

### 3.3 Metano (CH<sub>4</sub>) em sistemas agrícolas

O CH<sub>4</sub> é o segundo gás de efeito estufa mais abundante na atmosfera. Sua residência na atmosfera é de 12 anos e apresenta um potencial de aquecimento global (PAG) 28 vezes maior que o CO<sub>2</sub> (IPCC, 2014). Este gás é emitido por solos com aeração e drenagem deficientes (MOSIER et al., 1991) e em áreas de pastagens degradadas com cupinzeiros (SAUNOIS et al., 2020; OLIVEIRA et al., 2021). Estima-se que 10% do CH<sub>4</sub> atmosférico são consumidos pelos microrganismos metanotróficos ainda no interior do solo (IPCC, 2001). Entretanto, quando perturbados (*i.e.*, preparo do solo ou fertilização nitrogenada), os microrganismos metanotróficos podem ter sua capacidade de oxidação do CH<sub>4</sub> comprometida (BALL et al., 1999).

Assim, a incorporação de resíduos culturais no solo não só amplia o potencial de emissão de CH<sub>4</sub> em comparação com sua manutenção na superfície do solo como também reduz a capacidade de oxidação pela microbiota do solo. Costa et al. (2008) relataram emissões 25% menores de CH<sub>4</sub> no SPD e no cultivo mínimo comparadas ao SPC.

Conforme exposto, é possível considerar o efeito da perturbação do solo sobre os fluxos de CH<sub>4</sub>. Carvalho et al. (2014) relataram influxo pelos solos sob vegetação nativa de Cerrado e em SPD, enquanto houve emissões em áreas de pastagens ( $33 \text{ } \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  de C-CH<sub>4</sub>). Na ocasião, o comportamento da pastagem foi explicado pela redução da macroporosidade devido à elevada densidade do solo, como consequência, a deficiência na aeração favoreceu a atividade de organismos

redutores metanogênicos (SIQUEIRA NETO et al., 2011; HORN et al., 2015; VASCONCELOS et al., 2018b).

A mesma dinâmica foi observada por Vasconcelos et al. (2018a) que encontraram valores entre - 46 e 32  $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$  de C-CH<sub>4</sub> para solos do Cerrado. Em outro estudo também conduzido em solos do Cerrado, o fluxo de C-CH<sub>4</sub> foi de - 68 e 35  $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$  para a vegetação nativa e pastagem, respectivamente (VASCONCELOS et al., 2018b). Em Montividiu/GO, foi verificada emissão de C-CH<sub>4</sub> de -0,01  $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$  em sistema de manejo integrado (CARVALHO et al., 2014).

### 3.4 Óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) em sistemas agrícolas

O N<sub>2</sub>O é um gás naturalmente presente na atmosfera com um potencial de aquecimento global (PAG) de 265 vezes maior que o CO<sub>2</sub> (IPCC, 2014). Além disso, o N<sub>2</sub>O juntamente com outros óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>) participam na destruição do ozônio estratosférico (RAVISHANKARA et al., 2009).

Os principais produtores de N<sub>2</sub>O no solo são os microrganismos responsáveis pela transformação do N (BOUWMAN, 1998). O N<sub>2</sub>O é um produto intermediário de ambos processos de nitrificação e desnitrificação (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). A nitrificação ocorre quando o amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) é sequencialmente oxidado para nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e, em seguida, nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) em condições aeróbicas, a formação do N<sub>2</sub>O ocorre com a redução do NO<sub>2</sub><sup>-</sup>. A desnitrificação consiste na redução de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> para N<sub>2</sub> (como produto final) na condição anóxica por processos anaeróbios (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). Por fim, a produção de N<sub>2</sub>O também pode ocorrer através da oxidação anaeróbica de amônio (anammox) em que a formação do N<sub>2</sub>O resulta do processo incompleto de nitrificação (THOMSON et al., 2012).

Conforme Metay et al. (2007a), a conversão da vegetação nativa para área de agricultura e de pasto resulta em aumento da emissão de N<sub>2</sub>O. As propriedades físicas do Cerrado (e.g., estrutura e aeração) apresentam uma alta taxa de infiltração de água no solo e são fatores que podem limitar a produção e consumo de N<sub>2</sub>O pela desnitrificação (METAY et al., 2007a). Chapuis-Lardy et al. (2007) relataram que o solo pode ser um importante sumidouro de N<sub>2</sub>O atmosférico, pois, este gás penetra os poros do solo e pode ser facilmente dissolvido na água quando o solo está úmido.

Então, é possível que haja o consumo de  $N_2O$  pelos microrganismos do solo, entretanto, o influxo de  $N_2O$  não é relevante globalmente (CHAPUIS-LARDY et al., 2007). Além deste aspecto, há uma limitação gênica para o consumo de  $N_2O$ , pois, ao contrário dos numerosos mecanismos de formação de  $N_2O$  no solo, há apenas um gene responsável por reduzir o  $N_2O$  em  $N_2$  (N2OR) que se encontra nas bactérias desnitrificantes. E ainda, a inativação da enzima relacionada a este gene (N2OR) ocorre em várias situações como baixo pH, presença de oxigênio e ausência do agrupamento Cu–S no seu sítio catalítico (THOMSON et al., 2012).

Por outro lado, a emissão do  $N_2O$  em solos agrícolas é altamente favorecida pela aplicação de adubos nitrogenados (DOBBIE; SMITH, 2003; GOMES, 2006; JONES et al., 2007; SANTOS, 2009; DENEGA, 2009; ZANATTA et al., 2010). Segundo revisão realizada por Bouwman (1996) em estudos com no mínimo um ano de avaliação, a relação tem resposta linear e positiva entre a quantidade de N aplicado e as emissões de  $N_2O$  pelo solo, embora dependa do tipo de solo, do ambiente e do manejo e das culturas (GOMES, 2006; SNYDER et al., 2007; JANTALIA et al., 2008).

Muitas vezes, áreas com manejo conservacionista como SPD ou ILP apresentam uma tendência de aumento nas emissões de  $N_2O$  quando comparadas ao SPC (CARVALHO et al., 2009; CERRI et al., 2018; SIQUEIRA NETO et al., 2011; ESCOBAR et al., 2010). Nesses sistemas de manejo, a condição de maior adensamento ou compactação do solo não revolvido, apresenta reflexo negativo na difusão do  $O_2$  para a matriz do solo (BAYER et al., 2011). Além disso, os resíduos culturais sobre o solo, conserva a umidade, bem como adiciona elevadas quantidade de C e N lábil em um reduzido volume, elevando a atividade biológica na superfície, consumindo o  $O_2$  disponível e gerando sítios de anaerobiose, favorecendo a desnitrificação. No SPC, este efeito é menor pela camada de solo revolvida (entrada de  $O_2$  no sistema), mesmo com a maior taxa de mineralização de resíduos culturais devido ao seu revolvimento (CERRI et al., 2018).

Contudo, este comportamento pode ser revertido ao longo do tempo com o aporte dos resíduos culturais, uma vez que, diversos estudos têm indicado que a melhoria nas propriedades físicas em áreas manejadas com SPD, favorecendo a formação de macroagregados nos solos. Neste caso, há uma maior difusividade de  $O_2$  no perfil do solo, reduzindo as emissões de  $N_2O$ , em níveis comparados ao de solos em sistemas naturais (METAY et al., 2007; JANTALIA et al., 2008; BAYER et al., 2011; BAYER, 2020).

A partir deste breve contexto, é possível afirmar que o manejo conservacionista em solos do Cerrado, de maneira geral, apresenta uma tendência de menores emissões de CO<sub>2</sub> e de CH<sub>4</sub> e maiores emissões de N<sub>2</sub>O quando comparado ao SPC. Desse modo, neste capítulo, o objetivo dessa pesquisa foi determinar os fluxos e emissões acumuladas de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O em diferentes sistemas de manejos do solo na produção de soja na mesorregião do leste Maranhense.

### **3.5 Material e métodos**

#### **3.5.1 Descrição da área de estudo**

O estudo foi realizado na Fazenda Barbosa (3° 42' 01"S, 42° 56' 24"W - 100 m de altitude) localizada no município de Brejo, leste do Maranhão. A região destaca-se como segundo pólo de produção de soja no estado (SAGRIMA, 2019). O clima regional é definido como sub-húmido, megatérmico e com grande deficiência hídrica no verão (C<sub>2s2A</sub>'a' conforme a classificação de Thornthwaite) com temperatura média anual entre 26,9°C e 29,3°C. A estação chuvosa ocorre de janeiro a maio, apresentando média de precipitação de 1600 mm por ano (PASSOS et al., 2016).

Os solos da área de estudo foram classificados como Argissolos Amarelo distrocoesos, profundos, endurecidos (coesos), bem drenados, com baixa fertilidade natural e textura franco-arenosa (PIRES et al., 2020) - detalhes no Anexo A. Quanto às suas características físicas possui textura arenosa e média-arenosa na camada de 0 a 20 cm e de 20 a 40 cm de profundidade do solo, respectivamente, e teor de areia total variando de 729 a 834 g kg<sup>-1</sup> (Tabela 1). Quanto à sua caracterização química, de maneira geral, a área com vegetação nativa apresentou baixos valores de nutrientes e de pH quando comparada com os demais sistemas de manejos do solo para a produção agropecuária.

Tabela 1 - Características físicas e químicas do solo em áreas de diferentes sistemas de manejos do solo na produção de soja, localizadas no município de Brejo, MA

	VN	SPC	ILP1	ILP2	VN	SPC	ILP1	ILP2
Atributos do solo	0-20 cm				20-40 cm			
Teor de areia fina (g. kg <sup>-1</sup> )	525	443	440	507	516	467	454	512
Teor de areia grossa (g. kg <sup>-1</sup> )	309	362	346	311	290	262	278	230
Teor de areia total (g. kg <sup>-1</sup> )	834	805	786	818	806	729	732	742
Teor de silte (g. kg <sup>-1</sup> )	41	70	89	81	44	71	66	57
Teor de argila (g. kg <sup>-1</sup> )	125	125	125	100	150	200	202	200
Classe textural	ar	ar	ar	ar	md-ar	md-ar	md-ar	md-ar
Densidade (g.cm <sup>-3</sup> )	1,44	1,47	1,48	1,51	1,57	1,56	1,54	1,62
pH em H <sub>2</sub> O	4,9	6,1	6	6,1	4,6	5,8	5,4	5,3
P Mehlich 1 (mg.kg <sup>-1</sup> )	<5	44,5	42,5	40,2	<5	10,8	13,5	15,8
K Mehlich 1 (mmolc.kg <sup>-1</sup> )	0,2	1,0	1,0	1,0	<0,2	0,2	0,3	0,7
Ca (mmolc.kg <sup>-1</sup> )	3,0	9,5	20,0	23,0	2,5	7,5	11,5	10,5
Mg (mmolc.kg <sup>-1</sup> )	1,5	2,0	3,0	6,0	1,0	2,5	2,0	3,0
CTC (mmolc.kg <sup>-1</sup> )	27,8	27,2	34,8	52,3	26,8	31,3	31,7	37,8
V (%)	17,5	47,0	41,0	57,0	16,0	33,0	36,3	37,5

VN: Vegetação Nativa; PC: Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações; ar: arenosa; md-ar: média-arenosa

### 3.5.2 Seleção de áreas de estudo e histórico de uso e manejo do solo

Em janeiro de 2018 foi realizada a seleção de áreas com potencial interesse. Inicialmente, o levantamento foi constituído de entrevista com o proprietário e o gerente da Fazenda Barbosa, a fim de reunir informações sobre as características dos solos, uso da terra e tipificar os manejos empregados para a produção de soja.

A Fazenda Barbosa representa os usos típicos da terra e processos associados às MUT que ocorrem nesta região (*i.e.*, leste maranhense), sendo estes modelos de sistema de produção de soja representativos na região. Além disso, ela possui um minucioso e detalhado registro das operações agrícolas realizadas em cada área desde sua abertura a partir da conversão da vegetação nativa.

A MUT ocorreu em dezembro de 2003, assim como a maioria das áreas atualmente cultivadas, sendo o objetivo principal da abertura de área a produção agrícola, e não pecuária como evidenciado no histórico de uso do Cerrado em outros estados. Antes de 2003, as áreas aqui descritas, estavam sob a mesma fitofisionomia descrita como Cerrado *strictu sensu* típico<sup>17</sup>.

Durante a entrevista foi relatado que os manejos que apresentaram maior predominância são: i) SPD com manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo, sendo cultivada a soja (*Glycine max* [L.] Merr.) como cultura comercial principal, sucedida de milheto (*Pennisetum glaucum* [L.] R. Br.) em safrinha com rotação de milho e brachiária (ILP), e o ii) SPC com aração, gradagem e subsolagem antes da semeadura da soja.

Nas áreas pré-selecionadas, utilizou-se a base de dados do projeto RadamBrasil (BRASIL, 1981), a qual forneceu informações sobre geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra com escala de 1:1.000.000. Posteriormente, foram realizadas amostragens exploratórias de solo e georreferenciadas para a classificação do solo (Anexo A). Esse conjunto de informações foi analisado buscando homogeneidade no conjunto de informações levantadas para a seleção das áreas, considerando ainda o histórico de abertura idêntico (*i.e.*, no ano de 2003), o manejo empregado, a homogeneidade nas características do solo (material de origem, textura e classe) e a menor distância entre os pontos amostrais (Figura 12).

---

<sup>17</sup> A fitofisionomia é classificada como Cerrado *stricto sensu* típico em formação savânica, a qual é caracterizada pela presença de árvores resistentes ao estresse de água baixo a médio e de árvores com baixo porte, inclinadas, tortuosas com ramificações irregulares e retorcidas, e, geralmente, com evidências de queimadas. É um subtipo de vegetação predominantemente arbóreo-arbustivo, com cobertura arbórea de 20 a 50% e altura média de três a seis metros (RIBEIRO; WALTER, 2008).

Figura 12 - Imagem de satélite da Fazenda Barbosa no município de Brejo (MA), sinalizando as áreas de vegetação nativa (VN), integração lavoura-pecuária com duas rotações (ILP2), sede desta fazenda, integração lavoura-pecuária com uma rotação (ILP1) e sistema de plantio convencional (SPC)



Fonte: Google Earth (2019)

Os atributos do solo foram identificados como homogêneos (Tabela 1) para o estabelecimento das 4 áreas para a realização dessa pesquisa, sendo elas a: i) Vegetação Nativa (VN), ii) Sistema de Plantio Convencional - monocultivo com soja (SPC) desde 2003, iii) Sistema com 1 rotação com milho e brachiária a cada 4 anos cultivados com soja para implementar a integração lavoura-pecuária (ILP1) e iv) Sistema com 2 rotações com milho e brachiária, a cada 4 anos cultivados com soja, para implementar a integração lavoura-pecuária (ILP2). A seguir, está apresentada uma breve descrição das áreas selecionadas:

**Vegetação Nativa (VN):** Utilizada como referência, pois, representa o bioma Cerrado, nas condições naturais predominantes na região (*i.e.*, com certa interferência antrópica). O exemplo desta interferência presente na região pode ser observado nos 2 incêndios registrados no período seco nos meses de setembro (Figura 13) e novembro de 2018. Estes incêndios foram originados pela ação de invasores com objetivo de extrair madeira, caçar, produzir forragem nova (broto) para seus animais etc.

Figura 13 - Vegetação nativa após incêndio em setembro de 2018



Fonte: a própria autora

**Sistema de Plantio Convencional (SPC):** A conversão de Cerrado para SPC ocorreu em 2003. Desde este ano foi realizado o plantio de soja como cultura principal (i. e. com o uso de subsolador, grade e arado). O plantio de milho (devido ao baixo custo da semente, elevada resistência à seca e rápido crescimento inicial, em curto período de tempo sendo a cultura de cobertura mais utilizada para formação de palhada, tanto antes do plantio como após, a colheita da soja) para formação da palhada foi realizado em 10 de novembro de 2018. No dia 20 de janeiro de 2019, foi realizada a dessecação do milho (pré-plantio da soja) com CRUCIAL ( $2 \text{ L ha}^{-1}$ ) + 2,4-D ( $1 \text{ L ha}^{-1}$ ) + U10 ( $50 \text{ mL ha}^{-1}$ ) + N32 ( $0,3 \text{ L ha}^{-1}$ ). O plantio da soja foi realizado no dia 03 de fevereiro com a variedade "PAMPEANA 40RR". Foram semeadas 14 sementes por metro linear e espaçamento de 50 centímetros entre linhas. A adubação foi realizada na linha de plantio com MAP ( $180 \text{ kg ha}^{-1}$ ). A dessecação foi realizada no dia 18 de maio (REGLONE:  $0,7 \text{ L ha}^{-1}$  + GRAMOXONE  $0,7 \text{ L ha}^{-1}$  + ASSIST  $0,2 \text{ L ha}^{-1}$ ). A colheita foi realizada no dia 28 de maio com produtividade de  $3264 \text{ kg ha}^{-1}$  (corrigido a 13% de umidade). O plantio do milho para cobertura no período seco foi realizado no dia 01 de junho ( $25 \text{ kg ha}^{-1}$  de sementes incorporadas com grade niveladora).

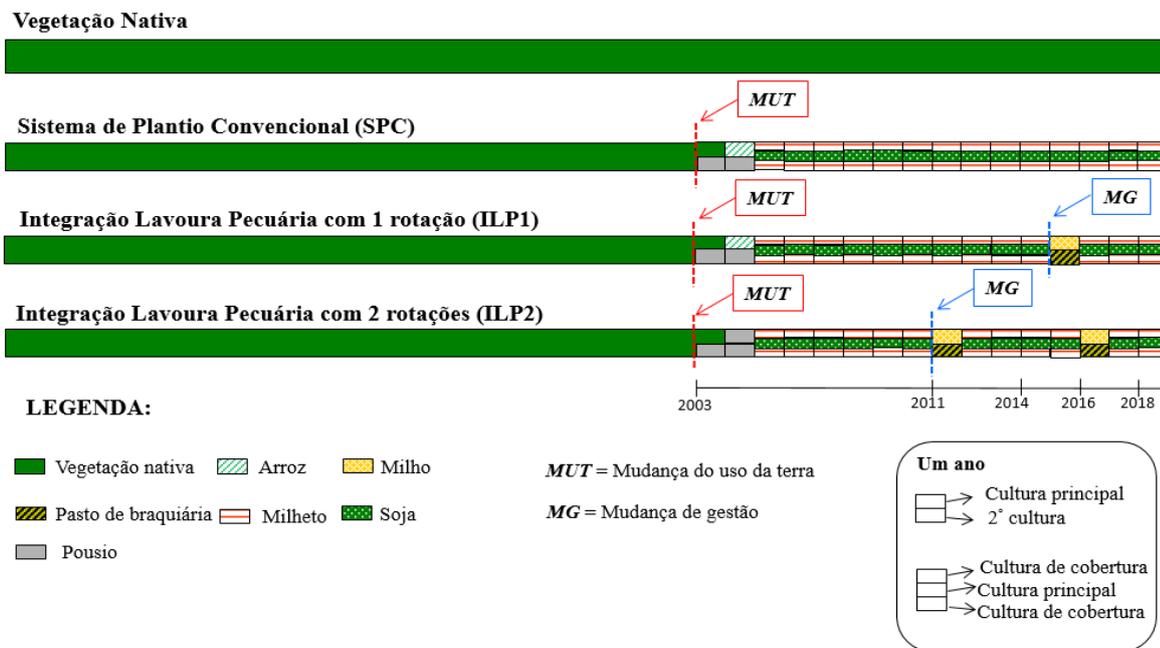
**Sistema com 1 rotação com milho e brachiária a cada 4 anos cultivados com soja para implementar a integração lavoura-pecuária (ILP1):** A conversão de Cerrado para produção agrícola ocorreu em 2003. O sistema de manejo do solo

adotado anualmente desde a conversão foi o conservacionista (i. e. sem o uso de subsolador e arado). Desde 2005, foi realizado o plantio de soja e de milho até o ano de 2014. Na safra de 2015/2016, foi realizado o primeiro cultivo de milho (para produção de grãos) integrado com brachiária (para produção de palhada para o gado – lotação de 0,8 UA.ha<sup>-1</sup> manejado após a colheita do milho nesta safra). O plantio de milho, para formação da palhada, foi realizado em 10 de novembro de 2018. No dia 25 de novembro de 2018, foi realizada a aplicação de 100 kg ha<sup>-1</sup> de cloreto de potássio. No dia 10 de janeiro de 2019, foi realizada a dessecação do milho (pré-plantio da soja) com CRUCIAL (2 L ha<sup>-1</sup>) + 2,4-D (1 L ha<sup>-1</sup>) + U10 (50 mL ha<sup>-1</sup>) + N32 (0,3 L ha<sup>-1</sup>). O plantio da soja foi realizado no dia 21 de janeiro de 2019 com a variedade “PAMPEANA 70RR”. Foram semeadas 16 sementes por metro linear e espaçamento de 50 centímetros entre linhas. A adubação foi realizada na linha de plantio com MAP (180 kg ha<sup>-1</sup>). A dessecação foi realizada no dia 10 de maio de 2019 (REGLONE: 0,7 L ha<sup>-1</sup> + GRAMOXONE 0,7 L ha<sup>-1</sup> + ASSIST 0,2 L ha<sup>-1</sup>). A colheita foi realizada no dia 20 de maio de 2019 com produtividade de 2.736 kg ha<sup>-1</sup> (corrigido a 13% de umidade). O plantio do milho para cobertura no período seco foi realizado no dia 01 de junho de 2019 (25 kg ha<sup>-1</sup> de sementes incorporadas com grade niveladora).

**Sistema com 2 rotações com milho e brachiária a cada 4 anos cultivados com soja para implementar a “integração lavoura-pecuária” (ILP2):** A conversão de Cerrado para produção agrícola ocorreu em 2003. O sistema de manejo do solo adotado anualmente desde a conversão foi o conservacionista (i. e. sem o uso de subsolador e arado). Desde 2005, foi realizado o plantio de soja e de milho até a safra de 2010/2011. Na safra de 2011/2012, foi realizado o primeiro cultivo de milho (para produção de grãos) integrado com brachiária (para produção de palhada para o gado – lotação de 0,8 UA ha<sup>-1</sup> manejado após a colheita do milho nesta safra). As quatro safras subsequentes foram cultivadas com soja como cultura principal. Na safra 2016/2017, foi realizado o segundo cultivo de milho integrado com brachiária (Figura 14). O plantio de milho, para formação da palhada, foi realizado em 10 de novembro de 2018. No dia 25 de novembro de 2018, foi realizada a aplicação de 100 kg ha<sup>-1</sup> de cloreto de potássio. No dia 20 de dezembro de 2018, foi realizada a dessecação do milho (pré-plantio da soja) com CRUCIAL (2 L ha<sup>-1</sup>) + 2,4-D (1 L ha<sup>-1</sup>) + U10 (50 mL ha<sup>-1</sup>) + N32 (0,3 L ha<sup>-1</sup>). O plantio da soja foi realizado no dia 08 de janeiro de

2019 com a variedade “AGRONORTE 89109 - CONVENCIONAL”. Foram semeadas 16 sementes por metro linear e espaçamento de 50 centímetros entre linhas. A adubação foi realizada na linha de plantio com MAP (180 kg ha<sup>-1</sup>). A dessecação foi realizada no dia 20 de abril de 2019 (REGLONE: 0,7 L ha<sup>-1</sup> + GRAMOXONE 0,7 L ha<sup>-1</sup> + ASSIST 0,2 L ha<sup>-1</sup>). A colheita foi realizada no dia 02 de maio de 2019 com produtividade de 3.450 kg ha<sup>-1</sup> (corrigido a 13% de umidade). Nesta área o plantio do milho para cobertura no período seco alterado por Sorgo (variedade Biomatrix, 8 Kg de sementes por hectare incorporado com grade niveladora). No dia 20 de maio de 2019, foi aplicado 20 kg ha<sup>-1</sup> de uréia em cobertura.

Figura 14 - Histórico de mudança do uso da terra (MUT) e de gestão (MG) nas áreas de estudo da Fazenda Barbosa no município de Brejo, MA



Fonte: elaborado pela autora

## Coleta e análise de gases

As amostras dos gases, para a determinação dos fluxos de CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> foram feitas entre julho de 2018 e junho de 2019, com uso de câmaras estáticas.

As câmaras eram compostas por duas partes de PVC (base + tampa) com 30 cm de diâmetro e 20 cm de altura (Figura 15 A). A base foi instalada no solo com 5 cm de profundidade no solo nas entrelinhas de plantio, próximas ao caule da soja

(Figura 15 B). A instalação foi realizada por um período de 24 h antes da primeira amostragem e permaneceu na mesma localização durante o experimento. A tampa, possuía um orifício para efetuar as amostragens dos gases (STEUDLER et al., 1991; BOWDEN et al., 1990), e foi colocada sobre as bases somente no momento da amostragem de maneira a isolar o ambiente interno do externo (Figura 15 C). As amostras de gases foram coletadas em seringas de nylon de 20 mL contendo válvula de retenção (Figura 15 D) nos intervalos de tempo pré-estabelecidos (0, 15, 30 e 45 minutos) na parte da manhã. Cada amostra nos diferentes tempos e manejos foi armazenada em vials com vácuo imediatamente após a coleta. Cada unidade amostral de uso e manejo do solo foi composta por cinco câmaras de coleta dos gases.

Figura 15 - Câmaras estáticas para amostragem dos fluxos de gases entre o solo e a atmosfera. 15A. Base e tampa da câmara estática de coleta de gases do estudo. 15B. Câmara estática instalada na entrelinha do plantio de soja. 15C. Câmara estática fechada e instalada na área de vegetação nativa. 15D. Material utilizado na coleta de gases em câmaras estáticas – seringa de nylon de 20 ml e vial

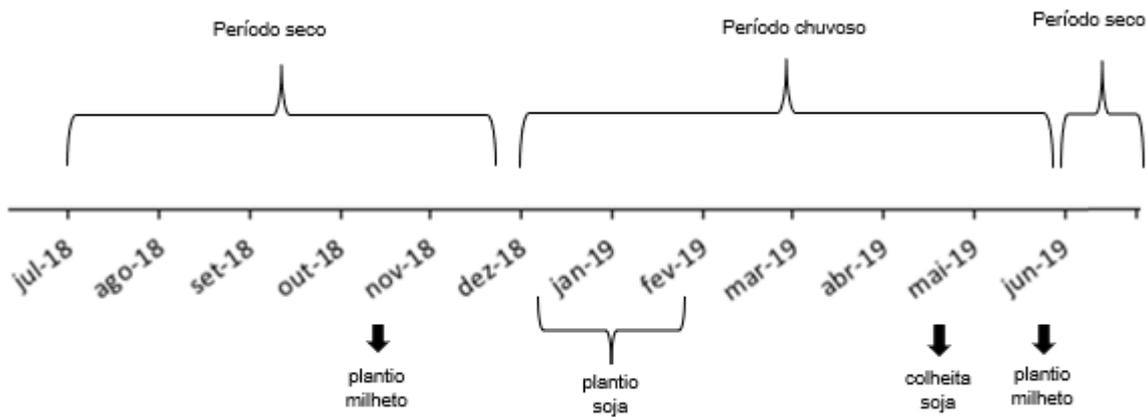


Fonte: a própria autora

Durante as coletas foram determinadas as temperaturas dos solos, a 5 cm profundidade com o termômetro digital (Incoterm®) e a umidade do solo em campo. A pressão barométrica e a temperatura do ar foram consultados no Instituto Nacional de Metereologia (INMET, 2019). A precipitação pluviométrica foi obtida em registros da Fazenda Barbosa.

As medições de gases foram feitas no período seco e chuvoso (Figura 16) para assegurar a obtenção de dados significativos tanto para vegetação nativa (referência) como para os diferentes manejos do solo na produção de soja no leste maranhense.

Figura 16 - Esquema de semeadura durante jul/18 a jun/19 na região, evidenciando os momentos de coleta de GEE



Fonte: elaborado pela autora

No período seco foi realizada uma coleta por mês, totalizando seis dias de coletas (Figura 17). No período chuvoso, foram realizadas duas coletas por mês, sendo que no momento da semeadura e aplicação de fertilizante, foram realizadas coletas durante quatro dias consecutivos, totalizando 24 coletas nesta estação. No total, foram realizadas 30 dias de coletas de gases no decorrer desta pesquisa.

Figura 17 - Coletas de gases em câmara estática no período seco em plantio de milho em novembro de 2018. 17A. Na vegetação nativa. 17B. No Sistema de Plantio Convencional. 17C. Na Integração lavoura pecuária com 1 rotação. 17D. Na Integração lavoura pecuária com 2 rotações



Fonte: a própria autora

A análise dos gases foi feita por cromatografia gasosa, a qual é um processo de separação física, pois não implica em reações químicas entre os compostos envolvidos, cuja aplicação permite a análises qualitativas e quantitativas das amostras. A cromatografia permite separar constituintes de uma mistura através de sua distribuição por duas fases: uma estacionária (fixa) e outro móvel. O equipamento utilizado foi o cromatógrafo Shimadzu GC-14A (Tóquio, Japão). As concentrações do C-CO<sub>2</sub> e N-N<sub>2</sub>O nas amostras foram realizadas em coluna empacotada operando a 65°C e foram determinadas por diferença de potencial entre um ânodo e um cátodo em um detector de captura de elétrons (ECD - electron capture detector) com uma fonte de <sup>63</sup>Ni ( $\beta^-$  e meia vida de 100,1 anos) operando a 280°C. O C-CH<sub>4</sub> foi determinado por ionização de chama (FID - flame ionization detector) no qual os íons negativos formados foram atraídos para um eletrodo que quantificou a diferença de potencial formado.

### 3.5.3 Determinação do fluxo, emissão média e acumulada dos gases

A equação (1) geral do cálculo do fluxo dos gases foi definida como:

$$\text{Fluxo} = (\delta [\text{gás}] / \delta t) \times (V_h / A) \times ((1 - e/P) / V_M) \quad (1)$$

Em que:  $(\delta [\text{gás}] / \delta t)$  = alteração da concentração do gás em função do tempo ( $\text{mol gás mol}^{-1} \text{s}^{-1}$ );  $V_h$  = volume da câmara utilizada na amostragem ( $\text{m}^3$ );  $A$  = área da câmara ( $\text{m}^2$ );  $e/P$  = Pressão de água/pressão atmosférica na câmara ( $\text{kPa/kPa}$ );  $V_M$  = Volume molar da câmara ( $\text{m}^3 \text{mol}^{-1}$ ).

A emissão média de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$  foi calculada pela média dos fluxos de cada gás nas cinco câmaras para cada manejo do solo e dia de coleta, considerando assim tanto o período chuvoso quanto o seco.

A emissão média acumulada correspondeu ao período de um ano e foi calculada a partir da emissão média diária dos gases por meio da interpolação linear de pontos de dados entre dois períodos de amostragem e integração numérica da área subjacente, utilizando a regra do trapézio (WHITTAKER; ROBINSON, 1967).

As emissões acumuladas calculadas dos três gases foram convertidas para C-equivalente (C-eq.) de modo que a magnitude de emissão de cada gás e o seu respectivo potencial de aquecimento possam ser comparada em uma escala de grandeza única (Equações 2, 3 e 4).

$$\text{Ceq.CO}_2 = \text{CO}_2 * (12/44) \quad (2)$$

$$\text{Ceq.N}_2\text{O} = \text{N}_2\text{O} * (44/28) * (12/44) * 265 \quad (3)$$

$$\text{Ceq.CH}_4 = \text{CH}_4 * (16/12) * (12/44) * 28 \quad (4)$$

Em que:  $\text{CO}_2$  = fluxo de  $\text{CO}_2$ ;  $\text{N}_2\text{O}$  = fluxo de  $\text{N}_2\text{O}$ ;  $\text{CH}_4$  = fluxo de  $\text{CH}_4$ ;  $(12/44)$  = relação entre o peso molecular do carbono e do  $\text{CO}_2$ ;  $(44/28)$  = relação entre o peso molecular do  $\text{N}_2\text{O}$  e do nitrogênio;  $(16/12)$  = relação entre o peso molecular do  $\text{CH}_4$  e do carbono; 265 = potencial de aquecimento global do  $\text{N}_2\text{O}$  em relação ao  $\text{CO}_2$  no horizonte de tempo de 100 anos; 28 = potencial de aquecimento global do  $\text{CH}_4$  em relação ao  $\text{CO}_2$ .

### 3.5.4 Coleta e análise do solo

Para cada sistema de manejo (*i.e.*, SPC, ILP1 e IPL2) foram realizadas amostragens do solo em cinco trincheiras em junho de 2019, sendo uma trincheira central, cercada das outras quatro, as quais possuíam 60 centímetros (cm) de altura, largura e profundidade. Em cada trincheira foram amostradas três paredes com menor distúrbio no momento da abertura. Neste caso, a amostra analisada de cada trincheira (réplica) foi composta de 3 subamostras (paredes da trincheira) nas profundidades de solo 0-20 e 20-40 cm.

Nessas amostras, determinou-se o conteúdo de água por meio de amostra de solo pesada úmida e seca em estufa a 105°C até massa constante, e a densidade aparente do solo. O resultado destas variáveis subsidiou o cálculo do espaço poroso ocupado por água (EPOA%), considerando a equação (5) conforme Linn e Dora (1984).

$$\text{EPOA (\%)} = (U_g \times D_s \times 100\%) / [1 - (D_s/D_p)] \quad (5)$$

Onde:  $U_g$ = umidade gravimétrica do solo.  $D_s$ = densidade aparente do solo.  $D_p$ =densidade das partículas, considerando o valor de 2,65 kg dm<sup>-3</sup>.

### 3.5.5 Análise estatística

Os dados relacionados à estação, ou seja, período chuvoso e seco foram tratados pela análise não-paramétrica de Mann-Whitney ( $p=0,05$ ), considerando num primeiro momento dois grupos (*i.e.*, seco e chuvoso) e depois, adicionando os sistemas de manejo de solo (*i.e.*, seco e chuvoso x VN, SPC, ILP1 e ILP2). Já os resultados de emissão média e acumulada de GEE (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O) pelo solo relacionando ao uso e manejo do solo foram baseados em um experimento com delineamento inteiramente casualizado com cinco repetições nas quatro áreas avaliadas (VN, SPC, ILP1 e ILP2), os quais foram submetidos à análise paramétrica de distribuição normal (Shapiro-Wilk) e teste de homogeneidade de variância (Levene e Bartlett) para assim prosseguir com a análise de variância (ANOVA).

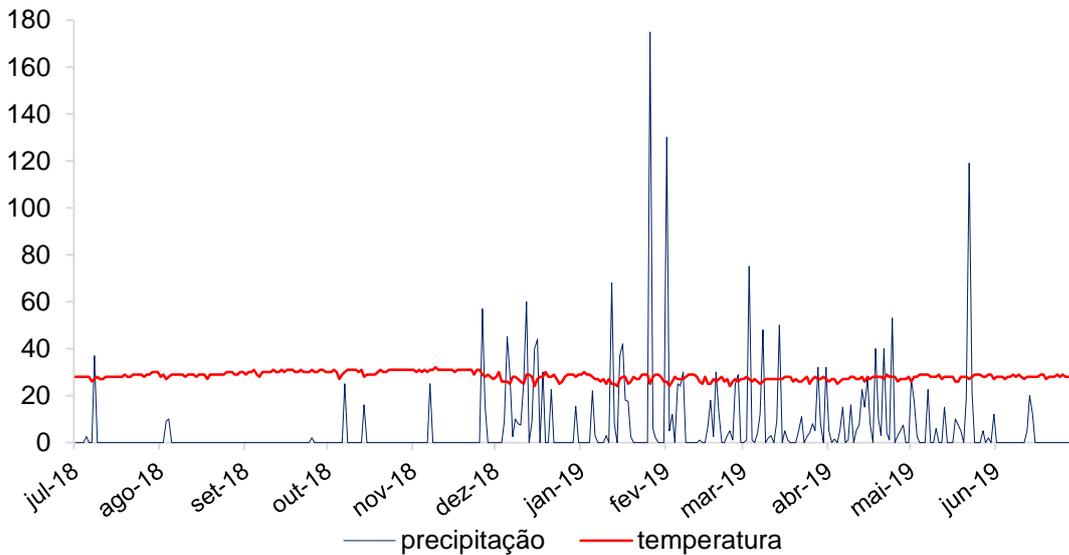
Posteriormente, quando significativo, aplicou-se o teste Tukey ( $p < 0,05$ ) para comparação das médias entre as áreas estudadas. Estas análises estatísticas foram realizadas por meio do Programa Statistical Analysis System (SAS).

### 3.6 Resultados

#### 3.6.1 Condições ambientais

A precipitação no período deste estudo (jul/18 a jun/19) foi de 2.263 mm (Figura 18), sendo a precipitação no período chuvoso de 2.027 mm. A menor e a maior precipitação diária foram de 0 a 175 mm; na estação chuvosa, já na seca foi de 0 e 37 mm respectivamente. A precipitação acumulada mensal mínima e máxima foi de 2 (set/18) e 404 mm (jan/19) respectivamente.

Figura 18 - Precipitação (em mm) e temperatura (em °C) da Fazenda Barbosa em Brejo, MA

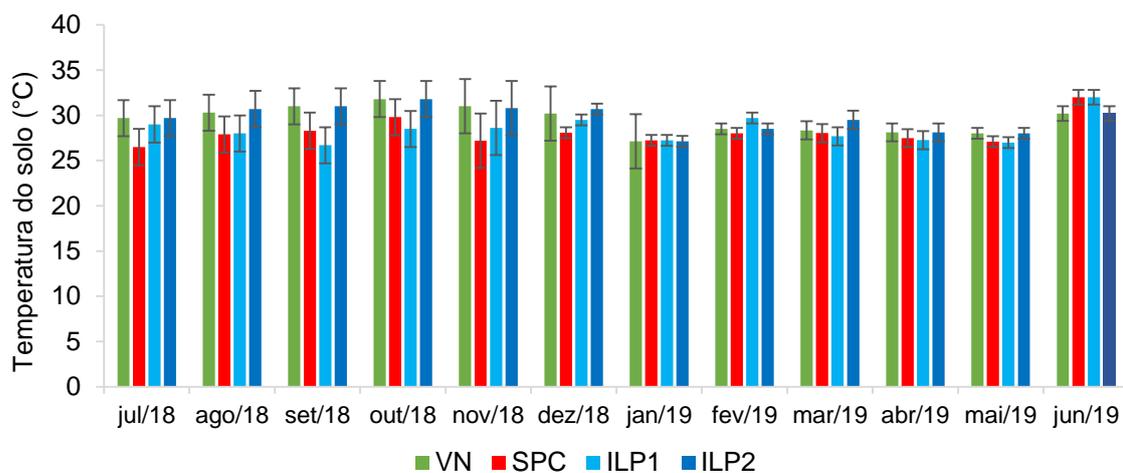


O período de seca foi caracterizado com baixa precipitação (236 mm) e com temperatura variando entre 27 a 31°C, sendo a temperatura média de 29°C. O período chuvoso obteve alta precipitação (2.027 mm) e temperatura entre 24 e 30°C, na qual a média deste período foi de 27°C. A diferença entre a média do período chuvoso e o período seco foi de 2°C. A diferença entre o mês com menor temperatura (*i.e.*, 26,7°C - fevereiro) e com maior temperatura (*i.e.*, 30,4°C - novembro) foi de 3,7°C.

### 3.6.2 Condições do solo

A temperatura do solo, a 5 cm de profundidade, apresentou variação de 26,5 a 31,8°C (Figura 19), tendo uma média de 28,9°C. As médias das temperaturas durante as coletas entre as áreas foram de 29,5; 28,1; 28,4 e 29,6°C para VN, SPC, ILP1 e ILP2 respectivamente.

Figura 19 - Temperatura do solo a 5 cm de profundidade (em °C) da Fazenda Barbosa em Brejo, MA



VN: Vegetação Nativa; SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações.

O EPOA do solo variou de 6% a 47% nos diferentes manejos do solo, sendo a média de 21%. A VN obteve os maiores valores de 38% e 47% na camada de 0-20 e de 20-40 cm respectivamente (Tabela 2). O valor médio de EPOA foi de 19% para a camada de 0-20 cm e de 24% para a camada de 20-40 cm.

Tabela 2 - Espaço poroso ocupado por água no solo da Fazenda Barbosa em Brejo, MA

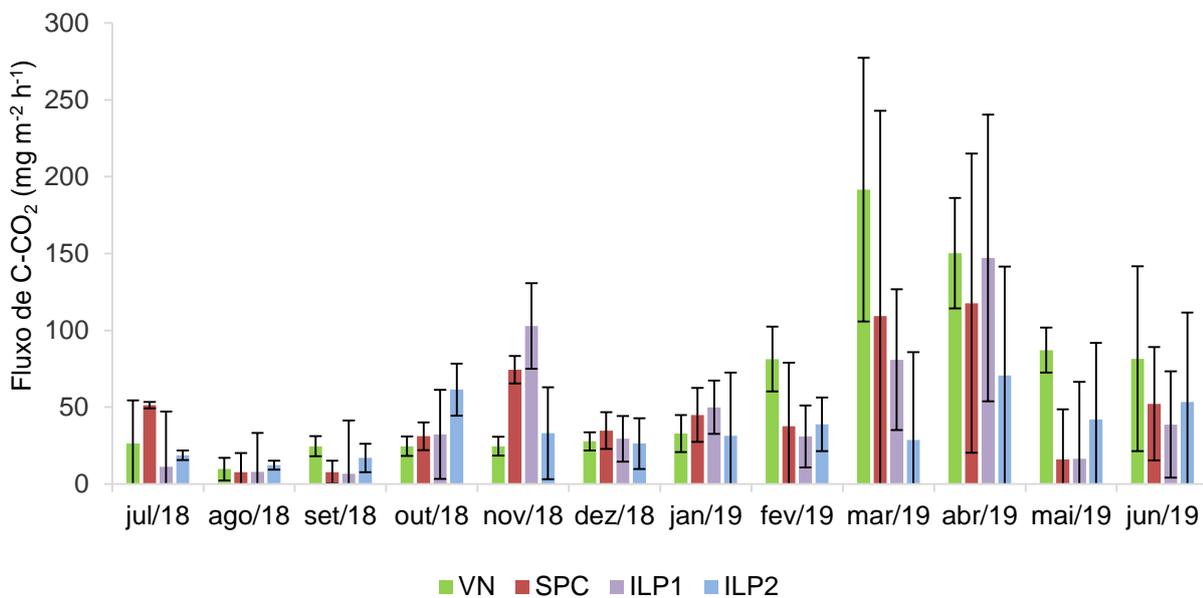
Manejo do solo	Camada do solo	
	0-20 cm	20-40 cm
Espaço Poroso Ocupado por Água (%)		
VN	38	47
SPC	13	21
ILP1	20	19
ILP2	6	8

VN: Vegetação Nativa; SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações

### 3.6.3 Fluxo mensal e emissão acumulada de C-CO<sub>2</sub>

O fluxo de C-CO<sub>2</sub> mensal variou entre 6,59 e 191,56 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> durante o período de experimento (Figura 20), sendo que este fluxo variou de 6,59 a 102,89 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> no período seco, com valores extremos nos meses de set/2018 e nov/2018 respectivamente, e de 16,04 a 191,56 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> no período chuvoso, nos meses de mai/2019 e mar/2019 respectivamente.

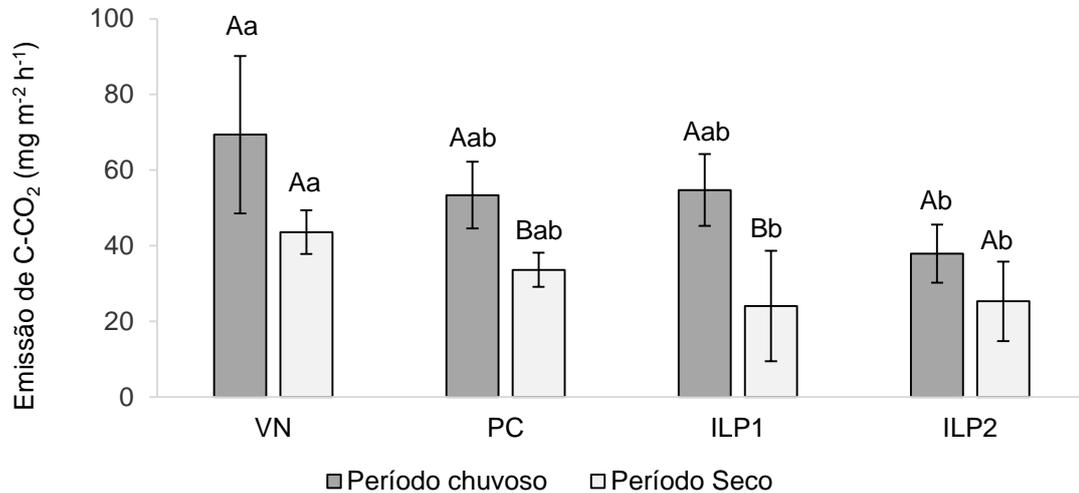
Figura 20 - Fluxo médio mensal de C-CO<sub>2</sub> em mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> pelo solo durante um ano nos diferentes sistemas de manejo do solo na produção de soja na Fazenda Barbosa do município de Brejo, MA



VN: Vegetação Nativa; SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações

Quanto à emissão média de C-CO<sub>2</sub>, notou-se diferença estatística entre o período chuvoso e seco ( $p < 0,001$ ), sendo que houve uma emissão média maior em até 63% pelo solo quando comparada ao período seco, entretanto, a diferença só se manteve para o SPC e ILP1 (Figura 21) quando avaliado o uso e os diferentes manejo do solo para produção de soja. Tanto na estação seca como chuvosa, a VN apresentou maior emissão de C-CO<sub>2</sub> e a ILP2 menor emissão deste gás, sendo que na estação seca compartilha esta posição com a ILP1.

Figura 21 - Taxa de emissão média de C-CO<sub>2</sub> no período de inverno e verão nos diferentes sistemas de manejos do solo na produção de soja na Fazenda Barbosa do município de Brejo, MA



VN: Vegetação Nativa; SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações. Média  $\pm$  Desvio padrão. Médias das estações seguidas pelas mesmas letras maiúsculas se referem a não diferença estatística significativa pelo teste de Mann-Whitney ( $p \leq 0,05$ ). Médias dos manejos do solo seguidas pelas mesmas letras minúsculas se referem a não diferença estatística significativa pelo teste Tukey ( $p \leq 0,05$ )

O fluxo diário de C-CO<sub>2</sub> mínimo e máximo foi de 3,31 e 447,82 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> respectivamente durante o período de experimento (Tabela 3). O fluxo médio de C-CO<sub>2</sub> foi de 49,22  $\pm$  9,75 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, com emissão média de 64, 49, 48 e 35 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para VN, SPC, ILP1 e ILP2 respectivamente, sendo verificada menor emissão média somente para ILP2 entre os sistemas de manejo do solo.

Tabela 3 - Emissão de C-CO<sub>2</sub> em diferentes sistemas de manejo de solo na produção de soja na Fazenda Barbosa no município de Brejo, MA

Manejo do solo	Mínima	Máxima	Média	Desvio padrão	CV	Acumulada	CV	C <sub>equivalente</sub>
	————(mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )————			(± mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	(%)	(kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	(%)	(kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )
VN	9,71	447,81	64,00 a	17,25	27	4.772,22 a	38	1.289,35
SPC	6,13	302,71	49,30 ab	6,61	13	3.745,13 a	31	1.011,52
ILP1	3,31	288,55	48,30 ab	9,54	20	3.238,33 a	21	874,32
ILP2	5,3	147,93	35,30 b	5,63	16	2.354,22 a	48	636,11
Período chuvoso								
VN	9,71	447,82	69,37 Aa	20,79	30	3.684,22 Aa	43	994,33
SPC	12,72	302,73	53,39 Aab	8,67	16	2.714,31 Aab	24	733,24
ILP1	4,33	288,55	59,74 Aab	9,56	18	2.747,43 Aab	16	742,31
ILP2	5,34	147,93	37,92 Ab	7,27	19	1.585,24 Ab	55	428,44
Período seco								
VN	9,74	123,11	43,58 Aa	5,79	13	1.088,24 Ba	36	294,11
SPC	6,13	80,93	32,33 Bab	4,45	13	1.031,13 Ba	75	278,43
ILP1	3,31	105,65	24,06 Bb	14,6	61	492,44 Ba	110	133,11
ILP2	7,54	46,15	25,31 Ab	10,54	42	769,32 Ba	57	208,44

VN: Vegetação Nativa; SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações. CV: Coeficiente de Variação. Médias das estações seguidas pelas mesmas letras maiúsculas se referem a não diferença estatística significativa pelo teste de Mann-Whitney ( $p \leq 0,05$ ). Médias dos manejos do solo seguidas pelas mesmas letras minúsculas se referem a não diferença estatística significativa pelo teste Tukey ( $p \leq 0,05$ )

A ILP2 apresentou menor emissão média de C-CO<sub>2</sub> no sistema solo-atmosfera em relação aos outros manejos do solo, possuindo a tendência de representar a melhor opção de manejo na produção de soja nas condições edafoclimáticas desta pesquisa. A adoção de ILP2 pode levar a uma redução de 40% de emissão média de C-CO<sub>2</sub> em relação ao SPC em C<sub>equivalente</sub>. Entretanto, em relação à emissão acumulada de C-CO<sub>2</sub> não se verificou diferença estatística entre os manejos do solo (Tabela 3), porém, em valor absoluto, o ILP2 apresentou a menor emissão acumulada e cerca de 42% menor em comparação ao SPC.

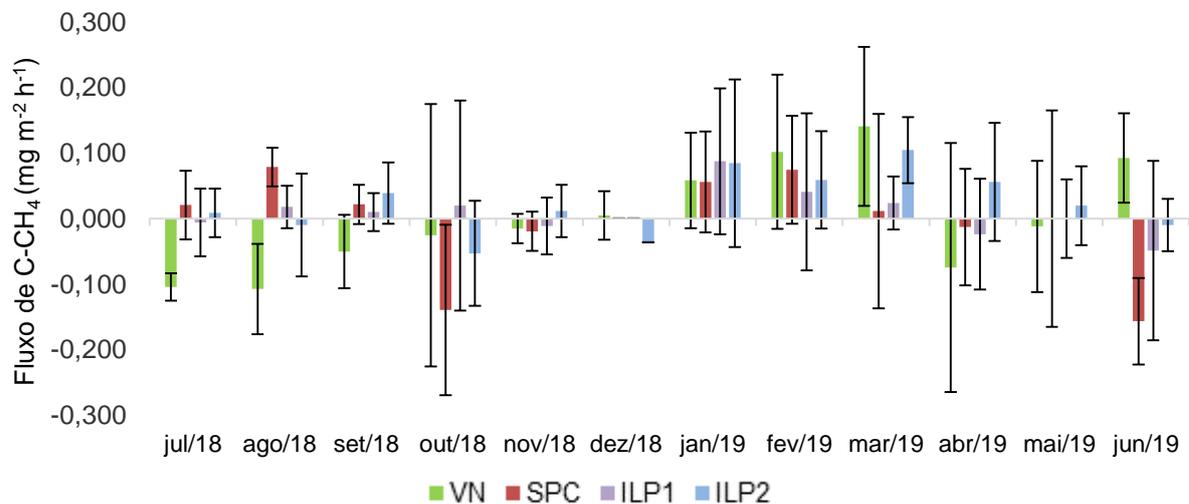
Quanto à emissão acumulada de C-CO<sub>2</sub> em C<sub>eq</sub>, obteve-se valores de emissão acumulada de 636, 874 e 1.011 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para ILP2, ILP1 e SPC respectivamente,

sendo o período chuvoso responsável pelas maiores emissões quando comparado a estação seca, assim a participação de emissão deste gás na estação chuvosa foi de 77, 72, 84 e 67 % em VN, SPC, ILP1 e ILP2 da emissão total respectivamente.

### 3.6.4 Emissão média e acumulada de C-CH<sub>4</sub>

O fluxo mensal de C-CH<sub>4</sub> variou entre -0,156 e 0,141 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> durante o período dessa pesquisa (Figura 22). Na estação seca, o fluxo mensal de C-CH<sub>4</sub> foi de - 0,156 a 0,093 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> e na estação chuvosa, foi de - 0,074 a 0,141 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. A menor e a maior emissão mensal foi de - 0,156 (junho) e 0,141 (março) mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> respectivamente. Nota-se um influxo maior de C-CH<sub>4</sub> no período seco e um maior efluxo no chuvoso.

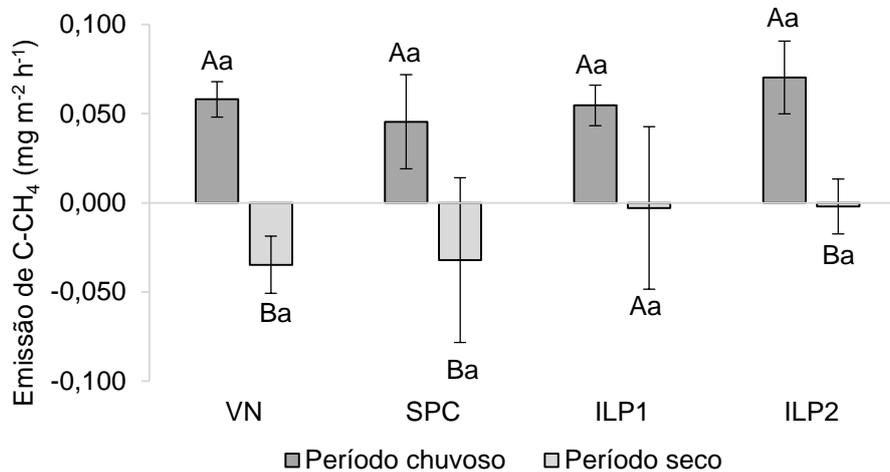
Figura 22 - Fluxo médio mensal de C-CH<sub>4</sub> em mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> pelo solo durante um ano em diferentes sistemas de manejo do solo na produção de soja na Fazenda Barbosa no município de Brejo, MA



VN: Vegetação Nativa; SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações

Quanto à emissão média de C-CH<sub>4</sub>, houve diferença entre o período chuvoso e seco ( $p < 0,001$ ) independente do manejo do solo. Quando considerado todas as áreas, observa-se a mesma tendência de diferença significativa estatística por tipo de estação, exceto para ILP1 (Figura 23). Assim, verifica-se que na estação chuvosa houve uma emissão de C-CH<sub>4</sub> (efluxo) enquanto que no período seco verificou-se influxo (*i.e.*, consumo de CH<sub>4</sub>).

Figura 23 - Taxa de emissão média de C-CH<sub>4</sub> no período de inverno e verão em diferentes sistemas de manejos do solo na produção de soja na Fazenda Barbosa no município de Brejo, MA.



VN: Vegetação Nativa; SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações. Média  $\pm$  Desvio padrão. Médias das estações seguidas pelas mesmas letras maiúsculas se referem a não diferença estatística significativa pelo teste de Mann-Whitney ( $p \leq 0,05$ ). Médias dos manejos do solo seguidas pelas mesmas letras minúsculas se referem a não diferença estatística significativa pelo teste Tukey ( $p \leq 0,05$ )

A emissão média de C-CH<sub>4</sub> foi de  $0,04 \pm 0,016$  mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, sendo que se obteve emissão média de 0,04; 0,03; 0,04 e 0,06 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para VN, SPC, ILP1 e ILP2 respectivamente (Tabela 4). Não houve diferença significativa entre a emissão média e acumulada de C-CH<sub>4</sub> entre os sistemas de manejos dos solos, exceto no período de seca, na qual a VN apresentou-se como o uso do solo com maior consumo de CH<sub>4</sub> em relação aos manejos do solo para produção de soja.

Tabela 4 - Emissão de C-CH<sub>4</sub> em diferentes manejos sistemas de manejo de solo na produção de soja na Fazenda Barbosa no município de Brejo, MA

Manejo do solo	Mínima	Máxima	Média	Desvio padrão	CV	Acumulada	CV	C <sub>equivalente</sub>
	-----( $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ )-----			( $\pm \text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ )	(%)	( $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ )	(%)	( $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ )
VN	-0,21	0,46	0,04 a	0,0095	24	0,56 a	202	5,71
SPC	-0,38	0,55	0,03 a	0,0215	73	0,36 a	367	3,65
ILP1	-0,36	0,54	0,04 a	0,0151	35	0,96 a	34	9,72
ILP2	-0,5	0,73	0,06 a	0,0181	33	2,04 a	92	20,81
Período chuvoso								
VN	-0,21	0,96	0,06 Aa	0,0099	17	1,78 Aa	48	18,09
SPC	-0,26	0,55	0,05 Aa	0,0264	58	0,99 Aa	92	10,10
ILP1	-0,17	0,54	0,06 Aa	0,0114	21	0,89 Aa	57	9,07
ILP2	-0,5	0,73	0,07 Aa	0,0204	29	2,10 Aa	77	21,41
Período seco								
VN	-0,13	0,19	-0,04 Ba	0,016	46	-1,22 Bb	23	-12,40
SPC	-0,38	0,11	-0,03 Ba	0,0462	144	-0,63 Aa	594	-6,46
ILP1	-0,36	0,42	0,00 Aa	0,0456	1584	-0,07 Aa	683	0,71
ILP2	-0,12	0,08	0,00 Ba	0,0154	733	-0,06 Aa	718	-0,60

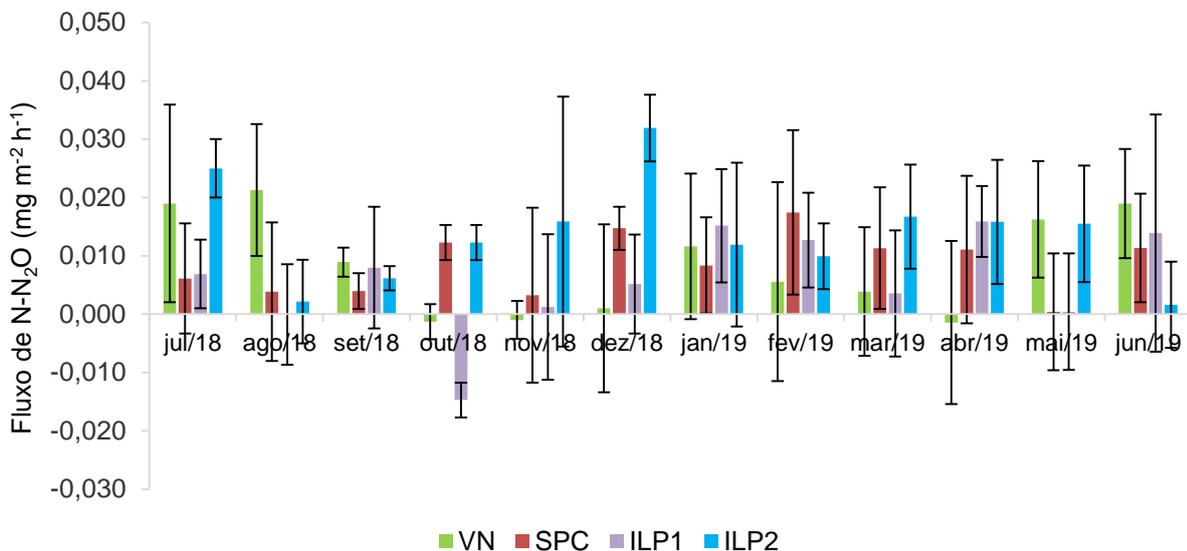
VN: Vegetação Nativa; SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações. CV: Coeficiente de Variação. Médias das estações seguidas pelas mesmas letras maiúsculas se referem a não diferença estatística significativa pelo teste Tukey ( $p \leq 0,05$ ). Médias dos manejos do solo seguidas pelas mesmas letras minúsculas se referem a não diferença estatística significativa pelo teste Tukey ( $p \leq 0,05$ )

Os valores foram próximos a zero independente do manejo do solo. Ainda em relação à emissão média de C-CH<sub>4</sub>, observa-se maiores valores de coeficiente de variação (CV) no período seco comparado ao período chuvoso e na emissão acumulada total. Os valores acumulados de C-CH<sub>4</sub> expresso em C<sub>eq</sub> variaram de 5,71 a 20,81  $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ , sendo o período chuvoso responsável pelos efluxos quando comparado a estação seca.

### 3.6.5 Emissão média e acumulada de N-N<sub>2</sub>O

O fluxo médio mensal de N-N<sub>2</sub>O variou de -0,015 a 0,032 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (Figura 24), sendo a média de 0,01± 0,002 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> independentemente do sistema de manejo do solo. O valor de fluxo diário mínimo foi de -0,05 e máximo de 0,07 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> durante as coletas. As aplicações de fertilizante nitrogenado ocorreram em conjunto com a semeadura entre o período de jan-fev de 2019, sendo a ILP2 e ILP1 em janeiro e o SPC em fevereiro, observou-se aumento de emissão média do mês desta aplicação em relação ao mês anterior para o SPC e a ILP1.

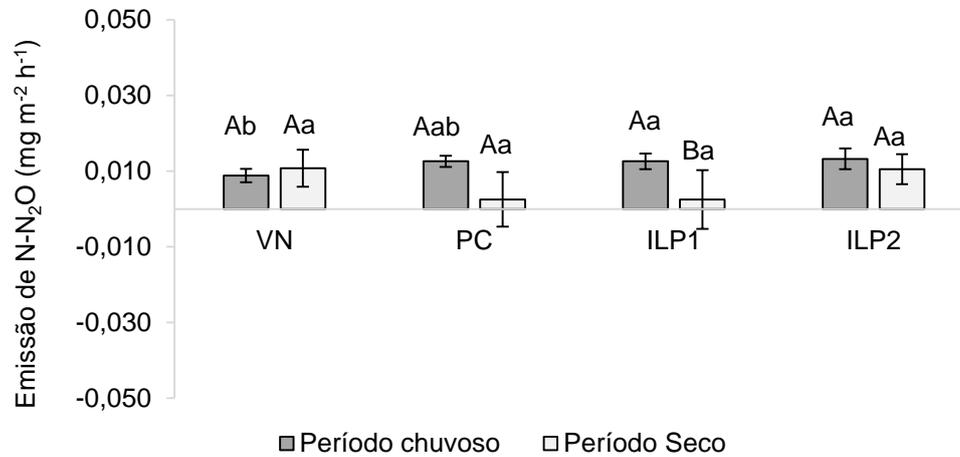
Figura 24 - Fluxo médio mensal de N-N<sub>2</sub>O em mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> pelo solo em diferentes sistemas de manejos do solo na produção de soja durante um ano da Fazenda Barbosa em Brejo (MA)



VN: Vegetação Nativa; SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações

Nas emissões médias de N-N<sub>2</sub>O verificaram diferença entre o período chuvoso e seco ( $p=0,0326$ ). Entretanto, ao considerar as estações associadas aos sistemas de manejo do solo, constatou-se diferença estatística significativa apenas para a ILP1 (Figura 25).

Figura 25 - Taxa de emissão média de N-N<sub>2</sub>O no período de inverno e verão em diferentes sistemas manejos do solo na produção de soja na Fazenda Barbosa no município de Brejo, MA



VN: Vegetação Nativa; SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações. Média  $\pm$  desvio padrão. Médias das estações seguidas pelas mesmas letras maiúsculas se referem a não diferença estatística significativa pelo teste de Mann-Whitney ( $p \leq 0,05$ ). Médias dos manejos do solo seguidas pelas mesmas letras minúsculas se referem a não diferença estatística significativa pelo teste Tukey ( $p \leq 0,05$ )

A emissão média de N-N<sub>2</sub>O foi de  $0,010 \pm 0,002$ ;  $0,011 \pm 0,003$  e  $0,013 \pm 0,002$  mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para o SPC, a ILP1 e a ILP2 respectivamente (Tabela 5). Não houve diferença estatística significativa para a emissão média entre os manejos do solo, exceto para o período chuvoso no qual a VN e os ILPs foram o manejo do solo com menor e maior emissão de N-N<sub>2</sub>O respectivamente.

Tabela 5 - Emissão de N-N<sub>2</sub>O em diferentes sistemas de manejos de solo na produção de soja na Fazenda Barbosa no município de Brejo, MA

Manejo do solo	Mínima	Máxima	Média	Desvio padrão	CV	Acumulada	CV	C <sub>equivalente</sub>
	----- (mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> ) -----			(± mg m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	(%)	(kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	(%)	(kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )
VN	-0,05	0,04	0,009 a	0,0016	19	0,49 b	40	56,07
SPC	-0,02	0,04	0,010 a	0,0025	24	0,66 ab	26	74,7
ILP1	-0,05	0,07	0,011 a	0,0030	32	0,47 b	81	53,79
ILP2	-0,05	0,05	0,013 a	0,0016	13	0,98 a	14	110,3
Período chuvoso								
VN	-0,05	0,04	0,008 Ab	0,0018	18	0,22 Ab	50	25,17
SPC	-0,02	0,04	0,011 Aab	0,0015	12	0,44 Aa	11	50,07
ILP1	-0,05	0,07	0,013 Aa	0,0021	15	0,45 Aa	36	51,07
ILP2	-0,05	0,04	0,013 Aa	0,0028	21	0,62 Aa	20	70,45
Período seco								
VN	-0,02	0,04	0,011 Aa	0,0049	45	0,27 Aa	67	30,9
SPC	-0,01	0,04	0,003 Aa	0,0072	102	0,22 Aa	81	24,63
ILP1	-0,05	0,03	0,003 Ba	0,0078	286	0,02 Ba	1167	2,73
ILP2	-0,01	0,05	0,011 Aa	0,0039	39	0,36 Ba	18	40,85

VN: Vegetação Nativa; SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações. CV: Coeficiente de Variação. Médias das estações seguidas pelas mesmas letras maiúsculas se referem a não diferença estatística significativa pelo teste de Mann-Whitney ( $p \leq 0,05$ ). Médias dos manejos do solo seguidas pelas mesmas letras minúsculas se referem a não diferença estatística significativa pelo teste Tukey ( $p \leq 0,05$ )

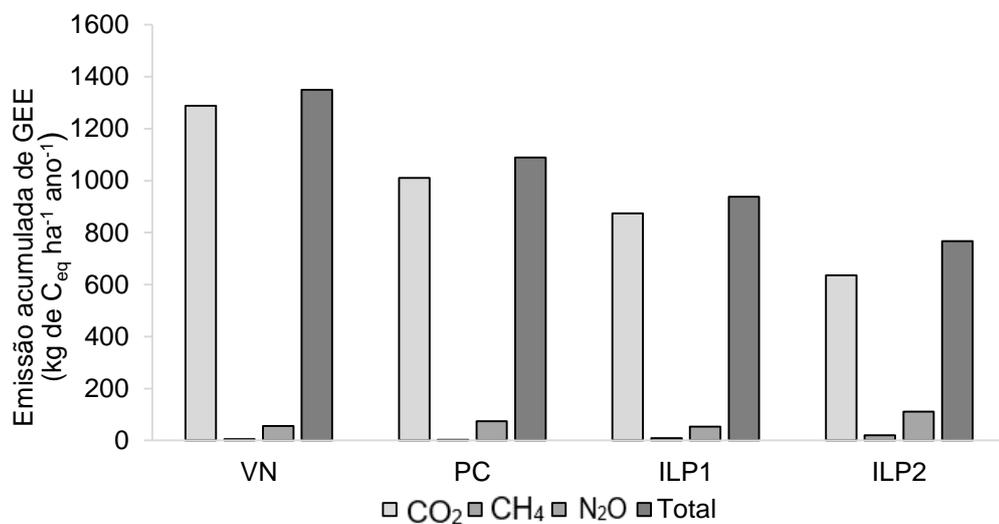
Quanto à emissão acumulada de N-N<sub>2</sub>O, notou-se maior valor para ILP2 (0,98 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) e menor para VN (0,49 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) e ILP1 (0,47 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>); e o SPC com emissão intermediária de 0,66 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Verificou-se alto valor de CV no período seco (Tabela 5). Em termos de C<sub>eq</sub>, constatou-se maior emissão de N-N<sub>2</sub>O para a ILP2 (110 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) e menor para a VN (56 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), na qual não houve aporte fertilizantes nitrogenados, a emissão acumulada daquele manejo do solo para produção agropecuária foi 32% maior que no SPC (75 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>).

### 3.6.6 Emissão acumulada total de GEE

Dentre as emissões totais de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O expressas em C<sub>eq</sub> observa-se a maior contribuição de CO<sub>2</sub> independente do sistema de manejo do solo, sendo a contribuição do metano próxima de zero e do óxido nitroso entre 56,07 e 111,30 kg de C<sub>eq</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Figura 26). A emissão acumulada total dos GEE foi de 1350,14 kg de C<sub>eq</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para a VN, enquanto que os sistemas de manejo

apresentaram emissões de 767,69; 937,87 e 1.089,45 kg de  $C_{eq}$   $ha^{-1}$   $ano^{-1}$  para ILP2, ILP1 e SPC respectivamente. Em relação ao ILP2, verifica-se emissão de 635,59 kg de  $C_{eq}$   $ha^{-1}$   $ano^{-1}$  e de 20,81 kg de  $C_{eq}$   $ha^{-1}$   $ano^{-1}$  para  $CO_2$  e  $CH_4$  respectivamente, possuindo maiores emissões de  $N_2O$  (111,30 kg de  $C_{eq}$   $ha^{-1}$   $ano^{-1}$ ) quando comparado aos outros sistemas de manejos do solo.

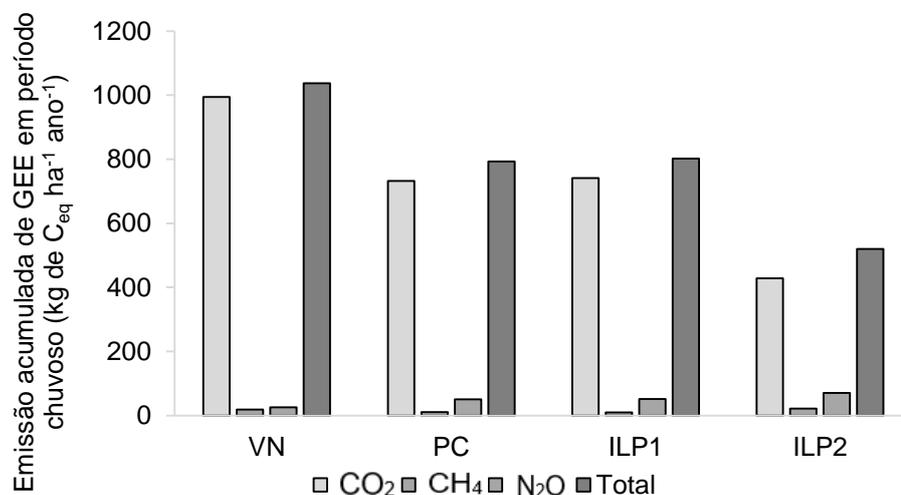
Figura 26 - Emissão acumulada total de GEE em  $C_{equivalente}$  em diferentes sistemas de manejos do solo na produção de soja da Fazenda Barbosa em Brejo, MA



VN: Vegetação Nativa; SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações

A emissão acumulada total em  $C_{eq}$  é maior no período chuvoso, principalmente, pois reflete a emissão de  $C-CO_2$ , na qual foi evidenciada a diferença entre as estações e possui maior participação que os outros dois gases estudados (Figura 27). Além disso, observou-se influxo somente no período seco de  $CH_4$ . No período chuvoso, verificou-se menores emissões acumulada para a ILP2 (428,44 kg de  $C_{eq}$   $ha^{-1}$   $ano^{-1}$ ) em relação aos outros sistemas de manejo e maiores valores para VN (994,33 kg de  $C_{eq}$   $ha^{-1}$   $ano^{-1}$ ).

Figura 27 - Emissão acumulada total de GEE em  $C_{\text{equivalente}}$  total em período chuvoso e para os diferentes sistemas de manejos do solo na produção de soja da Fazenda Barbosa em Brejo, MA



VN: Vegetação Nativa; SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações

A ILP2 apresentou emissão acumulada de 767,69 kg de  $C_{\text{eq}}$   $\text{ha}^{-1}$   $\text{ano}^{-1}$ , considerando estes três GEE entre o sistema solo-atmosfera e tendo a participação de 83, 3 e 15% de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$  respectivamente. De maneira geral, evidenciam-se as seguintes contribuições médias de 91, 1 e 8% de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$  nas emissões acumuladas totais de GEE independente do uso e sistema de manejo do solo respectivamente (Tabela 6).

Tabela 6 - Contribuição de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$  nas emissões acumuladas totais de GEE (%) nos diferentes sistemas manejos do solo na produção de soja no Leste maranhense

Sistemas de manejo	VN	PC	ILP1	ILP2	Média
$\text{CO}_2$ (%)	95,42	92,8	93,22	82,79	91
$\text{CH}_4$ (%)	0,42	0,34	1,04	2,71	1
$\text{N}_2\text{O}$ (%)	4,15	6,86	5,74	14,50	8
Emissão Total (%)	100	100	100	100	100

VN: Vegetação Nativa; SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações

### **3.7 Discussão**

#### **3.7.1 Condições ambientais**

A precipitação no período deste estudo (jul/18 a jun/19) foi mais elevada (2.263 mm - Figura 15) que o constatado na literatura (1.600 mm - PASSOS et al., 2016). Observou-se que o mês de dezembro de 2018, contribui significativamente para esta elevação, o qual é um mês que não ocorre chuva ou uma precipitação insignificante geralmente (INMET, 2016). Neste caso, podemos observar na literatura definida como ocorrente entre os meses de janeiro a maio (PASSOS et al., 2016). A precipitação registrada nos municípios vizinhos também foi superior à média anual referenciada anteriormente, com 2.070 mm em Chapadinha e 2.134 mm em Mata Roma (INMET, 2019). Quanto à temperatura ambiental, os dados apresentados corroboram com a temperatura média anual acima de 27° C (MARANHÃO, 2002; PASSOS et al., 2016).

#### **3.7.2 Condições do solo**

Verificou-se que os resultados de EPOA deste estudo possuem valores próximos da literatura apesar de incluir apenas o período chuvoso. Os valores de EPOA verificados em áreas agrícolas no Cerrado em Goiás foram afetados pela estação chuvosa, sendo que os maiores valores foram observados para cultura de soja (54%) e a de milho e VN (43%) na camada de 0-5 cm do solo (CRUVINEL et al., 2011). Em outro estudo também no Cerrado de Goiás, constatou-se a estação chuvosa interferindo nesta variável, assim como Metay et al. (2007a), e valores de 19% a 43% de umidade de solo na camada de solo de 0-5 cm (CARVALHO et al., 2014). Na cultura de cana-de-açúcar, verificou-se valor mínimo de 16% e máximo de 50% e média de 33% de EPOA (BENTO et al., 2018).

Em relação a temperatura do solo a 5 cm de profundidade do solo, os resultados apresentaram valores próximos ao relatada na literatura, sendo que Cruvinel et al. (2011) obtiveram uma temperatura mínima e máxima de 17,7°C a 34,2°C no Cerrado de Goiás, sendo os menores valores relatados na rotação feijão e milho com temperaturas de 17,7°C a 25,0°C. Metay et al. (2007a) em Cerrado goiano

também, verificou valores de 23,6 e de 28,6°C nas superfícies do solo e a 10 cm de profundidade em manejo sob SPD e SPC respectivamente.

### 3.7.3 Emissão média e acumulada de C-CO<sub>2</sub>

A ILP2 apresentou as menores emissões médias e acumulada no período chuvoso de C-CO<sub>2</sub>. Apesar da diferença estatística não ter sido comprovada na emissão acumulada total entre os sistemas de manejo do solo na produção agropecuária do leste maranhense, caracteriza-se como a melhor alternativa pelas menores emissões de C-CO<sub>2</sub> do solo para atmosfera constatadas em relação aos outros sistemas de manejo do solo.

Os resultados mostraram que a partir de dez/2018, a emissão de C-CO<sub>2</sub> eleva-se, atingindo o seu ápice em abr/2019 quando a soja está em período reprodutivo e de enchimento de grãos. A emissão de C-CO<sub>2</sub> proveniente do solo são resultados de: a) a atividade de raízes e organismos da rizosfera associada; b) atividade bacteriana e fúngica em solo e; c) atividade da macrofauna (SILVA-OLAY et al., 2013; OERTEL et al., 2016).

Desse modo, a emissão média de C-CO<sub>2</sub> aumenta nos meses de período chuvoso, devido ao aumento de biomassa com a semeadura (*i.e.*, cultura principal, a soja) e a maior precipitação pluviométrica, a qual proporciona o estabelecimento desta espécie vegetal bem como o seu desenvolvimento. E, conseqüentemente, há um aumento da atividade da biota do solo do Cerrado (DOIHARA, 2015; SANTOS et al., 2016; LAMMEL et al., 2017).

Na estação chuvosa, os fluxos de CO<sub>2</sub> apresentaram maiores emissões acumuladas no Cerrado do leste maranhense, evidenciando sua influência devido à sazonalidade climática, isto, pois a umidade do solo controla a atividade microbiana no solo e seus processos (FRAZÃO, 2007; SIQUEIRA NETO et al., 2009; SAVAGE, et al., 2014; TANG et al., 2018), que verificaram que a variação da umidade do solo é um dos fatores dominantes na emissão dos GEE's. Na emissão de C-CO<sub>2</sub> no Cerrado de Goiás também foi verificada diferença entre o período úmido e seco (VASCONCELOS et al., 2018b) assim como no Cerrado do Mato-Grosso (VASCONCELOS et al., 2018a).

A variação de emissão média de C-CO<sub>2</sub> nos sistemas de manejos do solo ( $44,32 \pm 9,75 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) e VN ( $64 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) foi menor que em outras pesquisas no Cerrado de modo geral. Desse modo, no Cerrado goiano verificou-se emissão média de 110, 135 e 75  $\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  de C-CO<sub>2</sub> para a VN, pastagem e SPC respectivamente (SIQUEIRA NETO et al., 2011); no Cerrado próximo a região amazônica constatou valores de 56, 68 e 98  $\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  em SPD, SPC e VN, sendo os fluxos médios de 97,8  $\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  na estação seca e de 183,6  $\text{mg C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  na estação chuvosa (CARVALHO et al., 2009). Em outro estudo no Cerrado goiano, o fluxo de C-CO<sub>2</sub> no solo da vegetação nativa foi de 64  $\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  C-CO<sub>2</sub> na estação seca e de 187  $\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  C-CO<sub>2</sub> na estação chuvosa (CRUVINEL et al., 2011).

Este fato associa-se, provavelmente, devido as áreas de cultivo presentes na Fazenda Barbosa, bem como em toda a microrregião de Chapadinha, apresentar um baixo aporte de resíduos culturais no SPD, uma vez que os produtores focalizam esforços apenas para a cultura da soja, ou seja, não há um SPD bem estabelecido para a região.

A emissão acumulada média de CO<sub>2</sub> em C<sub>eq</sub> variou entre 636 a 1.011  $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de C<sub>eq</sub> entre os sistemas de manejos do solo na produção de soja, e a da VN foi de 1289  $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de C<sub>eq</sub>. Estes resultados não apresentaram diferenças estatísticas entre os sistemas de manejo do solo. Entretanto, no período chuvoso, os resultados apresentaram uma menor emissão acumulada para ILP2 e maiores valores para a VN. Maiores magnitudes de valores foram encontradas por Vasconcelos et al. (2018a), os quais verificaram emissões de CO<sub>2</sub> na vegetação nativa de 1.970  $\text{kg de C}_{\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de C-CO<sub>2</sub> em diferentes localidades com Cerrado no Brasil e na região sul do país, sendo que o SPD apresentou menor emissão média deste gás (1.719  $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) comparado ao SPC.

Neste mesmo trabalho, houve uma variação na emissão média de C-CO<sub>2</sub> entre 1.028,2 e 3.090,3  $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  em C<sub>eq</sub> nos diferentes sistemas de manejos do solo, e observou-se maiores emissões médias de CO<sub>2</sub> na região sul do Brasil em SPC (2.328,8  $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de C<sub>eq</sub>) quando comparado aos diferentes manejos do solo no Cerrado (1.659,4 e 1.366,8  $\text{kg de C}_{\text{eq}} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de C-CO<sub>2</sub> para SPC e SPD respectivamente), os autores relacionaram o maior aporte de resíduos culturais naquela região, uma vez que as condições climáticas favorecem o cultivo de inverno, além do revolvimento do solo, associada ao plantio convencional, favorecer a mineralização da MOS.

### 3.7.4 Emissão média e acumulada de C-CH<sub>4</sub>

De modo geral, identificou-se a tendência de efluxo e influxo no período chuvoso e seco respectivamente. A emissão média e acumulada de C-CH<sub>4</sub> na produção de soja nas condições edafoclimática do estudo foi próxima a zero conforme Carvalho et al. (2014) e não apresentou diferenças entre os sistemas de manejo do solo semelhante à Abagandura et al. (2019).

O fluxo médio de C-CH<sub>4</sub> foi de  $0,04 \pm 0,016 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , valores semelhantes ao de Carvalho et al. (2014) no qual verificou um fluxo variando de -0,05 a  $0,06 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , obtendo média de emissão de -0,05, 0,01; -0,01 e -0,01 para áreas com VN, pastagem, lavoura e ILP respectivamente, com efluxo apenas para a pastagem, assim como Siqueira et al. (2011). No Cerrado do Mato Grosso do Sul, Salton et al. (2014) verificaram apenas influxo para o SPC, SPD e ILP. Enquanto que nesta pesquisa, nos fluxos médios e acumulados houve influxo apenas no período seco e a diferença estatística significativa só foi verificada na emissão acumulada da estação seca, permitindo afirmar que a VN teve maiores taxas de absorção neste período assim como Vasconcelos et al. (2018b) que evidenciaram maiores taxas de absorção no sistema nativo ( $-10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ).

Ao contrário de nossos resultados, Vasconcelos et al. (2018a) encontraram emissões de CH<sub>4</sub> em SPC, enquanto que o consumo foi observado no SPD, independente da região. O fato dos nossos resultados terem apresentado apenas emissão independente do sistema de manejo do solo, pode estar relacionado com a reduzida macroporosidade dos solos da região associada ao seu caráter coeso, que proporciona a elevação da densidade do solo em subsuperfície, causando deficiência na aeração e favorecendo a ocorrência de organismos redutores. Em período de chuva, ocorre a ocupação de poros do solo com água, diminuindo assim a troca gasosa de oxigênio no sistema solo-atmosfera.

De maneira geral, como reflexo da mudança do uso da terra, a tendência é que a macroporosidade diminua e a microporosidade aumente, resultado da baixa porosidade total do perfil do solo; assim como a redução no índice de capacidade de aeração do solo maranhenses (SANTOS et al., 2021). Além disso, o solo arenoso com maior quantidade de microporos que de macroporos (DANTAS et al., 2014) possibilita que no período chuvoso, a infiltração ocorra de maneira lenta que contribui na criação

de condições favoráveis para um ambiente anaeróbico e, conseqüentemente, ocorre a emissão de CH<sub>4</sub>.

Os resultados apresentaram emissão acumulada de C-CH<sub>4</sub> entre 0,36 a 2,04 kg de C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, caracterizando com baixos valores e como fonte de CH<sub>4</sub>, assim como Metay et al. (2007a) que evidenciaram emissão acumulada de 0,245 e 0,403 kg de C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de metano para o plantio direto (*i.e.*, com introdução de braquiária) e convencional respectivamente. E Carvalho identificou variação de -4,35 a 1,03 kg de C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, sendo o efluxo de CH<sub>4</sub> apenas para a pastagem e as outras áreas obtiveram influxo deste gás.

### 3.7.5 Emissão média e acumulada de N-N<sub>2</sub>O

O fluxo médio de N-N<sub>2</sub>O foi de 0,01± 0,0016 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> dentro da amplitude encontrada em outros trabalhos como Vasconcelos et al. (2018b) que identificou emissão média de 0,011 a 0,016 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> e diferença entre período chuvoso e seco, porém não verificou diferença estatística nos diferentes usos do solo (p<0.005).

Já Carvalho et al. (2014) relataram uma amplitude um pouco maior no fluxo médio de -0,021 a 0,07 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> deste gás com emissões médias de 0,004; 0,019; 0,006 e 0,023 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para VN, pastagem, lavoura de soja/milho e ILP respectivamente, sendo também evidenciado que a emissão acumulada é mais elevada para ILP quando comparado a VN com diferença estatística significativa.

Os mesmos autores evidenciaram fluxo anual de 0,35; 1,67; 0,57 e 2,0 kg de N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para VN, pastagem, lavoura de soja/milho e ILP respectivamente, valores semelhantes foram obtidos neste estudo, sendo eles, 0,49; 0,66; 0,47 e 0,98 kg de N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para VN, SPC, ILP1 e ILP2 respectivamente. Diferença estatística foi evidenciada, comprovando maior emissão de N-N<sub>2</sub>O no sistema ILP em ambas as pesquisas. De forma contrária, Abagandura et al. (2019) relataram valores superiores de emissão acumulada de N-N<sub>2</sub>O no SPC comparado ao sistema com rotações de culturas.

A maior emissão acumulada de N<sub>2</sub>O em SPD e ILP é explicada pelo fato do maior adensamento do solo favorecer as condições de desnitrificação no solo, ou seja, a maior concentração de água e menor difusão de O<sub>2</sub> no solo, que induzem a redução do nitrato do solo a N<sub>2</sub>O ou N<sub>2</sub> (PASSIANOTO, 2004). Enquanto, que no SPC, o efeito

é menor pela camada de solo ser revolvida, que permite a entrada de  $O_2$  no sistema (LIU et al., 2007; VASCONCELOS et al., 2018a; CERRI et al., 2018).

E em termos de  $C_{eq}$  para a emissão de  $N_2O$ , observou na literatura valores menores que os resultados deste trabalho como Metay et al. (2007a), os quais obtiveram resultado correspondente a 4,1 e 4,7 kg de  $C_{eq} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  para plantio direto e convencional respectivamente. Entretanto, Vasconcelos et al. (2018a) encontraram valores de 104 a 176 kg  $\text{ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente, para a pastagem e SPD e amplitude de 11 a 314 kg  $\text{ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  mais próximo de nossos valores de 56, 75, 54 e 111 kg de C  $\text{ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  para VN, SPC, ILP1 e ILP2.

### 3.7.6 Emissão acumulada total de GEE

Em termo de  $C_{eq}$ , as emissões anuais de  $CO_2$  variaram entre 636 a 1288 kg  $\text{ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , de  $CH_4$  entre 4 a 21 kg  $\text{ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e de  $N_2O$  entre 54 a 111 kg  $\text{ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , desse modo, evidencia-se taxas de  $CO_2$  abaixo da média de literatura de Cerrado brasileiro e com valores próximos de  $CH_4$  e  $N_2O$ , sendo evidenciado um efluxo médio de  $CH_4$  e não de influxo como alguns trabalhos relatam.

Neste sentido, os resultados apresentaram magnitude de valores menores que os levantados por Vasconcelos et al. (2018a), identificando emissão acumulada de  $CO_2$  variando entre 1.719 e 2.193 kg de  $C_{eq} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente para o SPD e para a VN respectivamente, sendo constatados fluxos médios de  $N_2O$  entre 104 a 176 kg de  $C_{eq} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente para a pastagem e SPD. As maiores emissões de  $CH_4$  foram encontradas na pastagem (22 kg de  $C_{eq} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) e maiores taxas de consumo no sistema nativo (-10 kg de  $C_{eq} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ).

De acordo com os mesmos autores, as maiores emissões acumuladas dos três GEE foram encontradas na pastagem (2,3 Mg  $C_{eq} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), seguida da vegetação nativa (2,0 Mg  $C_{eq} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) e dos sistemas agrícolas em SPC e SPD (1,9 Mg  $C_{eq} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ). De maneira geral, os fatores que influenciaram os fluxos dos GEE nas áreas foram: i) a sazonalidade climática; ii) os atributos físicos do solo (umidade e a densidade do solo); iii) os usos da terra e o manejo e, iv) o uso de fertilizante nitrogenado.

Os resultados apresentaram emissão acumulada total de GEE de 1,1; 0,9 e 0,8 Mg  $C_{eq} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  para SPC, ILP1 e ILP2 respectivamente e de 1,3 Mg  $C_{eq} \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , para VN. Considerando o somatório das emissões de GEE para

todas as áreas, o CO<sub>2</sub> apresentou uma participação relativa de 91 % do total, o N<sub>2</sub>O foi de 8% e o CH<sub>4</sub> de 1%, resultado semelhante ao de Vasconcelos et al. (2018a), que relataram os seguintes valores 92, 7 e menos de 1% para CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> respectivamente.

### 3.8 Conclusão

As emissões médias de C-CH<sub>4</sub> e de N-N<sub>2</sub>O não diferiram entre os sistemas de manejo avaliados. A ILP2 apresentou menor emissão média de C-CO<sub>2</sub> e as maiores emissões acumuladas de N-N<sub>2</sub>O. As emissões acumuladas de GEE pelo solo foram inferiores nos sistemas de manejo em relação a vegetação (ILP2<ILP1<SPC<VN), uma vez que a maior contribuição dos GEE provém do C-CO<sub>2</sub>.

### Referências

- ABAGANDURA, G. O.; ŞENTÜRKLÜ, S.; SINGH, N.; KUMAR, S.; LANDBLOM, D. G.; RINGWALL, K. Impacts of crop rotational diversity and grazing under integrated crop-livestock system on soil surface greenhouse gas fluxes. **PloS one**, San Francisco, v. 14, n. 5, e0217069, 2019.
- BAKER, J. M.; OCHSNER, T. E.; VENTEREA, R. T.; GRIFFIS, T. J. Tillage and soil carbon sequestration - What do we really know? **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 118, n. 1-4, p. 1-5, 2007.
- BALL, B. C.; SCOTT, A.; PARKER, J. P. Field N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 53, n. 1, p. 29-39, 1999.
- BAYER, C.; AMADO, T. J. C.; TORQUINST, C. G.; CERRI, C. E. C.; DIECKOW, J.; ZANATTA, J. A.; NICOLOSO, R. S. Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. **Tópicos em Ciências do Solo**, Viçosa, v. 7, n.1, p. 55-118, 2011.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 86, n. 2, p. 237-245, 2006.
- BAYER, C. **Webinar - Matéria Orgânica do Solo**. 2020. Disponível em: <<https://www.youtube.com/watch?v=wTnuBSdEHw0>>. Acessado em: 19 jul. 2020.

BEDDINGTON, J. R.; ASADUZZAMAN, M.; BREMAUNTZ, F. A.; CLARK, M. E.; GUILLOU, M.; JAHN, M. M.; ERDA, L.; MAMO, T.; BO, N. V.; NOBRE, C. A.; SCHOLLES, R.; RITA SHARMA, R.; WAKHUNGU, J. **Achieving food security in the face of climate change**: Final report from the Commission on Sustainable Agriculture and Climate Change. Copenhagen: CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture and Food Security (CCAFS), 2012. Disponível em: <[www.ccafs.cgiar.org/commission](http://www.ccafs.cgiar.org/commission)>. Acesso em: 20 jan. 2020.

BOUWMAN, A. F. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 46, n. 1, p. 53-70, 1996.

BOUWMAN, A. F. Nitrogen oxides and tropical agriculture. **Nature**, London, v. 392, n. 6679, p. 866-867, 1998.

BOWDEN, R. D.; STEUDLER, P. A.; MELILLO, J. M.; ABER, J. D. Annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soils in the northeastern United States. **Journal of Geophysical Research**, Washington, DC, v. 95, n. D9, p. 13.997-14.005, 1990.

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia. **Second National Communication of Brazil to the United Nations Framework Convention on Climate Change**. Brasília, DF, 2010. p. 215-239: Land-use change and forestry.

Brasil. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. 2016. **Terceira Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. Brasília, DF, 2016. p. 336.

BRASIL. Decreto nº 6.26 de 21 de novembro de 2007. Institui o Comitê Interministerial sobre Mudança do Clima - CIM, orienta a elaboração do Plano Nacional sobre Mudança do Clima, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 22 nov. 2007. Seção 1, p. 5.

BRASIL. Lei Nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 29 dez. 2009. P. 109. Edição extra.

BUSTAMANTE, M. M. C.; CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; ROSCOE, R. Soil carbono and sequestration potencial in the Cerrado Region of Brazil. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERNS, J.; CERRI, C. E. P. **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: Haworth, 2006. cap. 14, p. 285-304.

BUTTERBACH-BAHL, K.; BAGGS, E. M.; DANNENMANN, M.; KIESE, R.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, v. 368, n. 1621, art. 20130122, 2013.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PÍCCOLO, M. D. C.; GODINHO, V. P.; HERPIN, U.; CERRI, C. C. Conversion of Cerrado into agricultural land in the south-western Amazon: Carbon stocks and soil fertility. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, p. 233-241, 2009.

CARVALHO, J. L. N.; RAUCCI, G. S.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; WRUCK, F. J.; CERRI, C. C. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 110, n. 1, p. 175-186, 2010.

CARVALHO, P. C. D. F.; MORAES, A. D.; PONTES, L. D. S.; ANGHINONI, I.; SULC, R. M.; BATELLO, C. Definições e terminologias para sistema integrado de produção agropecuária. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 45, n. 5, p. 1040-1046, 2014. Nº. especial.

CERRI, C. E. P.; ABBRUZZINI, T. F.; BRANDANI, C. B.; DURIGAN, M. R.; FREITAS, R. C. A.; DEON, D. S.; CERRI, C. C. Inter-relação entre mitigação da emissão dos gases de efeito estufa e agricultura conservacionista. In: BERTOL, I.; MARIA, I. C.; SOUZA, L. S. **Manejo conservacionista do solo e da água**. 1. ed. Viçosa: SBCS, 2018. cap. 3, p. 51-82.

CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C. Carbon stocks in soils of the Brazilian Amazon. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; FOLLET, R.; STEWART, B. A. (eds.). **Advances in Soil Science: Global Climate Change and Tropical Ecosystems**. Boca Raton: CRC Press, 1999. cap. 2, p. 33-50.

CERRI, C. E. P.; COLEMAN, K.; JENKINSON, D. S.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R.; CERRI, C. C. Modeling soil carbon from forest and pasture ecosystems of Amazon, Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 67, n. 6, p. 1879-1887, 2003.

CERRI, C. E. P.; PAUSTIAN, K.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R. L.; MELILLO, J. M.; CERRI, C. C. Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century model. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, n. 5, p. 815-832, 2004.

CERRI, C. C.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; BERNOUX, M. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, p. 831-843, 2009.

CHAPUIS-LARDY, L.; WRAGE, N.; METAY, A.; CHOTTE, J. L.; BERNOUX, M. Soils, a sink for N<sub>2</sub>O? A review. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, n. 1, p. 1-17, 2007.

CORAZZA, E. J.; SILVA, J. D.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 2, p. 425-432, 1999.

COSTA, F. S.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C. Emissões de gases do efeito estufa em agroecossistemas e potencial de mitigação. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metropole, 2008. cap. 28, p.545-559.

CRUVINEL, Ê. B. F.; BUSTAMANTE, M. M. D. C.; KOZOVITS, A. R.; ZEPP, R. G. Soil emissions of NO, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> from croplands in the savanna region of central Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 144, n. 1, p. 29-40, 2011.

DANTAS, J. S. **Relação solo-paisagem e erodibilidade de solos no leste do estado do Maranhão**. 2013. 97 f. Tese (Doutorado em Agronomia – Ciências do solo) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade estadual Paulista, Jaboticabal, 2013.

DANTAS, J. S.; MARQUES JÚNIOR, J.; MARTINS FILHO, M. V.; RESENDE, J. M. D. A.; CAMARGO, L. A.; BARBOSA, R. S. Gênese de solos coesos do leste maranhense: relação solo-paisagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 4, p. 1039-1050, 2014.

DAVIDSON, E. A.; ARAÚJO, A. C.; ARTAXO, P.; BALCH, J. K.; BROWN, I. F.; BUSTAMANTE, M. M.; COE, M. T.; DEFRIES, R. S.; KELLER, M.; LONGO, M.; MUNGER, J. W.; SCHROEDER, W.; SOARES-FILHO, B. S.; SOUZA JUNIOR, C. M.; WOFSY, S. C. The Amazon basin in transition. **Nature**, London, v. 481, n. 7381, p. 321-328, 2012.

DENEGA, G. L. **Emissão de óxido nitroso e dióxido de carbono após aplicação de dejetos de suínos e bovinos em um Argissolo**. 2009. 92 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

DESJARDINS, T.; BARROS, E.; SARRAZIN, M.; GIRARDIN, C.; MARIOTTI, A. Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazonia. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 103, n. 2, p. 365-373, 2004.

DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain: The impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. **Global Change Biology**, Oxford, v. 9, n. 2, p. 204-218, 2003.

DOIHARA, I. P. **Nematofauna edáfica em sistemas de uso do solo na microrregião de Chapadinha-MA**. 2015. 81 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2015.

DUXBURY, J. M. The significance of agricultural sources of greenhouse gases. **Fertilizer Research**, Cambridge, v. 38, n. 2, p. 151-163, 1994.

ESCOBAR, L. F.; AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; CHAVEZ, L. F.; ZANATTA, J. A.; FIORIN, J. E. Postharvest nitrous oxide emissions from a subtropical oxisol as influenced by summer crop residues and their management. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 507-516, 2010.

FEARNSIDE, P. M.; BARBOSA, R. I. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 108, n. 1-2, p. 147-166, 1998.

FELÍCIO, R. A. **Audiência sobre mudanças climáticas e aquecimento global nas Comissões de Relações Exteriores e de Meio Ambiente**. 2019. Disponível em: <<https://www.youtube.com/watch?v=cJYn7qdyuy4>>. Acessado em: 01 jul. 2019.

FOLEY, J. A.; RAMANKUTTY, N.; BRAUMAN, K. A.; CASSIDY, E. S.; GERBER, J. S.; JOHNSTON, M.; O'CONNELL, C.; RAY, D. K.; WEST, P. C.; BALZER, C.; BENNETT, E. M.; CARPENTER, S. R.; HILL, J.; MONFREDA, C.; POLASKY, S.; ROCKSTRÖM, J.; SHEEHAN, J.; SIEBERT, S.; DAVID TILMAN, D.; ZAKS, D. P. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, London, v. 478, n. 7369, p. 337-342, 2011.

FRAZÃO, L. A. **Conversão do Cerrado em pastagem e sistemas agrícolas: efeitos na dinâmica da matéria orgânica do solo**. 2007. 119 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

GOMES, J. **Emissão de gases do efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento por sistemas conservacionistas de manejo do solo**. 2006. 151 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porte Alegre, 2006.

HORN, R.; DOMŻŻAŁ, H.; SŁOWIŃSKA-JURKIEWICZ, A.; VAN OUWERKERK, C. Soil compaction processes and their effects on the structure of arable soils and the environment. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 35, n. 1-2, p. 23-36, 1995.

HUGHES, R. F.; KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L. Dynamics of aboveground and soil carbon and nitrogen stocks and cycling of available nitrogen along a land-use gradient in Rondonia, Brazil. **Ecosystems**, London, v. 5, n. 3, p. 244-259, 2002.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. **Dados históricos anuais: ano 2016 (automática)**. Brasília, DF, 2016. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>. Acesso em: 01 mar. 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. **Dados históricos anuais: ano 2019 (automática)**. Brasília, DF, 2019. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>. Acesso em: 01 mar. 2020.

IPCC. **Technical Summary. Climate Change 2001: The Scientific Basis**. Contributions of Working Group I of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2001.

IPCC. **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2013.

IPCC. **Summary for policymakers. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability**. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2014.

JACOMINE, P. K. T.; CAVALCANTI, A. C.; PESSÔA, S. C. P.; BURGOS, N.; MEDEIROS, L. A. R.; LOPES, O. F.; MÊLO FILHO, H. F. R. **Levantamento exploratório reconhecimento de solos do Estado do Maranhão**. Rio de Janeiro: Embrapa, SNLCS; Sudene, DRN, 1986.

JANTALIA, C. P.; SANTOS, H. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 82, n. 2, p. 161-173, 2008.

JONES, S. K.; REES, R. M.; SKIBA, U. M.; BALL, B. C. Influence of organic and mineral N fertiliser on N<sub>2</sub>O fluxes from a temperate grassland. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 121, n. 1-2, p. 74-83, 2007.

KIRCHMANN, H. K.; HABERHAUER, G.; KANDELER, E.; SESSITSCH, A.; GERZABEK, M. H. Effects of level and quality of organic matter input on carbon storage and biological activity in soil: synthesis of a long-term experiment. **Global Biogeochemistry Cycling**, v. 18, p. GB4011, 2004.

KNORR, W.; PRENTICE, I. C.; HOUSE, J. I.; HOLLAND, E. A. Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. **Nature**, London, v. 433, n. 7023, p. 298-301, 2005.

KULSHRESHTHA, S. N.; JUNKINS, B.; DESJARDINS, R. Prioritizing greenhouse gas emission mitigation measures for agriculture. **Agricultural Systems**, Amsterdam, v. 66, n. 3, p. 145-166, 2000.

LAL, R. Carbon sequestration. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, v. 363, n. 1492, p. 815-830, 2008.

LA SCALA JUNIOR, N.; BOLONHEZI, D.; PEREIRA, G. T. Short-term soil CO<sub>2</sub> emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 91, n. 1-2, p. 244-248, 2006.

LINN, D. M.; DORAN, J. W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 48, n. 6, p. 1267-1272, 1984.

LIU, X. J.; MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; REULE, C. A.; ZHANG, F. S. Dinitrogen and N<sub>2</sub>O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 39, n. 9, p. 2362-2370, 2007.

MACKIE, R. I.; WHITE, B. A.; BRYANT, M. P. Methanogenesis, biochemistry. **Encyclopedia of Microbiology**, New Yoek, v. 3, n. 1, p. 97-109, 1992.

MAIA, S. M.; OGLE, S. M.; CERRI, C. E.; CERRI, C. C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 149, n. 1-2, p. 84-91, 2009.

MARANHÃO. Gerência de Planejamento e Desenvolvimento Econômico – GEPLAN. **Atlas do Maranhão**. São Luís: Universidade Estadual do Maranhão, 2002. 39 p.

MARANHÃO. Decreto nº 27.317, de 14 de abril de 2011. Plano de ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas no Estado do Maranhão. **Diário Oficial do Estado do Maranhão**, São Luís, n. 074, 15 abr. 2011.

MARANHÃO. Resolução SAGRIMA Nº 2 de 23/12/2014. Publicar o Plano Estadual de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura - Plano ABC do Estado do Maranhão. **Diário Oficial do Estado do Maranhão**, São Luís, 30 dez. 2014.

MARANHÃO. Secretaria de Estado da Agricultura, Pecuária e Pesca – SAGRIMA. **Perfil da agropecuária maranhense 2019**. São Luís, 2019.

MAZZETTO, A. M.; BARNEZE, A. S.; FEIGL, B. J.; VAN GROENIGEN, J. W.; OENEMA, O.; CERRI, C. C. Temperature and moisture affect methane and nitrous oxide emission from bovine manure patches in tropical conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdam, v. 76, p. 242-248, 2014.

METAY, A.; OLIVER, R.; SCOPEL, E.; DOUZET, J. M.; MOREIRA, J. A. A.; MARAUX, F.; FEIGL, B. J.; FELLER, C. N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). **Geoderma**, Amsterdam, v. 141, n. 1-2, p. 78-88, 2007.

MOLION, L. C. B. **Audiência sobre mudanças climáticas e aquecimento global nas Comissões de Relações Exteriores e de Meio Ambiente**. 2019. Disponível em: <<https://www.youtube.com/watch?v=eaWeJ4amaBw>>. Acesso em: 01 jul. 2019.

MOLION, L. C. B. **Reflexões sobre o efeito-estufa**. Maceió: Universidade Federal de Alagoas, 2013. Disponível em: <[http://www.icat.ufal.br/laboratorio/clima/data/uploads/pdf/REFLEX%C3%95ES\\_EFEITO-ESTUFA\\_V2.pdf](http://www.icat.ufal.br/laboratorio/clima/data/uploads/pdf/REFLEX%C3%95ES_EFEITO-ESTUFA_V2.pdf)>. Acesso em: 02 jul. 2019.

MORAES, J. F.; VOLKOFF, B. C. C. C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 70, n. 1, p. 63-81, 1996.

MOSIER, A.; SCHIMEL, D.; VALENTINE, D.; BRONSON, K.; PARTON, W. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. **Nature**, London, v. 350, n. 6316, p. 330-332, 1991.

NAZARIES, L.; MURRELL, J. C.; MILLARD, P.; BAGGS, L.; SINGH, B. K. Methane, microbes and models: fundamental understanding of the soil methane cycle for future predictions. **Environmental Microbiology**, Washington, DC, v. 15, n. 9, p. 2395-2417, 2013.

NEILL, C.; MELILLO, J. M.; STEUDLER, P. A.; CERRI, C. C.; MORAES, J. F.; PICCOLO, M. C.; BRITO, M. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 7, n. 4, p. 1216-1225, 1997.

OERTEL, C.; MATSCHULLAT, J.; ZURBA, K.; ZIMMERMANN, F.; ERASMI, S. Greenhouse gas emissions from soils - A review. **Geochemistry**, Amsterdam, v. 76, n. 3, p. 327-352, 2016.

OLIVEIRA, D. M. D. S.; ARAÚJO, E. M.; FRADE, E. F.; PIMENTEL, L. G.; CERRI, C. E. P. The neglected contribution of mound-building termites on CH<sub>4</sub> emissions in Brazilian pastures. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 50, e20200185, p. 1-11, 2021.

PASSIANOTO, C. C.; AHRENS, T.; FEIGL, B. J.; STEUDLER, P. A.; MELILLO, J. M.; CARMO, J. B. Diurnal changes in nitric oxide emissions from conventional tillage and pasture sites in the Amazon Basin: influence of soil temperature. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 258, n. 1, p. 21-29, 2004.

PASSOS, M. L. V.; ZAMBRZYCKI, G. C.; PEREIRA, R. S. Balanço hídrico e classificação climática para uma determinada região de Chapadinha-MA. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, Fortaleza, v. 10, n. 4, p. 758-766, 2016.

RAVISHANKARA, A. R.; DANIEL, J. S.; PORTMANN, R. W. Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. **Science**, New York, v. 326, n. 5949, p. 132-135, 2009.

RESENDE, J. M. A. **Caracterização pedométrica de atributos de argissolos coesos do Leste Maranhense**. 2013. 83 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2013.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 1998. cap. 3, p. 89-166.

SANTOS, D. P.; SANTOS, G. G.; SANTOS, I. L. D.; SCHOSSLER, T. R.; NIVA, C. C.; MARCHÃO, R. L. Caracterização da macrofauna edáfica em sistemas de produção de grãos no Sudoeste do Piauí. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 51, p. 1466-1475, 2016.

SAUNOIS, M.; STAVERT, A. R.; POULTER, B.; BOUSQUET, P.; CANADELL, J. G.; JACKSON, R. B.; RAYMOND, P. A.; DLUGOKENCKY, E. J.; HOUWELING, S.; PATRA, P. K.; CIAIS, P.; ARORA, V. K.; BASTVIKEN, D.; BERGAMASCHI, P.; BLAKE, D. R.; BRAILSFORD, G.; BRUHWILER, L.; CARLSON, K. M.; CARROL, M.; CASTALDI, S.; CHANDRA, N.; CREVOISIER, C.; CRILL, P. M.; COVEY, K.; CURRY, C. L.; ETIOPE, G.; FRANKENBERG, C.; GEDNEY, N.; HEGGLIN, M. I.; HÖGLUND-ISAKSSON, L.; HUGELIUS, G.; ISHIZAWA, M.; ITO, A.; JANSSENS-MAENHOUT, G.; JENSEN, K. M.; JOOS, F.; KLEINEN, T.; KRUMMEL, P. B.; LANGENFELDS, R. L.; LARUELLE, G. G.; LIU, L.; MACHIDA, T.; MAKSYUTOV, S.; MCDONALD, K. C.;

MCNORTON, J.; MILLER, P. A.; MELTON, J. R.; MORINO, I.; MÜLLER, J.; MURGUIA-FLORES, F.; NAIK, V.; NIWA, Y.; NOCE, S.; O'DOHERTY, S.; PARKER, R. J.; PENG, C.; PENG, S.; PETERS, G. P.; PRIGENT, C.; PRINN, R.; RAMONET, M.; REGNIER, P.; RILEY, W. J.; ROSENRETER, J. A.; SEGERS, A.; SIMPSON, I. J.; SHI, H.; SMITH, S. J.; STEELE, L. P.; THORNTON, B. F.; TIAN, H.; TOHJIMA, Y.; TUBIELLO, F. N.; TSURUTA, A.; VIOVY, N.; VOULGARAKIS, A.; WEBER, T. S.; VAN WEELE, M.; VAN DER WERF, G. R.; WEISS, R. F.; WORTHY, D.; WUNCH, D.; YIN, Y.; YOSHIDA, Y.; ZHANG, W.; ZHANG, Z.; ZHAO, Y.; ZHENG, B.; ZHU, Q.; ZHU, Q.; ZHUANG, Q. The global methane budget 2000–2017. **Earth System Science Data**, Göttingen, v. 12, n. 3, p. 1561-1623, 2020.

SANTOS, G. D. F. D. **Emissão de óxido nitroso e mineralização do carbono de plantas de cobertura e de dejetos suínos e bovinos em plantio direto de mamona**. 2009. 98 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; OLIVEIRA, J. B.; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013.

SANTOS, R. S.; WIESMEIER, M.; CHERUBIN, M. R.; OLIVEIRA, D. M.; LOCATELLI, J. L.; HOLZSCHUH, M.; CERRI, C. E. Consequences of land-use change in Brazil's new agricultural frontier: A soil physical health assessment. **Geoderma**, Amsterdam, v. 400, art. 115149, 2021.

SAVAGE, K.; PHILLIPS, R.; DAVIDSON, E. High temporal frequency measurements of greenhouse gas emissions from soils. **Biogeosciences**, Katlenberg-Lindau, v. 11, n. 10, p. 2709-2720, 2014.

SILVA-OLAYA, A. M.; CERRI, C. E. P.; LA SCALA JR; N., DIAS; C. T. S.; CERRI, C. C. Carbon dioxide emissions under different soil tillage systems in mechanically harvested sugarcane. **Environmental Research Letters**, Berkeley, v. 8, n. 1, art. 015014, 2013.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. D. C.; COSTA JUNIOR, C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 1, p. 63-76, 2011.

SIX, J.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S.; DENEFF, K. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 79, n. 1, p. 7-31, 2004.

SNYDER, C. S.; BRUULSEMA, T. W.; JENSEN, T. L. **Greenhouse gas emissions from cropping systems and the influence of fertilizer management** - a literature review. Norcross, GA: International Plant Nutrition Institute, 2007.

SNYDER, C. S.; BRUULSEMA, T. W.; JENSEN, T. L.; FIXEN, P. E. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 133, n. 3-4, p. 247-266, 2009.

STEUDLER, P. A.; MELILLO, J. M.; BOWDEN, R. D.; CASTRO, M. S.; LUGO, A. E. The effects of natural and human disturbances on soil nitrogen dynamics and trace gas fluxes in a Puerto Rican wet forest. **Biotropica**, Washington, DC, v. 23, n. 4a, p. 356-363, 1991.

STEUDLER, P. A.; MELILLO, J. M.; FEIGL, B. J.; NEILL, C.; PICCOLO, M. C.; CERRI, C. C. Consequence of forest-to-pasture conversion on CH<sub>4</sub> fluxes in the Brazilian Amazon Basin. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, Washington, DC, v. 101, n. D13, p. 18547-18554, 1996.

TANG, S.; WANG, K.; XIANG, Y.; TIAN, D.; WANG, J.; LIU, Y.; CAO, B.; GUO, D.; NIU, S. Heavy grazing reduces grassland soil greenhouse gas fluxes: A global meta-analysis. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 654, n. 2019, p. 1218-1224, 2019.

THOMSON, A. J.; GIANNOPOULOS, G.; PRETTY, J.; BAGGS, E. M.; RICHARDSON, D. J. Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, v. 367, n. 1593, p. 1157-1168, 2012.

VASCONCELOS, A. L. S.; FERRÃO, G. E.; CAMARGO, P. B.; CERRI, C. E. P.; PIRES, I. C. G.; NETO, M. S. Agricultura e emissões de gases de efeito estufa - estudos de casos no Brasil. **Revista Trópica: Ciências Agrárias e Biológicas**, Chapadinha, v. 10, n. 2, p. 12-40, 2018a.

VASCONCELOS, A. L. S.; PICCOLO, M. C.; FERRÃO, G. E.; SIQUEIRA-NETO, M. Greenhouse gas fluxes from soil under different land-management in the Cerrado biome – Rio Verde (Goiás State). **Revista Trópica: Ciências Agrárias e Biológicas**, Chapadinha, v. 11, n. 2, p. 01-11, 2018b.

WHITTAKER, E. T.; ROBINSON, G. **The calculus of observations**: An introduction to numerical analysis. New York: Dover Publications, 1967.

ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; VIEIRA, F. C. B.; GOMES, J.; TOMAZI, M. Nitrous oxide and methane fluxes in South Brazilian Gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 1653-1665, 2010.

## 4 ESTOQUE DE CARBONO DO SOLO EM DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NA CULTURA DA SOJA

### 4.1 Introdução

O carbono (C) pode ser encontrado em cinco compartimentos: i) geológico (90.000.000 Pg), ii) oceânico (38.000 Pg), iii) pedológico (2.500 Pg), iv) biótico (*i.e.*, biomassa vegetal e animal – 560 Pg); v) atmosférico (760 Pg). O reservatório pedológico de C é compreendido em 1.550 Pg na forma de C orgânico e 950 Pg de C inorgânico (LAL, 2006), quando se considera até 1 m de profundidade do solo, há 1576 Pg de C armazenado e nos 30 cm superficiais do solo, o valor é de 800 Pg (CERRI et al, 2006). O Brasil possui 40% de todo o C armazenado nos solos da América Latina na camada de 0 a 200 cm (BERNOUX, VOLKOFF, 2006).

Antes da chegada dos europeus, os solos do Brasil estocavam 36.400 milhões de toneladas de carbono (Mt C) nos 30 cm superficiais. Em 1995, esse estoque estava reduzido a 34.400 Mt C, devido ao uso desses solos, principalmente para fins agrícolas e implementação de pastagens. Entre 1990 e 2000, as perdas anuais decorrentes da mudança no uso da terra, do seu manejo e do uso da calagem foram, em média, de 7,2 Mt de carbono na forma de CO<sub>2</sub>, sendo que as regiões sul, sudeste e Centro-Oeste do Brasil contribuem com mais de 90% do total (BERNOUX et al., 2002).

A conversão da vegetação nativa para agroecossistemas podem causar perda de carbono orgânico do solo de até 60% em solos de regiões temperadas e de 75% ou mais nos solos tropicais. Assim, alternativas de atividades agropecuárias que visam o sequestro de C pelo solo devem ser priorizadas como aumentar os estoques de carbono orgânico e inorgânico por meio do uso criterioso da terra e de práticas de manejo recomendadas - PMR, isto é, uso de sistema de gestão que promovam a introdução de biomassa no solo, ocasionem mínimo distúrbio no solo, conservação do solo e água, melhorar a estrutura do solo, elevar a diversidade de atividade e espécies da fauna do solo e fortalecer mecanismos de ciclagem dos elementos (LAL, 2004). No Cerrado da Bahia, do estoque de carbono total no solo arenoso, estimou-se perdas, das quais 80% provém do estoque de solo, 11% da biomassa abaixo do solo e 8% daquela localizada sobre o solo a partir do seu manejo para atender a produção agropecuária no período de 1990-1996 e 2011-2018 (DIONÍSIO et al., 2020).

As alterações mais importantes na dinâmica do C ocorreram nas camadas superficiais tanto no processo de sua perda, adição ou distribuição, assim, cerca de um terço do total de C acumulado localiza-se na camada de 0-20 cm (CORAZZA et al., 1999). Geralmente, o manejo dos solos tem efeito sobre a camada de 20 a 30 cm, enquanto as raízes das culturas de lavoura ou de pastagem tem interferência em maior profundidade do solo (BATTLE-BAYER et al., 2010).

Bustamante et al. (2006) relataram valores entre 100 e 174 Mg ha<sup>-1</sup> para áreas sob Cerrado nativo na camada de solo de 1 m, sendo encontrado 39,77 Mg ha<sup>-1</sup> na camada de 0-20 cm. Conforme Battle-Bayer et al. (2010) em uma revisão de literatura sobre estoque de C no Cerrado verificaram valores entre 35,4 a 68,7 Mg ha<sup>-1</sup> de C e Lardy et al. (2002) estimara 46 Mg ha<sup>-1</sup> ambas as pesquisas para a camada de solo de 0-20 cm.

Na introdução de C no solo, e.g., por meio de cobertura cultural, um terço de C permanece nele e dois terços são emitidos para a atmosfera na forma de gases (CERRI et al., 2018). O preparo do solo e as práticas de manejos agropecuários podem impactar negativamente os estoques de C do solo. Neste sentido, a busca por PMR (e.g., o não-revolvimento do solo no plantio direto ou a sua mínima mobilização no cultivo mínimo) promovem a estabilização de C no solo, uma vez que apresentam menores taxas de decomposição da MOS, e reduzem à intensidade de atuação dos mecanismos de degradação dos compostos de C associados a ação de micro-organismos decompositores (BAYER et al., 2006; BAYER et al., 2011).

Entre diversos fatores, a característica do solo interfere nas taxas de decomposição da MOS, assim, o solo com textura arenosa seria mais alterado pelo sistema do preparo do solo em comparação aos solos argilosos, uma vez que a MOS está complexada às superfícies minerais de óxidos de Fe e Al, apresentando elevada estabilidade química nessa ligação organomineral (OADES et al., 1989).

O mecanismo de proteção de C no solo mais atuante é a oclusão física, ou seja, o incremento de C baseia-se na formação, inicialmente, de microagregados altamente estáveis que, posteriormente, ligam-se para formar estruturas um pouco menos estáveis denominadas macroagregados (SIX et al., 1999). Conceição et al. (2008) verificaram que a proteção física da MOS foi responsável por 54 e 23% do acúmulo total de C em um Argissolo e um Latossolo Vermelho, respectivamente, em regiões subtropicais. Desta forma, os teores de silte e argila têm sido considerados como um dos principais fatores que determinam a capacidade de proteção do C do

solo (SIX et al., 2002b), assim, os solos arenosos têm menor capacidade de proteção da MOS, uma vez que se encontra em sua maior parte particulada e com o C não protegido (PLANTE et al., 2006).

Além disso, o acúmulo de C no solo apresenta um limite de saturação em cada tipo de solo, ou seja, a quantidade de C estocada será limitada pela adição de serapilheira ou resíduos culturais aportados, isto é, um solo pode ser considerado degradado ou melhorado, dependendo da quantidade e qualidade do material vegetal aportado (BAYER et al., 2011; CRUVINEL et al., 2011). Desse modo, quanto maior for o déficit de saturação (menor quantidade de C armazenado) dependendo do tipo do solo, maior será sua capacidade em estabilizar o C adicionado.

Neste sentido, os solos com práticas de manejo com maior movimentação das camadas superficiais (*e.g.*, sistema convencional), maior ruptura e exposição da MOS aos microrganismos decompositores e, conseqüentemente, menores teores de C, provavelmente, com a adoção das PMR possuem maior potencial para armazenar C no solo em comparação a um solo sob SPC há décadas, pois estão mais distantes do seu nível de saturação (BAYER, 2020).

O fator tempo do uso da terra com PMR (*e.g.*, o sistema de plantio direto - SPD) também interferirá no acúmulo de C no solo. Em áreas onde o SPD foi adotado recentemente (menos de 10 anos), a taxa de acúmulo de C no solo será maior que em área com SPD mais antigos. Portanto, o sequestro de C pelo solo é limitado, assim solos com menor tempo de implantação de SPD tem maior capacidade de acumular C no solo que aqueles com maior tempo de uso deste sistema de manejo (CORBEELS et al., 2016). Desse modo, as taxas de acumulação de C no perfil do solo podem ser lineares em curtos períodos de tempo, mas não de maneira infinita (CRUVINEL et al., 2011).

A compreensão sobre o estoque de C e de sua dinâmica no solo em sistema naturais e agroecossistemas no Cerrado é o alicerce no desenvolvimento de tecnologias para implementar sistemas sustentáveis de manejo, o que permite ver o solo como fonte ou dreno do C-CO<sub>2</sub> da atmosfera. O SPD e a ILP têm contribuído na elevação dos estoques de carbono do solo, devido a menor perturbação neste tipo de manejo e, conseqüentemente, maior potencial de promover a retenção de C atmosférico do solo em relação ao sistema de plantio convencional (SPC), que utiliza as técnicas de revolvimento do solo e incorpora os resíduos culturais (BAYER et al., 2011; CERRI et al., 2018).

Neste sentido, Corazza et al. (1999) demonstraram que os sistemas com menor intensidade de perturbação do solo apresentaram maior acumulação de C quando comparado a sistemas mais perturbados, desse modo, área de reflorestamento de eucalipto, pastagem cultivada e plantio direto estabelecidos há mais de 12 anos no Cerrado do Distrito Federal apresentaram-se como depósito de CO<sub>2</sub>, ao contrário do sistema de preparo do solo com grade pesada ou com arado de disco que tiveram taxas de perda de C do solo.

Diversas pesquisas mostraram a elevação dos estoques de C no solo com sistemas de manejos conservacionistas na cultura da soja (CORAZZA et al., 1999; CARVALHO et al., 2010; 2014; FRAZÃO et al., 2010; SIQUEIRA-NETO et al. 2010; 2020). A taxa de acúmulo de C orgânico no solo sob SPD foi de 0 a 1,7 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de C para camada de 0-40 cm (CERRI et. al., 2018), variou de 0,3 até 1,91 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de C para a mesma camada em uma revisão de solos do Cerrado (BATTLE-BAYER et al., 2010; BERNOUX et al., 2006). Dentro dessas expectativas, Corazza et al. (1999) verificaram que a taxa de acúmulo de C em áreas agrícolas no Cerrado do Distrito Federal, após 15 anos sob SPD de 1,43 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> C na camada de 0-1,0 m de um Latossolo, enquanto, sob SPC houve perda de C com taxa de 0,32 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> C na mesma profundidade de solo.

Assim, similar ao SPD, a ILP vem apresentando considerável potencial de acúmulo de C no solo (CERRI et al., 2018). Em ILP sob plantio direto no Cerrado em Goiás, o acúmulo de C no solo variou de 0,82 a 2,85 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, dependendo do sistema de rotação de culturas implantadas, das condições edafoclimáticas e, ainda do tempo de implantação do sistema (CARVALHO et al., 2010). Salton et al. (2005) no Cerrado do Mato Grosso encontraram taxas de acúmulo de C de 0,60 e 0,43 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> em área de 9 e 10 anos de implantação de ILP respectivamente. Enquanto Carvalho et al. (2014) encontraram 0,60 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> em um ILP de 11 anos de implementação no Cerrado em Goiás (CARVALHO et al., 2014).

Entretanto, outros pesquisadores não verificaram este aumento (FREITAS et al., 2000; ROSCOE; BURURMAN, 2003; CRUVINEL et al., 2011; LAMMEL et al., 2017), pois, como supramencionado, fatores como a textura do solo e a quantidade de resíduo de colheita anual podem afetar a taxa de acúmulo de C. Lammel et al. (2017) notaram que no Cerrado do Mato Grosso, a agricultura em SPD e a pastagem implantadas desde de 2000, aumentaram a fertilidade do solo, porém mantiveram mesmo estoque de C do solo. No Cerrado, há ainda, a dificuldade de intensificar a

introdução de C pelo aporte de biomassa durante a estação seca (maio a setembro) sendo, provavelmente, um dos maiores desafios que limitam o acúmulo de C (BAYER et al., 2006; JANTALIA et al., 2007).

De maneira geral, no Cerrado o uso de pastagem de braquiárias é uma opção para acúmulo de C no solo, sendo comparáveis ou muitas vezes superiores aos sistemas exclusivamente agrícolas. D'Andréa et al. (2004) verificaram que um Latossolo de Goiás sob pastagem cultivada com braquiária apresentava estoque de C do solo 14% maior que o solo sob vegetação nativa na camada 0-40 cm; sendo esse estoque 12% superior inclusive ao de áreas agrícolas sob SPD.

No entanto, é importante ressaltar que a qualidade da pastagem tem papel preponderante na dinâmica do C no solo (CORAZZA et al., 1999). Boddey et al. (2001) observaram que o estoque de C na camada de 0-1,0 m de um solo do sul da Bahia sob pastagem degradada foi cerca de 32% inferior ao estoque de C de um solo sob pastagem de braquiária bem manejada e 27 % menor do que uma área de mata secundária adjacente. O uso de pastagem de braquiária apresentou taxa de acúmulo de C no solo de 0,92 Mg de C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> após o 18º ano de seu estabelecimento (D'ANDRÉA et al., 2004) e pastagem degradada perdas de estoque de C em cerca de 0,28 Mg de C Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e de pastagem bem manejadas obteve incremento de 0,61 Mg de C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> em Latossolo (MAIA et al., 2009).

Dionísio et al. (2020) identificaram pastagens com baixos estoques de C quando comparado a vegetação nativa no Cerrado da Bahia. Já Gmach et al. (2018) observaram que a pastagem foi o melhor uso da terra para a manutenção do C do solo tanto recalitrante como lábil, sendo destacado como manejo indicado na restauração do estoque de carbono no Cerrado do Piauí (Uruçuí, PI). Assim, importante é determinar o nível e degradação da pastagem de maneira a padronizar métodos de estudo, o que permite analisar como estes graus de degradação afetam o estoque do C do solo (MAIA et al., 2010; CARVALHO et al., 2014).

O acúmulo de C no solo não pode ser fundamentado somente na conversão do SPC em SPD e/ou ILP. Desse modo, deve-se pautar também na melhoria nos regimes de rotação de cultura associada a alta produtividade primária líquida e as adições de C pela fitomassa, conectados a manejo conservacionista do solo, maximizando os benefícios da SPD e ILP como “estratégia para promover o sequestro de C-CO<sub>2</sub> e a qualidade do solo” (CARVALHO et al., 2014; CERRI et al., 2018). Idealmente, um sistema de produção que inclua rotação de culturas diversificadas, com diferentes

requerimentos nutricionais, arquitetura de raízes e pragas associadas, é uma premissa básica para que o perfil do solo seja adequado (CONTINI et al., 2018).

Neste contexto, essa pesquisa está baseada na hipótese que a adoção de práticas de manejo recomendadas (LAL, 2004), como a ILP, pode atuar na captura e armazenamento de C no solo e, desta forma, promover o aumento da MOS, conseqüentemente, melhorando a qualidade do solo, bem como, mitigando a emissão dos GEE em comparação a outras práticas agrícolas. O objetivo dessa pesquisa foi avaliar as alterações da densidade aparente do solo e dos seus estoques de carbono sob ILP e sistema de manejo convencional adotados em áreas de expansão da cultura da soja no Cerrado do leste maranhense.

## **4.2 Material e métodos**

A localização da área de estudo, a classificação climática e as características química e física do solo bem como a definição dos sistemas de manejo do solo no cultivo da soja nas áreas selecionadas e seu histórico do uso da terra para a realização desta pesquisa estão descritos com detalhe no item 3.5.

### **4.2.1 Coleta e análise de solo**

Para cada tipo de manejo de solo em estudo (*i.e.*, VN, SPC, ILP1 e IPL2) foram realizadas amostragens do solo em cinco trincheiras, sendo uma trincheira central, cercada de outras quatro, as quais possuíam 60 centímetros de profundidade. Em cada trincheira foram realizadas amostragens indeformadas e deformadas em três paredes, com menor distúrbio no momento da abertura, ou seja, 5 réplicas compostas de 3 subamostras nas profundidades 0-20 e 20-40 centímetros (cm).

Para a determinação da densidade aparente do solo (DS), amostras indeformadas, de cada réplica, das áreas foram coletadas usando um cilindro de aço de 5 cm (diâmetro) x 5 cm (altura) em cada trincheira..

O teor de C total das amostras foi determinado por combustão a seco em equipamento LECO® CN-2000® (Michigan, EUA). A densidade do solo foi determinada pela massa total de solo contida nos anéis volumétricos descontados da umidade gravimétrica obtida após secagem por 48h a 105°C até massa constante.

A densidade aparente do solo foi calculada segundo Blake e Hartge (1986) e Teixeira (2017) conforme equação 6.

$$D_s = \frac{m_a}{V} \quad (6)$$

Em que:  $D_s$  = densidade do solo, em  $\text{kg dm}^{-3}$  (equivalente a  $\text{g cm}^{-3}$ );  $m_a$  = massa da amostra de solo seco a  $105^\circ\text{C}$  até peso constante, em g;  $V$  = volume do cilindro, em  $\text{cm}^3$ .

#### 4.2.2 Determinação de estoque de C do solo

O estoque de C do solo foi calculado a partir dos teores de C com a densidade aparente do solo para cada camada amostrada (equação 7 - BERNOUX et al., 1998).

$$E = d \times h \times (C) \quad (7)$$

Em que:  $E$  = estoque de carbono total do solo ( $\text{Mg ha}^{-1}$ );  $d$  = densidade aparente do solo;  $h$  = espessura da camada amostrada;  $C$  = teor de carbono total do solo.

O ajuste no estoque de C foi realizado partindo da premissa de Ellert e Bettany (1995) e Moraes et al. (1996) que destacam a influência da densidade aparente nas avaliações de estoque de C, o que pode acarretar em interpretações equivocadas na comparação do conteúdo de C do solo nas diferentes práticas de manejo (*i.e.*, subestimação ou superestimação). Assim, utilizou-se o método de correção de C para uma mesma massa de solo camada por camada (CARVALHO et al., 2009; FERNANDES; FERNANDES, 2013) de acordo com equação 8.

$$\text{EstC} = \frac{C_s \times D_s \times ([D_{\text{ref}}/D_s] \times e)}{10} \quad (8)$$

Em que:  $\text{EstC}$  = estoque de C em determinada profundidade ( $\text{Mg ha}^{-1}$ );  $C_s$  = teor de C orgânico total na profundidade amostrada ( $\text{g kg}^{-1}$ );  $D_s$  = densidade aparente do solo na profundidade amostrada ( $\text{kg dm}^{-3}$ );  $D_{\text{ref}}$  = densidade do solo para profundidade amostrada na área de referência ( $\text{kg dm}^{-3}$ );  $e$  = espessura da camada considerada (cm).

A taxa de acúmulo ou perda anual de C no solo foi determinada com base nas alterações dos estoques de C nos diferentes manejos de solo para produção de soja em comparação com a área de referência (VN), evidenciando taxas de adição ou redução de C no solo em  $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (CORAZZA et al., 1999; CARVALHO et al., 2014), conforme equação 9.

$$TC = \frac{(E_{SM} - E_R)}{\text{tempo}} \quad (9)$$

Em que: TC = Taxa (acúmulo ou perda) anual de C no solo ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ );  $E_{SM}$  = Estoque de C do solo em um sistema de manejo;  $E_R$  = Estoque de C do solo na referência (VN); t = tempo decorrido (anos) da implantação do sistema de manejo.

#### 4.2.3 Análise estatística

A análise estatística baseou-se em um delineamento inteiramente casualizado com cinco repetições em cada área avaliada. Os resultados foram submetidos à análise de distribuição normal (Shapiro) e análise de variância (ANOVA). Aplicou-se o teste Tukey ( $p < 0,05$ ) para comparação das médias entre as áreas estudadas. Estas análises estatísticas foram realizadas por meio do Programa *Statistical Analysis System* (SAS).

### 4.3 Resultados

A densidade aparente média do solo foi de  $1,48 \pm 0,08$  e de  $1,57 \pm 0,06 \text{ g cm}^{-3}$  na camada de solo de 0-20 cm e de 20-40 cm e com coeficiente de variação (CV) de 6 e 4% respectivamente. De maneira geral, observa-se que há aumento da densidade do solo com o aumento da profundidade (Tabela 7).

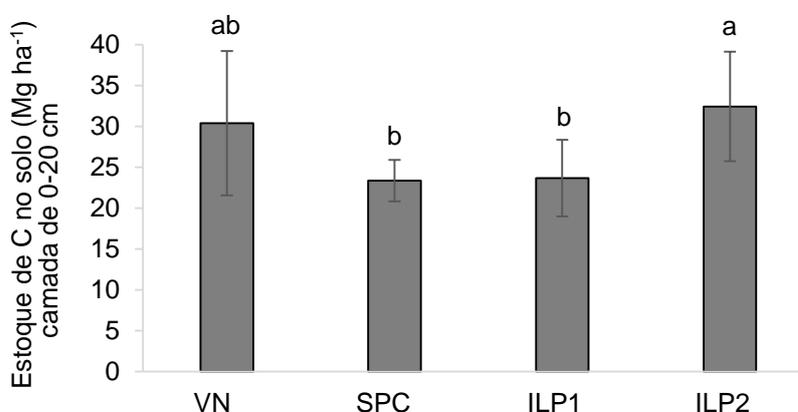
Tabela 7 - Densidade aparente do solo nos seus diferentes sistemas de manejo do solo para a produção de soja na Fazenda Barbosa em Brejo, MA

Manejo do solo	Densidade	CV	Densidade	CV
	(g.cm <sup>-3</sup> )	%	(g.cm <sup>-3</sup> )	%
	Camada do solo			
	0-20 cm		20-40 cm	
VN	1,44a	5	1,57ab	5
SPC	1,47a	8	1,56ab	3
ILP1	1,48a	4	1,54b	4
ILP2	1,51a	6	1,62a	3

VN: Vegetação Nativa; SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações. CV: Coeficiente de Variação. Médias seguidas da mesma letra em cada manejo do solo não houve diferença significativa pelo teste Tukey ( $p < 0,05$ )

A VN possui densidade semelhante aos manejos do solo na produção de soja no Cerrado do Maranhão na camada de 0-20 cm, porém na camada subsequente do solo (20-40 cm), a ILP2 possui maior densidade e a ILP1 menor densidade diferenciando-se da VN. Em relação ao estoque de C na camada de 0-20 cm, a média foi de  $27,45 \pm 5,47 \text{ Mg ha}^{-1}$ . A ILP2 apresentou maior estoque de C com  $32,42 \text{ Mg ha}^{-1}$ , seguida da VN com  $30,38 \text{ Mg ha}^{-1}$  e da ILP1 e do SPC com  $23,67$  e  $23,35 \text{ Mg ha}^{-1}$  respectivamente. O coeficiente de variação (CV) do experimento foi de 22,5 %, sendo o CV para VN, SPC, ILP1 e ILP2 de 29, 11, 20 e 18% respectivamente (Figura 28).

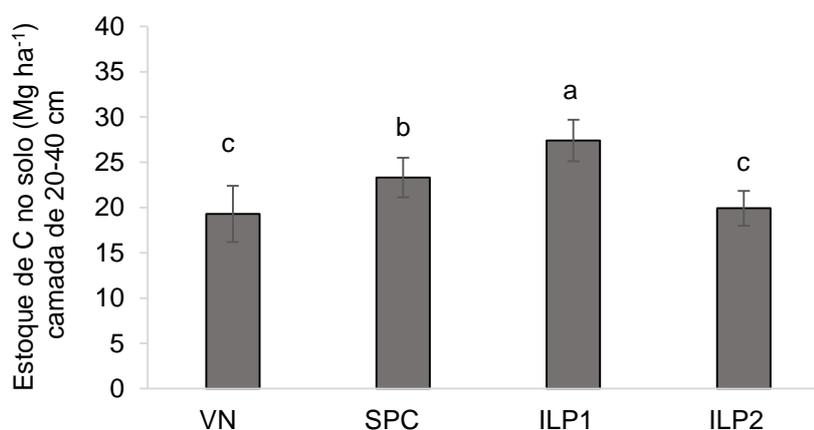
Figura 28 - Estoque de carbono no solo na camada do solo de 0 a 20 cm em diferentes sistemas de manejo do solo na produção de soja da Fazenda Barbosa em Brejo, MA



VN: Vegetação Nativa; SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações. Médias seguidas da mesma letra em cada manejo do solo não houve diferença significativa pelo teste Tukey ( $p < 0,05$ )

Na camada do solo de 20-40 cm, o estoque médio de C foi de  $22,48 \pm 2,37 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Na ILP1, constatou-se maior estoque de C com  $27,40 \text{ Mg ha}^{-1}$ , seguida do SPC com  $23,32 \text{ Mg ha}^{-1}$  e da ILP2 e da VN com  $19,92$  e  $19,30 \text{ Mg ha}^{-1}$  respectivamente. O CV foi de 11%, sendo para VN, SPC, ILP1 e ILP2 de 16, 9, 8 e 10% respectivamente (Figura 29).

Figura 29 - Estoque de carbono no solo na camada do solo de 20 a 40 cm em seus diferentes sistemas de manejo do solo na produção de soja da Fazenda Barbosa em Brejo, MA



VN: Vegetação Nativa; SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações. Médias seguidas da mesma letra em cada manejo do solo não houve diferença significativa pelo teste Tukey ( $p < 0,05$ )

O estoque de C do solo na camada de 0-40 cm foi de  $49,7 \text{ Mg ha}^{-1}$  para a VN (Tabela 8), que permite verificar taxa de acúmulo de C no solo para as ILPs (de  $0,36$  e  $0,38 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) e perda para o SPC ( $0,20 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ).

Tabela 8 - Taxa de acúmulo ou perda de C no solo nos seus diferentes sistemas de manejo do solo na produção de soja da Fazenda Barbosa em Brejo (MA) na camada do solo de 0 a 40 cm

Manejo do solo	Estoque de C do solo	Variação em relação ao Cerrado nativo		
		Estoque de C do solo	Tempo	Taxa de acúmulo ou perda
	Mg ha <sup>-1</sup>	Mg ha <sup>-1</sup>	Ano	Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>
VN	49,7	-	-	-
SPC	46,6	-3,1	15	-0,20
ILP1	51,1	1,4	3	0,47
ILP2	52,3	2,7	7	0,38

VN: Vegetação Nativa; SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações

#### 4.4 Discussão

A densidade aparente do solo verificada por Dantas et al. (2014) apresentaram valores semelhantes a essa pesquisa, variando de 1,40 a 1,58 g cm<sup>-3</sup>. Estes autores verificaram densidade do solo no Cerradão (1,45 g cm<sup>-3</sup>) menor que para o Cerrado *stricto sensu* (1,58 g cm<sup>-3</sup>) em Brejo no Maranhão para a camada de 0-25 cm e de 0-30 cm do solo respectivamente. Corrêa et al. (2008) identificaram densidade entre 1,45 e 1,60 g cm<sup>-3</sup> em um Argissolos na Bahia, sendo que os horizontes coesos ficavam entre 1,40 e 1,56 g cm<sup>-3</sup>.

Assim, como os resultados desta pesquisa, a densidade aparente do solo aumentou com a profundidade do solo (GMACH et al., 2018). Os mesmos autores identificaram que a densidade aparente de solo no Cerrado do Piauí foi entre 1,20 e 1,30 g cm<sup>-3</sup> na vegetação nativa e entre 1,29 e 1,58 g cm<sup>-3</sup> nos diferentes usos do solo (plantio direto, pastagem e plantio de eucalipto) para as camadas de 0-20 e 20-40 cm, respectivamente. Metay et al. (2007b) encontraram valores de densidade aparente do solo no Cerrado de Góias de 1,30 e 1,23 g cm<sup>-3</sup> na camada de 0 a 30 cm em SPD e plantio convencional respectivamente, sendo o valor deste último manejo do solo menor, no qual foi feito o uso grade de disco a 15 cm de profundidade.

No Cerrado do Mato Grosso, notaram-se menores valores de densidade aparente do solo na vegetação nativa (1,33 g cm<sup>-3</sup>) e comparada a pastagem (1,53 g cm<sup>-3</sup>) na camada de 0-10 cm (FRAZÃO et al., 2010). Santos et al. (2021), constataram que a mudança do uso do solo de VN para a agricultura, aumenta a densidade aparente do solo em todas as áreas estudadas independente da profundidade do solo. Os mesmos autores notaram que a densidade em solo no sul do Maranhão (Tasso Frágoso) em plantio direto foi de 1,54 e de 1,63 g cm<sup>-3</sup> na camada de 0-5 e de 5-10 cm, respectivamente, a qual foi 28% mais elevada em relação à vegetação nativa.

Diante do exposto, pode-se afirmar que a densidade aparente está dentro da magnitude dos valores relatados na literatura, entretanto, não se observa diferença estatística entre a VN e os manejos do solo para a produção de soja na camada de 0-20 cm. E na camada 20-40 cm, a ILP2 obteve maior densidade quando comparada ao SPC, o que nos remete ao fato da subsolagem neste sistema estar contribuindo para não aumentar a sua densidade apesar do uso de máquinas e implementos

agrícolas sobre o solo; e à ILP1, provavelmente, pelo fato de sua implementação ser mais recente.

O estoque de C do solo apresentaram valores menores que a maioria da literatura para o Cerrado, entretanto, ficou dentro da margem sinalizada por Maia et al. (2009) que identificaram estoques entre 27,40 e 62 Mg ha<sup>-1</sup> sob VN e pastagem para Argissolos na camada de 0-30 cm em Rondônia e Mato Grosso. Já Frazão et al. (2010) verificaram os estoques de C em um Neossolo Quartzarênico do Cerrado do Mato Grosso variando entre 15,8 e 28,1 Mg ha<sup>-1</sup> para a camada 0-30 cm, que corroborou com os estudos sobre a limitação de solo arenosos na manutenção ou incremento de MOS, devido ao tamanho das partículas e da fragilidade da estrutura física desses solos (CONCEIÇÃO et al, 2008; BAYER et al., 2011)

O resultado do presente estudo teve similaridade em relação ao Cerrado da Bahia, no qual foi encontrado 40,1 Mg ha<sup>-1</sup> de C para vegetação nativa na camada de 0-30 cm (DIONÍSIO et al., 2020) e no Cerrado do Mato Grosso do Sul foi 51 Mg ha<sup>-1</sup> de C na camada de 0-40 cm (VICENTINI et al., 2019). No Piuai, em áreas com produção agrossilvipastoril, os estoques de C no solo foi de 45 a 58 Mg ha<sup>-1</sup> na camada de 0-40 cm na produção de pastagem, eucalipto e plantio direto com soja/milheto ou milho/milheto (GMACH et al., 2018). Entretanto, identificou-se estoque de C do solo em cerca de 75 Mg ha<sup>-1</sup> na vegetação nativa, devido à presença contínua de deposição de resíduos de plantas e ausência de perturbações.

Em outras localizações de Cerrado nos estados brasileiros, identificaram-se estoque de C do solo mais elevado como: i) no Cerrado em Goiás, a vegetação nativa teve 75,4 Mg ha<sup>-1</sup>, sendo a sucessão de culturas (*i.e.*, milho, soja e pousio) e o ILP (*i.e.*, milho, soja, algodão e pousio associado com a introdução de braquiária) obtiveram estoque de C do solo de 60,9 a 61,5 e de 72,4 a 73,0 Mg ha<sup>-1</sup> na camada de 0-30 cm em um Latossolo respectivamente (CARVALHO et al., 2014); ii) no Cerrado do Mato Grosso, Lammel et al. (2017) notaram valores de 75, 70 e 75 Mg ha<sup>-1</sup> em vegetação nativa, lavoura e pastagem lavoura, respectivamente, na camada de 0-40 cm de um Latossolo; iii) Corazza et al. (1999) identificaram 69,86 Mg ha<sup>-1</sup> de estoque de C em vegetação nativa no Cerrado do Distrito Federal em Latossolo na camada de 0 a 40 cm.

A característica do solo deste estudo tende a possuir menor estabilidade da sua MOS, somado ao fato de um SPD e uma ILP ainda não tão bem estabelecidos na região, que proporcionam um baixo aporte de C neste sistema de manejo em relação

aos outros estudos. Perdas de 80% da MOS em áreas cultivadas no Cerrado com teores de argila inferiores a 15% foram relatadas. Solos com teores de argila mais elevados, entre 15-30% e acima de 30% podem atingir perdas de 76 e 46%, respectivamente (ROSCOE et al., 2000; 2003). A elevada estabilidade da MOS correlacionada ao mecanismo de proteção de C no solo é denominada estabilização química, isto é, forte interação organomineral (BAYER et al., 2011; BAYER, 2020).

Em relação a estrutura física dos solos no Cerrado, é um fator importantíssimo também a ser levado em consideração, pois como verificado por Santos et al. (2021), a prática agrícola de plantio direto na região do MATOPIBA pode acarretar rápida compactação dos solos. Os tratos culturais relacionados ao tráfego de implementos agrícolas sobre o solo, induzem a processo de compactação no perfil, afetando a porosidade total e, conseqüentemente, o balanço entre o estoque de água e de ar do solo. Este processo limita o desenvolvimento das raízes e conseqüentemente o aporte de matéria orgânica em subsuperfície do solo.

Pires et al. (2018) demonstraram como as raízes de soja podem explorar profundidades superiores a 70 cm em áreas sob manejo de ILP no município de Brejo, Maranhão (Figura 30). Este fato, evidencia a maior exploração de volume de solo, permitindo que as plantas aportem MO em camadas mais profundas do solo, apresentarem maior resiliência às condições adversas, como por exemplo períodos prolongados de estiagem, e, também, maior capacidade de absorção de nutrientes.

Figura 30 - Raízes das plantas de soja na área de ILP na Fazenda Barbosa em Brejo, MA



Fonte: Pires et al. (2018)

Assim, quando se pensa em elevação da produtividade e sustentabilidade das áreas agrícolas na região do MATOPIBA, há necessidade de melhorar as práticas de plantio direto de forma a minimizar o processo de compactação do solo e melhorar sua estrutura. Dentre várias premissas recomendáveis visando esta melhoria, o aporte de C por biomassa e a diversidade de culturas são *urgéis* a serem implementadas (SANTOS et al., 2021).

Quanto ao acúmulo/perda de C no solo, constatou-se perdas no SPC ( $0,20 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) e ganhos na ILPs ( $0,38$  a  $0,47 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), o que está em consonância com a revisão de literatura de Battle-Bayer et al. (2010) que apresentaram acúmulo de C sob o SPD entre  $0,3$  a  $1,91 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  no Cerrado brasileiro em suas diferentes localizações (a saber: do Distrito Federal, Góias, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul), sendo esta estimativa prevista considerando os primeiros anos de adoção de plantio direto (*i.e.*, entre 10 a 20 anos) em solo com teores de argila em média de  $340$  a  $640 \text{ g kg}^{-1}$ . Assim como no Cerrado de Góias, Metay et al. (2007b) evidenciaram acúmulo de carbono do solo de  $0,35 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  na camada de  $0-10 \text{ cm}$  (menor perturbação do solo) com SPD de arroz em comparação ao plantio convencional devido à elevada entrada de resíduos da cultura e ao não revolvimento do solo.

Em estudo realizado no Cerrado do Distrito Federal, Sant-Anna et al. (2016) verificaram que após 22 anos houve maiores estoques de C do solo sob ILP, todavia nem todos os tratamentos avaliados sob ILP ocasionaram maior acúmulo de C no solo. Segundo os autores, as iniciativas governamentais, que visam a substituição do SPC pelo SPD, bem como intensificar a produção de gado de corte em ILP contribuirão modestamente para o acúmulo de C no solo em longo prazo. Uma vez que será alcançado o nível de saturação do solo (BAYER et al., 2011).

Assim, conforme evidenciado por Corbeels et al. (2016), a área jovem do SPD apresentou maiores acúmulos de C no solo quando comparados às áreas mais velhas neste sistema, constatando taxas de acúmulo de C de  $-0,32$  a  $1,46 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Ainda neste sentido, Campos et al. (2020) verificaram que as terras agrícolas arenosas do oeste da Bahia (*i.e.*, sem irrigação e com produção de algodão, principalmente, e de soja), os quais são o tipo de solo e prática de manejo predominante na região, não se caracterizam como dreno de  $\text{CO}_2$ , mesmo após 20 anos de implementação.

Similares aos resultados deste estudo, Carvalho et al. (2014) evidenciaram perdas médias de 0,25 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> na pastagem e de 0,64 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> em rotações de cultura mesmo sob o SPD. E no sistema ILP (rotação pasto e culturas) houve taxa de acúmulo de 0,60 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> durante o período de 11 anos com a introdução de *Brachiaria ruziziensis* (R. Germ. & C. M. Evrard), evidenciando o relevante papel das raízes na construção do estoque de C em Latossolo sob plantio direto, no qual contribui na formação de agregados através da atividade física das raízes (SALTON et al., 2014).

Diante dos resultados da presente pesquisa, constata-se que o uso do solo pelo setor agropecuário sem ou com reduzida perturbação do solo no seu preparo pode haver acúmulo do estoque de C no solo (CORAZZA et al., 1999; LAL, 2004; MAIA et al., 2009; CERRI et al., 2018). Embora, não se pode perder de mente que a contribuição de cada sistema para estoque de C e o seu balanço, deve ser analisada com cautela, porque a elevada diversidade de manejo do solo e seus diferentes status de degradação são fatores que subsidiam a caracterização de um solo como fonte ou dreno de C-CO<sub>2</sub>.

#### 4.5 Conclusão

A ILP no Cerrado do leste maranhense caracterizou-se como sistema de manejo do solo recomendado devido ao maior acúmulo de C no solo, de 0,35 e de 0,38 Mg de C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, em comparação ao SPC na produção de soja que apresentou perda de 0,20 Mg de C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

#### Referências

BATTLE-BAYER, L.; BATJES, N.H.; BINDRABAN, P.S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: a review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 137, p. 47-58, 2010.

BAYER, C.; AMADO, T. J. C.; TORQUINST, C. G.; CERRI, C. E. C.; DIECKOW, J.; ZANATTA, J. A.; NICOLOSO, R. S. Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. **Tópicos em Ciências do Solo**, Viçosa, v. 7, n. 1, p. 55-118, 2011.

BAYER, C. **Webinar - Matéria Orgânica do Solo**. 2020. Disponível em: <<https://www.youtube.com/watch?v=wTnuBSdEHw0>>. Acessado em: 19 jul. 2020.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 86, n. 2, p. 237-245, 2006.

BLAKE, G. R.; HARTGE, K. H. Bulk density. In: KLUTE, A. (ed.). **Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods**. Madison: ASA; SSSA, 1986. p. 363-375.

BERNOUX, M.; CERRI, C. C.; NEILL, C.; MORAES, J. F. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. **Geoderma**, Amsterdam, v. 82, n. 1-3, p. 43-58, 1998.

BERNOUX, M.; CARVALHO, M. C. S.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C. Brazil's soil carbon stocks. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, n. 3, p. 888-896, 2002.

BERNOUX, M.; VOLKOFF, B. Soil carbon stocks in soil ecoregions of Latin America. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, E. **Carbon sequestration in soils of Latin America**. Boca Raton: CRC Press, 2006. cap. 4, p. 65-75.

BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R.; OLIVEIRA, O. C.; URQUIAGA, S. Potencial para acumulação e seqüestro de carbono em pastagens de Brachiaria. In: LIMA, M. A.; CABRAL, O. M. R.; MIGUEZ, J. D. G. **Mudanças climáticas globais e a agropecuária brasileira**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. cap. 10, p. 213-229.

BUSTAMANTE, M. M. C.; CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; ROSCOE, R. Soil carbono and sequestration potencial in the Cerrado Region of Brazil. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERNS, J.; CERRI, C. E. P. **Carbon sequestration in soils of Latin America**. Boca Raton: CRC Press, 2006. cap. 14, p. 285-304.

CAMPOS, R.; PIRES, G. F.; COSTA, M. H. Soil carbon sequestration in rainfed and irrigated production systems in a new Brazilian agricultural frontier. **Agriculture**, v. 10, n. 5, p. 156, 2020.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PÍCCOLO, M. D. C.; GODINHO, V. P.; CERRI, C. C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 103, n. 2, p. 342-349, 2009.

CARVALHO, J. L. N.; RAUCCI, G. S.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; WRUCK, F. J.; CERRI, C. C. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 110, n. 1, p. 175-186, 2010.

CARVALHO, P. C. D. F.; MORAES, A. D.; PONTES, L. D. S.; ANGHINONI, I.; SULC, R. M.; BATELLO, C. Definições e terminologias para sistema integrado de produção agropecuária. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 45, n. 5, p. 1040-1046, 2014. N<sup>o</sup>. especial.

CERRI, C. E. P.; ABBRUZZINI, T. F.; BRANDANI, C. B.; DURIGAN, M. R.; FREITAS, R. C. A.; DEON, D. S.; CERRI, C. C. Inter-relação entre mitigação da emissão dos gases de efeito estufa e agricultura conservacionista. In: BERTOL, I.; MARIA, I. C.; SOUZA, L. S. **Manejo conservacionista do solo e da água**. 1. ed. Viçosa: SBCS, 2018. cap. 3, p. 51-82.

CERRI, C. E. P. **Estamos manejando adequadamente a matéria orgânica do solo?** Webinar/Palestra. 2020. Disponível em: <<https://www.youtube.com/watch?v=CkCzj8pqTxo>>. Acesso em: 15 Jul. 2020.

CONCEIÇÃO, P. C.; BOENI, M.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Fracionamento densimétrico com politungstato de sódio no estudo da proteção física da matéria orgânica em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 541-549, 2008.

CONTINI, E.; GAZZONI, D.; ARAGÃO, A.; MOTA, M.; MARRA, R. **Complexo Soja - Caracterização e desafios tecnológicos**. Londrina: Embrapa Soja, 2018. 35 p. (Série Desafios do Agronegócio Brasileiro (NT1), Parte 1).

CORAZZA, E. J.; SILVA, J. D.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 2, p. 425-432, 1999.

CORBEELS, M.; MARCHÃO, R. L.; NETO, M. S.; FERREIRA, E. G.; MADARI, B. E.; SCOPEL, E.; BRITO, O. R. Evidence of limited carbon sequestration in soils under no-tillage systems in the Cerrado of Brazil. **Scientific Reports**, London, v. 6, n. 1, p. 1-8, 2016.

CORRÊA, M. M.; KER, J. C.; BARRÓN, V.; TORRENT, J.; CURI, N.; TORRES, T. C. P. Caracterização física, química, mineralógica e micromorfológica de horizontes coesos e fragipãs de solos vermelhos e amarelos do ambiente Tabuleiros Costeiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 297-313, 2008.

CRUVINEL, Ê. B. F.; BUSTAMANTE, M. M. D. C.; KOZOVITS, A. R.; ZEPP, R. G. Soil emissions of NO, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> from croplands in the savanna region of central Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 144, n. 1, p. 29-40, 2011.

D'ANDRÉA, A. F.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; GUILHERME, L. R. G. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, p. 179-186, 2004.

DIONIZIO, E. A.; PIMENTA, F. M.; LIMA, L. B.; COSTA, M. H. Carbon stocks and dynamics of different land uses on the Cerrado agricultural frontier. **PloS One**, San Francisco, v. 15, n. 11, e0241637, 2020.

DOIHARA, I. P. **Nematofauna edáfica em sistemas de uso do solo na microrregião de Chapadinha-MA**. 2015. 81 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2015.

ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 75, n. 4, p. 529-538, 1995.

FERNANDES, F. A.; FERNANDES, A. H. M. **Atualização dos métodos de cálculo dos estoques de carbono do solo sob diferentes condições de manejo**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2013. 5 p.

FRAZÃO, L. A.; SANTANA, I. K. D. S.; CAMPOS, D. V. B. D.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C. Estoques de carbono e nitrogênio e fração leve da matéria orgânica em Neossolo Quartzarênico sob uso agrícola. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 45, n. 10, p. 1198-1204, 2010.

GMACH, M. R.; DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; NÓBREGA, J. C.; LUSTOSA-FILHO, J. F.; SIQUEIRA-NETO, M. Soil organic matter dynamics and land-use change on Oxisols in the Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, Amsterdam, v. 14, e00178, 2018.

JANTALIA, C. P.; RESCK, D. V.; ALVES, B. J.; ZOTARELLI, L.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Tillage effect on C stocks of a clayey Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 95, n. 1-2, p. 97-109, 2007.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, New York, v. 304, n. 5677, p. 1623-1627, 2004.

LAMMEL, D. R.; BUTTERBACH-BAHL, K.; CERRI, C. E. P.; LOUIS, S.; SCHNITZLER, J. P.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C. C and N stocks are not impacted by land use change from Brazilian Savanna (Cerrado) to agriculture despite changes in soil fertility and microbial abundances. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, New York, v. 180, n. 4, p. 436-445, 2017.

LARDY, L. C.; BROSSARD, M.; ASSAD, M. L.; LAURENT, J. Y. Carbon and phosphorus stocks of clayey Ferralsols in Cerrado native and agroecosystems, Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 92, n. 2-3, p. 147-158, 2002.

MAIA, S. M.; OGLE, S. M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 149, n. 1-2, p. 84-91, 2009.

MAIA, S. M.; OGLE, S. M.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E.P. Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 106, n. 2, p. 177-184, 2010.

METAY, A.; OLIVER, R.; SCOPEL, E.; DOUZET, J. M.; MOREIRA, J. A. A.; MARAUX, F.; FEIGL, B. J.; FELLER, C. N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). **Geoderma**, Amsterdam, v. 141, n. 1-2, p. 78-88, 2007a.

METAY, A.; MOREIRA, J. A. A.; BERNOUX, M.; BOYER, T.; DOUZET, J. M.; FEIGL, B.; FELLER, C.; MARAUX, F.; OLIVER, R.; SCOPEL, E. Storage and forms of organic carbon in a no-tillage under cover crops system on clayey Oxisol in dryland rice production (Cerrados, Brazil). **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 94, n. 1, p. 122-132, 2007b.

MORAES, J. F.; VOLKOFF, B. C. C. C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 70, n. 1, p. 63-81, 1996.

OADES, J. M.; GILLMAN, G. P.; UEHARA, G. Interactions of soil organic matter and variable-charge clays. In: COLEMAN, D. C.; OADES, J. M.; UEHARA, G. **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. Honolulu: University of Hawaii, 1989. cap. 3, p.69-95.

PLANTE, A. F.; CONANT, R. T.; STEWART, C. E.; PAUSTIAN, K.; SIX, J. Impact of soil texture on the distribution of soil organic matter in physical and chemical fractions. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, n. 1, p. 287-296, 2006.

PIRES, I. C. G.; ARAÚJO, J. B.; ARAÚJO, R. B. Palestras. In: Encontro Regional de Ciência do Solo na Amazônia Oriental, 3., 2018, São Luís, MA. **O solo e o seu papel na sustentabilidade dos agroecossistemas**; anais. São Luís: EDUFMA, 2018. p. 18-44.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VEITHORST, E. J. Disruption of soil aggregates by varied amounts of ultrasonic energy in fractionation of organic matter of a clay latosol: carbon, nitrogen, and <sup>13</sup>C distribution in particle-size fractions. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 51, n. 3, p. 445-454, 2000.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P. Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 70, n. 2, p. 107-119, 2003.

SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; FABRICIO, A. C.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P. C. **Matéria orgânica do solo na integração lavoura-pecuária em Mato Grosso do Sul**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2005.

SALTON, J. C.; MERCANTE, F. M.; TOMAZI, M.; ZANATTA, J. A.; CONCENÇO, G.; SILVA, W. M.; RETORE, M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 190, p. 70-79, 2014.

SANT-ANNA, S. A.; JANTALIA, C. P.; SA, J. M.; VILELA, L.; MARCHAO, R. L.; ALVES, B. J.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil organic carbon during 22 years of pastures, cropping or integrated crop/livestock systems in the Brazilian Cerrado. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 108, n. 1, p. 101-120, 2017.

SANTOS, R. S.; WIESMEIER, M.; CHERUBIN, M. R.; OLIVEIRA, D. M.; LOCATELLI, J. L.; HOLZSCHUH, M.; CERRI, C. E. Consequences of land-use change in Brazil's new agricultural frontier: A soil physical health assessment. **Geoderma**, Amsterdam, v. 400, art. 115149, 2021.

SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, n. 5, p. 1350-1358, 1999.

SIX, J.; FELLER, C.; DENEFF, K.; OGLE, S.; SA, J. C. M.; ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils-effects of no-tillage. **Agronomie**, v. 22, n. 7-8, p. 755-775, 2002.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2017.

VICENTINI, M. E.; PINOTTI, C. R.; HIRAI, W. Y.; MORAES, M. L. T.; MONTANARI, R.; TEIXEIRA FILHO, M. C. M.; MILORI, D. M. B. P.; LA SCALA JÚNIOR, N.; PANOSSO, A. R. CO<sub>2</sub> emission and its relation to soil temperature, moisture, and O<sub>2</sub> absorption in the reforested areas of Cerrado biome, Central Brazil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 444, n. 1, p. 193-211, 2019.

## 5 EMISSÃO LÍQUIDA DOS GASES DE EFEITO ESTUFA PELO SOLO EM DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO NA CULTURA DA SOJA

### 5.1 Introdução

Os solos tropicais possuem alta capacidade de acúmulo de carbono (C), porém a taxa de sequestro de C pode ser baixa. Desse modo, a necessidade de melhorias da qualidade do solo é importante, sendo que o maior desafio nos trópicos é a fragilidade das instituições, limitação da infraestrutura e sistema agrícola com limitado acesso a recursos e tecnologia, portanto, políticas agrícolas de restauração e conservação do solo devem ser implementadas para mitigar as tendências de degradação do solo (LAL, 2004).

Assim, deve-se intensificar o incentivo à adoção de práticas de manejo e processos tecnológicos, que aumente a fixação de C na vegetação e no solo, auxiliando na redução das emissões de GEEs para a atmosfera originárias do setor agrícola (CERRI et al., 2018). Neste sentido, a agropecuária baseada em manejos conservacionistas possui elevado potencial de sequestro de C e representa uma das mais promissoras alternativas para mitigação dos GEEs (SALTON et al., 2005; BAYER et al., 2006; 2011; CARVALHO et al., 2014; BAYER, 2020).

As emissões ou remoções de CO<sub>2</sub> pelos solos após a MUT e subsequente sistema de manejo adotado pode ser expressa pela emissão líquida de GEE e deve considerar: i) que os fluxos de CO<sub>2</sub> são estimados a partir das mudanças no estoque de C entre a(s) área(s) sob os sistemas de manejo da terra comparada(s) a área(s) de referência(s), normalmente, sob vegetação nativa; ii) e os outros gases responsáveis pelo efeito estufa oriundos do solo - o metano (CH<sub>4</sub>) e o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O); os quais são inventariados diretamente no compartimento solo-atmosfera também entre a(s) área(s) sob os sistemas de manejo da terra comparada(s) a área(s) de referência(s) - normalmente sob vegetação nativa (BERNOUX et al., 2005); e deve ser expressos em C-equivalente (C<sub>eq</sub>), considerando seus respectivos Potenciais de Aquecimento Global - PAG (BATTLE-BAYER et al., 2010).

A partir da emissão líquida de GEE pelo solo pode-se verificar se este solo atua como dreno ou fonte de CO<sub>2</sub> e que sendo verificado que atuou como um sumidouro pode-se caracterizar que houve sequestro de C pelo solo devido a prática de manejo

conservacionista adotada após a MUT. Assim, quantificar o sequestro de C no solo é avaliar as mudanças nos estoques de C, associando aos fluxos de gases de efeito estufa ( $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$ ), no qual o “sequestro de C do solo” para um agroecossistema em comparação a um sistema de relevância, durante um período, deve descontar os fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$ , em equivalentes de C ou equivalentes C- $\text{CO}_2$ , das taxas de acúmulo de C no solo.

Portanto, os fluxos de  $\text{CO}_2$  não são levados em consideração, pois se considera que já estão incluídos no balanço global de C no sistema solo-planta-atmosfera, sendo considerados nas mudanças de estoque de C do solo, desta forma, evitando-se a dupla contabilidade desse gás no balanço (BERNOUX et al., 2005; CERRI et al., 2004; SIGNOR et al., 2014; CERRI et al., 2018).

A diferença entre estoque de C e sequestro de C no solo é que o primeiro está mais restrito à diferença de estoque de C entre dois manejos ou sistemas agrícolas. O segundo mais amplo que envolve a diferença de estoque, como também as variações nas emissões de  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$  (CERRI et al., 2018). Assim como, dependendo do escopo inventariado, pode-se incluir as emissões referentes aos fluxos de energia e materiais envolvidos nos processos produtivos (e.g., uso de fertilizantes, agroquímicos, combustíveis fósseis, rebanho, etc.- BERNOUX et al., 2006; VEIGA et al., 2015).

Desse modo, os cálculos para realização da conversão dos fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  em  $C_{eq}$  são apresentados a seguir nas equações (10) e (11), de modo que a magnitude de emissão de cada gás e o seu respectivo PAG possam ser comparada em uma escala de grandeza única (IPCC, 2014).

$$C_{eq.N_2O} = N_2O * (44/28) * (12/44) * 265 \quad (10)$$

$$C_{eq.CH_4} = CH_4 * (16/12) * (12/44) * 28 \quad (11)$$

Em que: (12/44) = relação entre o peso molecular do carbono e do  $\text{CO}_2$ ; (44/28) = relação entre o peso molecular do  $\text{N}_2\text{O}$  e do nitrogênio; (16/12) = relação entre o peso molecular do  $\text{CH}_4$  e do carbono; 265 = potencial de aquecimento global do  $\text{N}_2\text{O}$  em relação ao  $\text{CO}_2$ ; 28 = potencial de aquecimento global do  $\text{CH}_4$  em relação ao  $\text{CO}_2$ .

A capacidade e permanência do solo como dreno de  $\text{CO}_2$  estão relacionadas ao teor de argila e mineralogia, estabilidade estrutural, posição da paisagem, regimes de umidade e temperatura, sendo que a capacidade de formar e reter os

macroagregados estáveis é considerado um processo-chave para o sequestro de C (LAL, 2004; CHUNG et al., 2008). Desta forma, a adoção combinada de SPD com uma sucessão/rotação de culturas de cobertura com elevado aporte de material vegetal estimula a estabilização do C no solo (SISTI et al., 2004; DIEKOW et al., 2005; BODDEY et al., 2008; URQUIAGA et al., 2010; BAYER et al., 2011). Além disso, a taxa de aumento no estoque do MOS segue uma curva sigmóide, atinge o máximo entre 5 a 20 anos após a adoção sistemas conservacionistas e continua até que o MOS atinja um novo equilíbrio (LAL, 2006; BAYER et al., 2011).

Carvalho et al. (2009) ao estudarem a mudança de no sistema de manejo em áreas de plantio convencional de arroz para soja em SPD, obtiveram uma taxa média anual de sequestro de C do solo de  $0,23 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  pela redução das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  em  $C_{\text{eq}}$ , além do aumento do estoque de C do solo.

Metay et al. (2007a), notaram que o fluxo de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  no sistema solo-atmosfera foram influenciados pelas práticas de gestão do solo na agricultura em um Latossolo no Cerrado em Goiás. Os mesmos autores verificaram ainda que o plantio direto de arroz após a braquiária e culturas leguminosa sequestrou  $0,32 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  quando comparado ao plantio convencional na camada de 0-30 cm de solo. Carvalho et al. (2014) verificaram sequestro de C de  $0,36 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  pelo solo na mudança do sistema de manejo de SPD com rotação de cultura para ILP para a mesma profundidade de solo e no mesmo estado.

Em manejo de pastagens, Conant et al. (2017) em sua síntese global de estudos que envolveu práticas de manejo, apresentaram resultados que indicaram que as pastagens com manejos conservacionistas podem sequestrar quantidades de C atmosférico a uma taxa média de  $0,47 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

Portanto, o manejo do solo deve priorizar sistemas em que o estoque de C seja restaurado e melhorado, assim como, promover a mitigação das emissões de  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$  no sistema solo-atmosfera e, desta forma, incentivar o papel do solo como dreno de  $\text{CO}_2$  atmosférico. O potencial de sequestro de C no solo considerando estratégias ganha-ganha é finito e realizável em um curto período de tempo (*i.e.*, 20 a 50 anos), sendo que essa estreita ligação entre o sequestro de C, e a segurança alimentar mundial e as mudanças climáticas não podem ser ignoradas.

Neste contexto, essa pesquisa está baseada na hipótese que a adoção de ILP pode atuar na mitigando da emissão dos GEE em comparação aos manejos agrícolas convencionais, caracterizando-se como dreno de C atmosférico. O objetivo dessa

pesquisa foi avaliar as emissões líquidas de GEE pelo solo sob ILP e sistema de plantio convencional em áreas de produção de soja no Cerrado do leste maranhense.

## 5.2 Material e métodos

A localização da área de estudo, a classificação climática e as características físico-químicas do solo, bem como, a definição dos sistemas de manejo e seus respectivos históricos do uso da terra estão descritos no item 3.5.

A emissão líquida de GEE proveniente do solo foi calculada considerando a taxa de acúmulo ou perda de C do solo ( $\Delta C$  no solo) conforme descrito no capítulo 4 e a emissão acumulada de  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$  nos sistemas de manejos descontando as emissões destes gases que foram emitidas pela referência (VN), sendo expressa em  $C_{\text{equivalente}}$  (equação 12).

$$\text{Emissão líquida GEE pelo solo} = \Delta C \text{ no solo} - \text{emissão líquida de } \text{CH}_4 \text{ e } \text{N}_2\text{O} \quad (12)$$

## 5.3 Resultados

Em relação a taxa de mudança de C no solo ( $\Delta C$ ), observa-se perdas no SPC de  $0,20 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , e incremento no sistema ILP, sendo de  $0,36$  e de  $0,38 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  para a ILP1 e ILP2, respectivamente, desse modo, evidenciou-se a ILP2 com melhor alternativa de manejo do solo na produção de soja no Cerrado do leste maranhense (Tabela 9).

Tabela 9 - Emissão líquida de GEE pelo solo nos diferentes manejos do solo na produção de soja na Fazenda de Barbosa em Brejo, MA

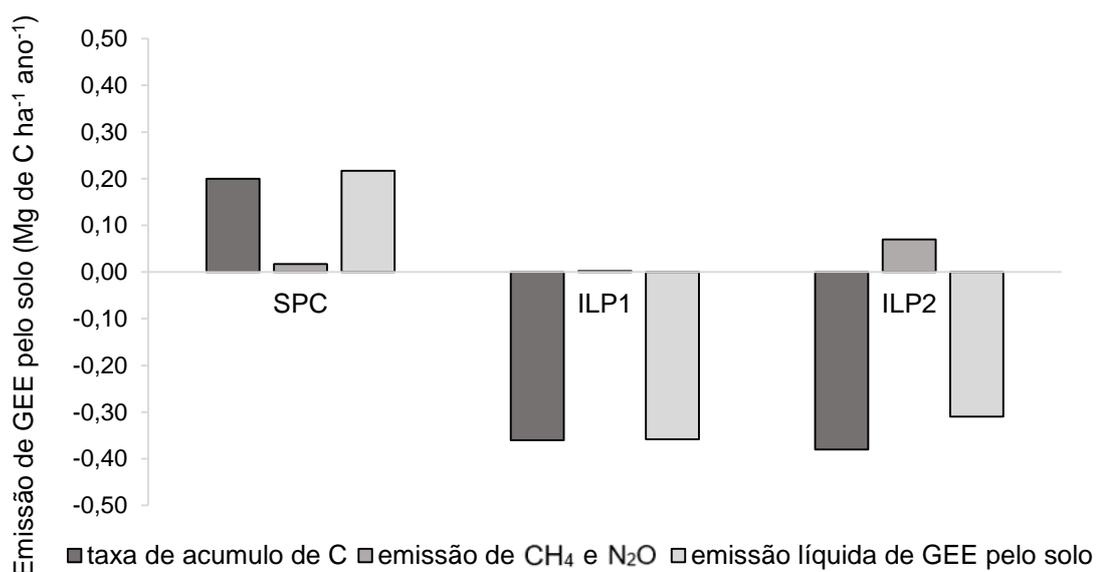
Sistema de manejo do solo	$\Delta C$	Emissão $\text{CH}_4$ e $\text{N}_2\text{O}$	
		$(C_{\text{eq}})$	Taxa de sequesto
		$\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$	
SPC	-0,20	0,017	-0,22
ILP1	0,47	0,002	0,47
ILP2	0,38	0,070	0,31

SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações

Quanto ao fluxo de CH<sub>4</sub> e de N<sub>2</sub>O, expressos em C<sub>eq.</sub>, constatou-se maior emissão líquida destes gases no manejo de ILP2 (0,070 Mg de C<sub>eq</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), seguido do SPC e da ILP1 com emissões de 0,017 e 0,002 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente (Tabela 9).

O ILP1 apresentou o maior acúmulo de C no solo comparado aos demais sistemas, assim como, teve a menor emissão líquida de CH<sub>4</sub> e de N<sub>2</sub>O, desse modo, evidencia-se uma taxa de emissão líquida de GEE pelo solo menor quando comparado ao ILP2. Portanto, considerando o sequestro de C do solo, pode-se inferir que a ILP1 se apresentou como potencial alternativa na mitigação de CO<sub>2</sub> na produção de soja no Cerrado do leste maranhense (Figura 31).

Figura 31 - Emissão de GEE do solo considerando taxa de acúmulo de C e emissão de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O pelo solo nos sistemas de manejo do solo na produção de soja da Fazenda Barbosa em Brejo, MA



SPC: Sistema de Plantio Convencional; ILP1: Integração Lavoura-Pecuária com 1 rotação; ILP2: Integração Lavoura-Pecuária com 2 rotações

## 5.4 Discussão

A emissão líquida de GEE pelo solo determinada nesta pesquisa foi de 0,22 Mg de C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> em SPC e de - 0,47 e - 0,31 Mg de C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para ILP1 e ILP2, respectivamente considerando o C armazenado na camada 0-40 cm. Em relação à magnitude dos valores, estes resultados corroboram com o estudo de

Metay et al. (2007a), os quais identificaram em SPD na produção de algodão no Cerrado em Goiás, sequestro de C de 0,32 Mg de C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (0-30 cm) comparado ao plantio convencional. Assim como estão em consonância com os valores encontrados por Carvalho et al. (2009) que obtiveram uma taxa média anual de sequestro de C do solo de 0,23 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> na mudança de manejo de áreas de plantio convencional de arroz (sequeiro) para soja sob SPD no Cerrado em Rondônia.

Com relação ao sistema de ILP, Carvalho et al (2014) observaram emissão líquida de GEE de 0,54 e 0,72 Mg de C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> na conversão da VN para pastagem e para a sucessão de cultura de soja respectivamente. Já a conversão da sucessão supracida em ILP apresentou um sequestro de C de 0,36 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, embora tenha sido identificado um aumento da emissão de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O, evidenciou-se esta mudança do uso da terra como dreno de GEE.

Salton et al. (2014), no Cerrado do Mato Grosso do Sul, verificaram emissão de GEE positiva no plantio convencional e fluxos negativos em ILP, além disso, os autores notaram que o balanço geral das emissões de GEE foi determinado pelo potencial de cada sistema em sequestrar C no solo, assim, a ILP obteve acúmulo de C do solo bem como menores emissões acumuladas de N<sub>2</sub>O.

Os resultados encontrados nessa pesquisa, apontam a ILP como dreno de GEE pelo solo, apesar do ILP2 apresentar maiores emissões de gases (*i.e.*, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O) no sistema solo-atmosfera comparado ao SPC. Considerando o atual modelo de produção da soja da região do leste maranhense, recomenda-se o uso de ILP, sendo ainda sugerido a implantação da braquiária (*i.e.*, forragem) com maior frequência, devido seu maior aporte de biomassa (tanto aérea quanto radicular) no solo, tendo ainda o benefício de se mostrar como uma cultura de cobertura melhor adaptada às condições edafoclimáticas na região.

## 5.5 Conclusão

O sistema ILP para a produção de soja foi muito eficiente ao acumular C no solo e teve reduzido impacto com as emissões mais elevadas de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O no sistema solo-atmosfera em relação ao SPC, caracterizando-o como um sistema de dreno de C atmosférico no leste maranhense.

## Referências

- BAYER, C.; AMADO, T. J. C.; TORQUINST, C. G.; CERRI, C. E. C.; DIECKOW, J.; ZANATTA, J. A.; NICOLOSO, R. S. Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. **Tópicos em Ciências do Solo**, Viçosa, v. 7, n.1, p. 55-118, 2011.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 86, n. 2, p. 237-245, 2006.
- BAYER, C. **Webinar - Matéria Orgânica do Solo**. 2020. Disponível em: <<https://www.youtube.com/watch?v=wTnuBSdEHw0>>. Acessado em: 19 jul. 2020.
- BATTLE-BAYER, L.; BATJES, N. H.; BINDRABAN, P. S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: a review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 137, p. 47-58, 2010.
- BERNOUX, M.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P.; SIQUEIRA NETO, M.; METAY, A.; PERRIN, A. S.; SCOPEL, E.; RAZAFIMBELO, T.; BLAVET, D.; PICCOLO, M. C.; PAVEI, M.; MILNE, E. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. **Agronomy for Sustainable Development**, Les Ulis, v. 26, n. 1, p. 1-8, 2006.
- BERNOUX, M.; CARVALHO, M. C. S.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C. Brazil's soil carbon stocks. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, p. 888-896, 2002.
- BERNOUX, M.; CERRI, C. C.; VOLKOFF, B.; CARVALHO, M. C. S.; FELLER, C.; CERRI, C. E.; ESCHENBRENNER, V.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. Gases do efeito estufa e estoques de carbono nos solos: inventário do Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, DF, v. 22, n. 1, p. 235-246, 2005.
- BERNOUX, M.; VOLKOFF, B. Soil carbon stocks in soil ecoregions of Latin America. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, E. **Carbon sequestration in soils of Latin America**. Boca Raton: CRC Press, 2006. cap. 4, p. 65-75.
- BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CONCEICAO, P. C.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; SANTOS, H. P.; DENARDIN, J. E.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; ALVES, B. J. R.; Urquiaga, S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, n. 2, p. 784-795, 2010.
- CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. D. C.; GODINHO, V. P.; CERRI, C. C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 103, n. 2, p. 342-349, 2009.

CARVALHO, P. C. D. F.; MORAES, A. D.; PONTES, L. D. S.; ANGHINONI, I.; SULC, R. M.; BATELLO, C. Definições e terminologias para sistema integrado de produção agropecuária. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 45, n. 5, p. 1040-1046, 2014. N<sup>o</sup>. especial.

CERRI, C. E. P.; ABBRUZZINI, T. F.; BRANDANI, C. B.; DURIGAN, M. R.; FREITAS, R. C. A.; DEON, D. S.; CERRI, C. C. Inter-relação entre mitigação da emissão dos gases de efeito estufa e agricultura conservacionista. In: BERTOL, I.; MARIA, I. C.; SOUZA, L. S. **Manejo conservacionista do solo e da água**. 1. ed. Viçosa: SBCS, 2018. cap. 3, p. 51-82.

CERRI, C. E. P.; PAUSTIAN, K.; BERNOUX, M.; VICTORIA, R. L.; MELILLO, J. M.; CERRI, C. C. Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century model. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, n. 5, p. 815-832, 2004.

CHUNG, H.; GROVE, J. H.; SIX, J. Indications for soil carbon saturation in a temperate agroecosystem. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, n. 4, p. 1132-1139, 2008.

CONANT, R. T.; CERRI, C. E.; OSBORNE, B. B.; PAUSTIAN, K. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 27, n. 2, p. 662-668, 2017.

CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E. T. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 11, n. 2, p. 343-355, 2001.

DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D. P.; KÖGEL-KNABNER, I. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 81, n. 1, p. 87-95, 2005.

IPCC. **Summary for policymakers. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2014.

LAL, R. Enhancing crop yields in the developing countries through restoration of the soil organic carbon pool in agricultural lands. **Land Degradation & Development**, Chichester, v. 17, n. 2, p. 197-209, 2006.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, New York, v. 304, n. 5677, p. 1623-1627, 2004.

METAY, A.; OLIVER, R.; SCOPEL, E.; DOUZET, J. M.; MOREIRA, J. A. A.; MARAUX, F.; FEIGL, B. J.; FELLER, C. N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). **Geoderma**, Amsterdam, v. 141, n. 1-2, p. 78-88, 2007.

SALTON, J. C.; MERCANTE, F. M.; TOMAZI, M.; ZANATTA, J. A.; CONCENÇO, G.; SILVA, W. M.; RETORE, M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 190, p. 70-79, 2014.

SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; FABRICIO, A. C.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P. C. **Matéria orgânica do solo na integração lavoura-pecuária em Mato Grosso do Sul**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2005.

SIGNOR, D.; PISSIONI, L. L. M.; CERRI, C. E. P. Emissões de gases de efeito estufa pela deposição de palha de cana-de-açúcar sobre o solo. **Bragantia**, Campinas, v. 73, p. 113-122, 2014.

SISTI, C. P.; SANTOS, H. P.; KOHHANN, R.; ALVES, B. J.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 76, n. 1, p. 39-58, 2004.

URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. P.; BODDEY, R. M. Variações nos estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa em solos das regiões tropicais e subtropicais do Brasil: uma análise crítica. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, n. 130, p. 12-21, 2010.

VEIGA, J. P. S.; ROMANELLI, T. L.; GIMENEZ, L. M.; BUSATO, P.; MILAN, M. Energy embodiment in Brazilian agriculture: an overview of 23 crops. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 72, p. 471-477, 2015.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No Cerrado do leste maranhense, com suas peculiaridades edafoclimáticas e escassas pesquisas analisando o papel do solo como dreno ou fonte de C atmosféricos, a ILP apresentou maior estoque de C do solo comparado ao SPC. Esta eficiência ao acumular C no solo foi relacionada aos benefícios da introdução de milho e braquiária. Desta forma, é um sistema de manejo na cultura de soja indicado para a adição de C no solo nas condições edafoclimáticas regionais.

A ILP apresentou sequestro de C pelo solo, evidenciando menores emissões líquidas de GEEs pelo solo, mesmo com as suas emissões acumuladas de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O, em relação ao SPC. Neste caso, a ILP foi caracterizada como um dreno de C atmosférico na produção de soja. A ILP1 exibiu menor emissão líquida de GEE pelo solo, refletindo a influência do seu maior acúmulo de C no solo quando comparado ao ILP2.

Portanto, nossa hipótese foi confirmada quando o sistema de manejo ILP resulta em maior estoque de C no solo e em menor emissão líquida GEE em comparação ao SPC. Portanto, a adoção da ILP nas condições edafoclimáticas da região representa um potencial dreno de C atmosférico, contribuindo para a mitigação de GEE pelo solo e para a sustentabilidade do setor agropecuário.

Recomenda-se que análises futuras considerem: i) a produtividade de grãos; ii) o fechamento do ciclo produtivo delimitando o sistema em um módulo de 4 anos, inserindo a variável de produção de carne; iii) as emissões diretas e indiretas de fertilizante, pesticidas, animal entre outras fontes de GEE; o que possibilitará avaliar a eficiência do sistema pelo aspecto ambiental e agrônomico.

**ANEXO**



Tabela 10 - Caracterização morfológica e granulométrica do solo

Horizonte	Profundidade cm	g.kg <sup>-1</sup>			Classe Textural <sup>1</sup>	Cor úmida <sup>2</sup>	Estrutura <sup>2</sup>
		Areia <sup>1</sup>	Silte <sup>1</sup>	Argila <sup>1</sup>			
VN							
Ap1	0-25	843	45	112	arenosa	2.5Y 3/1	moderada, média blocos angulares
A2	25-41	754	31	215	média-arenosa	2.5Y 3/2	moderada, média blocos angulares
AB	41-68	680	27	293	média-argilosa	2.5Y 5/3	forte, média a grande blocos angulares
BAe	68-99	623	34	343	argilosa	10YR 6/6	moderada, grande a muito grande blocos angulares e subangulares
B1	99-129	593	23	384	argilosa	10YR7/6	fraca, grande a muito grande blocos angulares e subangulares
Bf2	129-165	513	34	453	argilosa	7.5YR 6/6	fraca, grande a muito grande blocos subangulares
B3	165- 200 +	504	44	452	argilosa	10YR 6/6	fraca, grande blocos subangulares
SPC <sup>3</sup>							
Ap1	0-23	830	69	101	arenosa	5Y 4/1	grão simples, solta
A2	23-35	802	60	138	média-arenosa	2.5Y 5/2	fraca, média blocos subangulares
AB	35-59	680	43	277	média-arenosa	2.5Y 6/2	moderada, média a grande blocos subangulares
BAe	59-115	613	51	336	média-argilosa	2.5YR 5/3	moderada, grande a muito grande blocos angulares e subangulares
B1	115-150	562	22	416	argilosa	10YR 7/6	fraca, grande a muito grande blocos angulares e subangulares
Bf2	150-178	538	30	432	argilosa	10YR 7/7	moderada, grande a muito grande blocos subangulares
B3	178-200+	521	33	446	média-argilosa	10YR 6/8	moderada, grande blocos subangulares
ILP1							
Ap1	0-21	839	39	122	arenosa	5Y 2.5/1	grão simples, solta
A2	21-39	778	53	169	média-arenosa	2.5Y 2.5/1	fraca, média blocos subangulares
AB	39-51	729	20	251	média-argilosa	2.5Y 5/1	moderada, média a grande blocos subangulares
BA	51-76	690	21	289	média-argilosa	2.5YR 5/2	moderada, grande a muito grande blocos angulares e subangulares
B1	76-110	622	45	333	média-argilosa	10YR 7/6	fraca, grande a muito grande blocos angulares e subangulares
Bf2	110-120	605	42	353	média-argilosa	10YR 7/7	moderada, grande a muito grande blocos subangulares
B3	120-200cm+	588	50	362	média-argilosa	10YR 6/8	moderada, grande blocos subangulares

---

						ILP2	
Ap1	0-19	846	42	112	arenosa	5Y 2.5/1	grão simples, solta
A2	19-36	774	51	175	média-arenosa	2.5Y 3/1	fraca, média blocos subangulares
A3	36-53	732	17	251	média-argilosa	2.5Y 4/2	moderada, média a grande blocos subangulares
BA	53-75	673	26	301	média-argilosa	2.5YR 5/3	moderada, grande a muito grande blocos angulares e subangulares
Bf1	75-105	631	34	335	média-argilosa	10YR 6/6	fraca, grande a muito grande blocos angulares e subangulares
Bf2	105-126	617	37	346	média-argilosa	10YR 7/6	moderada, grande a muito grande blocos subangulares
Bf3	200cm+	567	22	411	argilosa	10YR 7/8	moderada, grande blocos subangulares

---

Fonte: Pires et al. (2020)