

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS - *campus* SOROCABA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA SUSTENTABILIDADE
Programa de Pós Graduação em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental - PPGBMA

Camila Bolfarini Bento

**IMPACTOS DO MANEJO DO SOLO EM ÁREA DE PASTAGEM EXTENSIVA
CONVERTIDA EM CULTIVO DE CANA-DE-AÇÚCAR E EM PASTAGEM
INTENSIVA**

Sorocaba

2020

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS - *campus* SOROCABA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA SUSTENTABILIDADE
Programa de Pós Graduação em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental - PPGBMA

Camila Bolfarini Bento

**IMPACTOS DO MANEJO DO SOLO EM ÁREA DE PASTAGEM EXTENSIVA
CONVERTIDA EM CULTIVO DE CANA-DE-AÇÚCAR E EM PASTAGEM
INTENSIVA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental para obtenção do título de Doutor em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental.

Orientação: Profa. Dra. Janaina Braga do Carmo

Financiamento: CNPq [2016 - 2018]

Fapesp nº 2018/00771-0 [2018 – 2020]

Sorocaba

2020

FOLHA DE APROVAÇÃO

CAMILA BOLFARINI BENTO

IMPACTOS DO MANEJO DO SOLO EM ÁREA DE PASTAGEM EXTENSIVA
CONVERTIDA EM CULTIVO DE CANA-DE-AÇÚCAR E EM PASTAGEM INTENSIVA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental para obtenção do título de Doutor em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental.
Sorocaba, 30 de Abril de 2020.

Orientadora

Dra. Janaina Braga do Carmo
Universidade Federal de São Carlos – *campus* Sorocaba

Examinador

Dr. Carlos Eduardo Pellegrino Cerri
Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz

Examinador

Dr. Luiz Antonio Martinelli
Universidade de São Paulo – Centro Energia Nuclear na Agricultura

Examinadora

Dra. Raffaella Rossetto
Agência Paulista de Tecnologia para o Agronegócio – Unidade Piracicaba

Examinador

Dr. Reginaldo Barbosa da Silva
Universidade Estadual Paulista – *campus* Registro

Dedico aos meus pais, Ercilia Bolfarini Bento e Eurides Bento.

AGRADECIMENTOS

Á Dra. Janaina Braga do Carmo, minha orientadora, por ter me acolhido em sua equipe, pela confiança e por guiar-me intelectualmente por todos esses anos.

Ao meu marido Rudolf Duwe Teixeira pelo auxílio em diversas etapas de campo, por sempre ter me acompanhado, incentivado e por entender meus momentos de ausência.

Aos pesquisadores que também contribuíram para a minha evolução como pós-graduanda, Dr. Acacio Navarrete, Dra. Carolina Braga Brandani e Dr. Leonardo Machado Pitombo.

Ás minhas queridas irmãs Iara, Mara e Renata pela amizade, apoio e incentivo ininterruptos.

Ao grupo de pesquisa pelas conversas e pelo apoio durante diversas etapas da pesquisa e aos amigos adquiridos durante a pós-graduação.

Aos proprietários da fazenda (Brandina César Flores e Pedro Flores) pelo auxílio durante várias etapas da pesquisa e por ter-nos cedido espaço para a execução do experimento.

Á Universidade Federal de São Carlos *campus* Sorocaba e ao Programa de Pós-graduação em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental, em conjunto com toda equipe docente, por me auxiliarem na construção de conhecimento em biotecnologia e no monitoramento ambiental.

Á Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro.

RESUMO

BENTO, Camila Bolfarini. Impactos do manejo do solo em áreas de pastagens extensivas convertidas em cultivos de cana-de-açúcar e em pastagens intensivas. 2020. Tese (Doutorado em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental) – Universidade Federal de São Carlos, *campus* Sorocaba, Sorocaba, 2020.

A redução nas emissões de gases do efeito estufa gerada pelo uso do etanol está associada à forma com que ocorrerão as mudanças de uso do solo para plantio da cultura canavieira. Uma das principais consequências do aumento da área plantada com cana-de-açúcar é a expansão da cultura para áreas de pastagem. Dependendo do sistema de manejo adotado durante a conversão de pastagem para cana-de-açúcar a estrutura do solo e as emissões de gases de efeito estufa poderão ser negativamente alteradas. Nesse sentido, este projeto avaliou as alterações nos teores de metais potencialmente tóxicos, os impactos da conversão na quantidade e na qualidade do carbono e nas emissões de CO₂, CH₄ e N₂O durante seis anos (2013 a 2019). O experimento foi instalado em uma fazenda no município de Salto de Pirapora no Estado de São Paulo, Brasil. Optou-se pelo monitoramento de dois cenários nos quais a pastagem extensiva foi a condição inicial. No primeiro, foi executada a intensificação da pastagem extensiva. No segundo, foi feita a conversão da pastagem extensiva para cana-de-açúcar. Duas atividades de manejo convencionalmente realizadas em áreas de cultivos agrícolas foram adotadas, o preparo do solo e a fertilização inorgânica. O preparo do solo consistiu de aração, gradagem, nivelamento e abertura dos sulcos de plantio da cana-de-açúcar. No primeiro ano, a cana-de-açúcar foi fertilizada com 60, 140 e 120 kg ha⁻¹ de NPK. Nos anos de soqueira da cana-de-açúcar, a dose de fertilizante aplicada foi de 120, 30 e 120 kg ha⁻¹ de NPK. Em todos os anos avaliados, o tratamento com pastagem intensiva teve as mesmas doses de fertilizantes aplicados no solo (60, 40 e 40 kg ha⁻¹ de NPK). As concentrações de metais potencialmente tóxicos demonstraram-se dentro dos valores máximos exigidos pela legislação brasileira. Apesar de vários dos elementos analisados terem aumentado em comparação a concentração inicial, somente os teores de Cd apresentaram aumentos devido a fertilização inorgânica, na ordem de 9,54 mg ha⁻¹ ano⁻¹. Considerando o ano de conversão (2013) e o último ano de avaliações (2019), os estoques de carbono aumentaram na pastagem e na cana-de-açúcar. A aplicação de fertilizantes resultou em um acúmulo de carbono de 30,52% maior em PI do que em CA. De 2014 a 2019, o carbono total quantificado como lábil aumentou em 1% em PE e CA e caiu em 4% em PI. As emissões de CO₂ e N₂O no período acumulado são maiores nos tratamentos fertilizados. Os tratamentos com pastagem comportam-se como fonte de CH₄ e os tratamentos com cana-de-açúcar como dreno de CH₄ para a atmosfera. O CO₂ equivalente foi 653,7 kg CO₂-eq ha⁻¹ mais elevado em PI do que em CA. Os fatores de emissão ficaram dentro da faixa observada por outros autores, porém abaixo do valor determinado pelo IPCC.

Palavras-chave: Metais potencialmente tóxicos. Estoque de carbono. Emissões de GEE. Dióxido de carbono. Metano. Óxido nitroso.

ABSTRACT

Future decreases in greenhouse gas emissions due the use of ethanol have been associated with the way in which changes in land use will occur for new sugarcane crops. One of the main consequences of the increases in the sugarcane planted areas is the expansion toward pasture land. Depending on the management system adopted during the conversion from pasture to sugarcane, the soil structure and greenhouse gas emissions may be negatively altered. In this sense, this project evaluated changes in the levels of potentially toxic metals, the impacts of conversion on the quantity and quality of carbon and on emissions of CO₂, CH₄ and N₂O over six years (2013 to 2019). The experiment was installed on a farm in the municipality of Salto de Pirapora in the State of São Paulo, Brazil. We chose two scenarios in which extensive pasture was the initial condition. In the first, intensification of extensive pasture was carried out. In the second, extensive pasture was converted to sugarcane. Two management activities conventionally carried out in agricultural cultivation areas were adopted, soil preparation and inorganic fertilization. The soil preparation consisted of plowing, harrowing, leveling and opening the sugarcane planting furrows. In the first year, sugarcane was fertilized with 60, 140 and 120 kg ha⁻¹ of NPK. In the sugarcane ratoon years, the fertilizer application rates were 120, 30 and 120 kg ha⁻¹ of NPK. The treatments with intensive pasture had the same rates of fertilizers applied (60, 40 and 40 kg ha⁻¹ of NPK) from 2013 to 2019. Although several of the elements analyzed have increased in comparison to the initial concentration, only the levels of Cd showed increases due to inorganic fertilization. Such increase was in order of 9.54 mg ha⁻¹ year⁻¹. Considering the conversion year (2013) and the last year of evaluations (2019), carbon stocks increased in pasture and sugarcane. The application of fertilizers resulted in a carbon accumulation 30.52% higher in PI than in CA. From 2014 to 2019, the carbon quantified as labile increased by 1% in PE and CA and decrease by 4% in PI. The accumulated CO₂ and N₂O emissions were higher in fertilized treatments. Pasture treatments were a CH₄ source and sugarcane treatments as a CH₄ sink to the atmosphere. The CO₂-equivalent was 653.7 kg CO₂-eq ha⁻¹ higher in PI than in CA. The emission factors were within the range observed by other authors, but below the determined by the IPCC.

Key-words: Potentially toxic metals. Carbon stock. Carbon dioxide. Methane. Nitrous oxide. GHG emissions.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização geográfica da área experimental na região Sudeste do Estado de SP - Brasil	27
Figura 2. Etapas de preparo do solo seguidas das coletas de gases.	30
Figura 3. À esquerda, esquema mostrando as dimensões da trincheira ¹ de cana-de-açúcar. À direita, figura mostrando o perfil de amostragem de 0-40 cm.	32
Figura 4. Posicionamento da câmara estática na pseudorréplica em (a) pastagem e em (b) cana-de-açúcar.	37
Figura 5. Índices de precipitação e temperaturas do solo e do ar durante os ciclos de 2013 a 2019.	41
Figura 6. Valores médios ¹ para o WFPS calculado de 2013 a 2019 nos tratamentos analisados.	44
Figura 7. Box-plot dos teores de MPT em cada tratamento comparados a 0-20 cm e 20-40 cm de profundidade ¹ .	48
Figura 8. Diagrama das correlações de Pearson e nível de significância entre os MPT e os parâmetros físico-químicos.	50
Figura 9. Carbono total ¹ no perfil com profundidade de 80 cm nos tratamentos PE, PI, CC e CA.	57
Figura 10. Dispersão entre o carbono e o nitrogênio total considerando o perfil de 0-80 cm e as relações C/N nos períodos avaliados.	60
Figura 11. Carbono lábil ¹ registrado nos tratamentos PE, PI e CA na profundidade de 20 cm.	62
Figura 12. Índice de manejo ¹ e sensibilidade do carbono na pastagem extensiva (PE) e na cana-de-açúcar (CA) no primeiro e último ano analisado.	64
Figura 13. Comparativo entre o acúmulo de carbono e os estoques de carbono nos tratamentos PE, PI e CA durante os dois períodos analisados.	66
Figura 14. Box-plot dos fluxos de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O quantificados nos ciclos, de 2013 a 2019, nos tratamentos com cana-de-açúcar e pastagem.	71
Figura 15. Matriz de correlação e significância entre os fluxos e os parâmetros ambientais.	73
Figura 16. Comparações entre as emissões ¹ anuais (n=4) de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O e significância.	76
Figura 17. Fator de emissão baseado nas taxas de nitrogênio aplicadas na forma de NH ₄ NO ₃ nos tratamentos PI e CA.	79

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização química do solo realizada no experimento antes da conversão de pastagem para cana-de-açúcar.	27
Tabela 2. Descrição dos tratamentos instalados na área experimental.	28
Tabela 3. Cronosequência das principais atividades de manejo realizadas em cada ano experimental durante um ciclo de cana-de-açúcar.	28
Tabela 4. Aplicação de fertilizantes nos tratamentos com cana-de-açúcar e pastagem.	30
Tabela 5. Condições operacionais do MP-AES e limite de detecção (LD) e quantificação (LQ).	33
Tabela 6. Período de amostragem durante os anos experimentais e quantidade de amostras analisadas em PE, PI, CC e CA.	38
Tabela 7. Caracterização química do solo no último ciclo de coletas (2019).	43
Tabela 8. Densidade do solo nos tratamentos no primeiro e último ano de amostragem.	44
Tabela 9. Umidade do solo nos tratamentos durante os anos de cultivo na área experimental.	45
Tabela 10. Conteúdo observado, permitido e adicionado pelos fertilizantes aplicados no solo da área experimental.	45
Tabela 11. Resultados médios (n=4) da quantificação dos MPT, coeficiente de variação e resultados estatísticos para os tratamentos testados.	46
Tabela 12. Frações do solo, textura, carbono e nitrogênio total, e pH considerando os tratamentos analisados (n=4).	49
Tabela 13. Conteúdos permitidos e limites de prevenção baseado na legislação brasileira para solos agrícolas e concentrações nacionais conhecidas dos MPT.	51
Tabela 14. Estimativa geral de adições de MPT aos solos ($\text{g ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) durante a conversão de pastagem extensiva para cana-de-açúcar e somente devido a aplicação de fertilizante.	55
Tabela 15. Estoque de carbono registrados nos tratamentos PE, PI, CC e CA considerando um perfil de 80 cm de profundidade.	65
Tabela 16. Estatística descritiva dos fluxos de CO_2 nos tratamentos durante os anos avaliados.	67
Tabela 17. Estatística descritiva dos fluxos de CH_4 nos tratamentos durante os anos avaliados.	69
Tabela 18. Estatística descritiva dos fluxos de N_2O nos tratamentos durante os anos avaliados.	70
Tabela 19. Emissões acumuladas e CO_2 equivalente nos tratamentos PI e CA para o período total de avaliações (2013 a 2019).	78

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CA – cana-de-açúcar adubada

CA_L – linha da cana-de-açúcar adubada

CA_{EL} – entrelinha da cana-de-açúcar adubada

CC – cana-de-açúcar controle

CC_L – linha da cana-de-açúcar controle

CC_{EL} – entrelinha da cana-de-açúcar controle

C/N – relação carbono e nitrogênio

CP – cana-planta

FE – fator de emissão

GEE – gases do efeito estufa

IMC – índice de manejo do carbono

LD – limite de detecção

LQ – limite de quantificação

MPT – metais potencialmente tóxicos

NPK – nitrogênio, fósforo, potássio (fertilizante inorgânico)

PAG – potencial de aquecimento global

PE – pastagem extensiva

PI – pastagem intensiva

PVC – cloreto de polivinila

WFPS – water filled pore space

APÊNDICE

- APÊNDICE - A** Quadro mostrando os anos de cultivo e as principais atividades de manejo realizadas na área experimental de 2013 a 2019. 90
- APÊNDICE - B** Teores de MPT observados por diferentes autores considerando modelos experimentais similares 91
- APÊNDICE - C** Dinâmica dos fluxos de CO₂ durante o período de manejo da pastagem e da cana-de-açúcar. A seta azul representa o momento do preparo do solo e as setas vermelhas indicam a aplicação de fertilizantes. No eixo x estão representados os dias de amostragem. 92
- APÊNDICE - D** Dinâmica dos fluxos de CH₄ durante o período de manejo da pastagem e da cana-de-açúcar. A seta azul representa o momento do preparo do solo e as setas vermelhas indicam a aplicação de fertilizantes. No eixo x estão representados os dias de amostragem. 93
- APÊNDICE - E** Dinâmica dos fluxos de N₂O durante o período de manejo da pastagem e da cana-de-açúcar. A seta azul representa o momento do preparo do solo e as setas vermelhas indicam a aplicação de fertilizantes. No eixo x estão representados os dias de amostragem. 94

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. HIPÓTESES E OBJETIVOS	15
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	16
3.1 CONVERSÃO DE ÁREAS DE PASTAGEM EXTENSIVA PARA CANA-DE-AÇÚCAR E PASTAGEM INTENSIVA	16
3.2 METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS	18
3.3 CONTEÚDO DE CARBONO NO SOLO	19
3.4 EMISSÕES DE CO ₂ , CH ₄ e o N ₂ O	22
4 MATERIAL E MÉTODOS	26
4.1 ÁREA DE ESTUDO E CARACTERIZAÇÕES FÍSICO-QUÍMICAS.....	26
4.2 CENÁRIOS EXPERIMENTAIS	27
4.2.1 Experimento 1: tratamentos para avaliação dos teores de MPT	28
4.2.2 Experimento 2: tratamentos para avaliação da quantidade e qualidade do C	28
4.2.3 Experimento 3: tratamentos para avaliação das emissões de CO₂, CH₄ e N₂O	29
4.3 MANEJO REALIZADO NA ÁREA EXPERIMENTAL	29
4.3.1 Preparo do solo, aplicação de fertilizantes inorgânicos e plantio da cana-de-açúcar	29
4.3.2 Controle de plantas daninhas	31
4.3.3 Manejo da pastagem e colheita da cana-de-açúcar	31
4.4 COLETA DE AMOSTRAS E METODOLOGIA DE ANÁLISE NO EXPERIMENTO 1	31
4.4.1 Amostragem de solo para análises dos teores de MPT	31
4.4.2 Quantificação dos MPT nos fertilizantes e no solo	32
4.5 COLETA DE AMOSTRAS E METODOLOGIA DE ANÁLISE NO EXPERIMENTO 2	34
4.5.1 Amostragem de solo para análises da qualidade e quantidade do carbono	34
4.5.2 Determinação da qualidade e quantidade do carbono	34
4.6 COLETA DE AMOSTRAS E METODOLOGIA DE ANÁLISE NO EXPERIMENTO 3	36
4.6.1 Amostragem para análises das emissões de CO₂, CH₄ e N₂O	36
4.6.2 Determinação dos fluxos dos GEE, Emissão acumulada anual e total, Fator de emissão e CO₂ equivalente	38
4.7 REGISTRO PLUVIOMÉTRICO E PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS.....	40
4.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA	42
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
5.1 MANEJO DO SOLO E ALTERAÇÕES NOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	42
5.2 EXPERIMENTO 1: MANEJO DO SOLO E ALTERAÇÕES NOS TEORES DE MPT... ..	45
5.3 EXPERIMENTO 2: MANEJO DO SOLO E ALTERAÇÕES NA QUANTIDADE E QUALIDADE DO C	56
5.3.1 Carbono total	56
5.3.2 Relações C/N	59
5.3.3 Alterações no carbono lábil	61
5.3.4 Índice de manejo do carbono	63
5.3.5 Alterações nos estoques de carbono do solo	64
5.4 EXPERIMENTO 3: MANEJO DO SOLO E ALTERAÇÕES NAS EMISSÕES DE GEE	67
5.4.1 Fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O	67
5.4.2 Fatores ambientais e os fluxos de GEE	72
5.4.3. Emissões anuais, acumuladas, CO₂-eq e fator de emissão	74
6. Conclusões	80
REFERÊNCIAS	82

1. INTRODUÇÃO

O Brasil é o maior produtor de cana-de-açúcar do mundo. A área colhida e a produção da cana-de-açúcar no país na safra 2019/20 foram respectivamente, 8,48 milhões de ha e 642,7 milhões de toneladas (CONAB, 2019). Em São Paulo, o estado com maior produção, a área colhida foi de 4,3 milhões de ha, o que representou uma redução de 2,8% em relação à safra 2018/19 (CONAB, 2019). No país, o desenvolvimento da capacidade produtiva da cultura nos últimos anos é decorrente do aumento na demanda por etanol. Esse aumento justifica-se uma vez que o etanol é um biocombustível com elevada eficiência energética que resulta na mitigação de gases do efeito estufa (GEE) (ADAMI et al., 2012). Para suprir a demanda brasileira por etanol, projeções mostraram que seria necessária a produção de 61,6 bilhões de litros até 2021, resultando em um aumento na área plantada estimado em 6,4 Mha. Porém, na safra 2018/20 a produção de etanol anidro e hidratado foi de 33,1 bilhões de litros (GOLDEMBERG et al., 2014; UNICA, 2020).

Com o aumento da demanda por etanol a expansão da cana-de-açúcar está ocorrendo sobre diversos cultivos agrícolas (FARGIONE et al., 2008; ZUURBIER; VAN DE VOOREN, 2008). O principal cenário de conversão, no entanto, é proposto e ocorre atualmente sobre áreas de pastagens naturais ou plantadas (ADAMI et al., 2012; ALKIMIM; CLARKE, 2018; ALKIMIM; SPAROVEK; CLARKE, 2015; LAPOLA et al., 2010, 2014). Entre 2007 e 2008, aproximadamente 45% da área de mudança de uso do solo decorrente da expansão da cana-de-açúcar no Brasil ocorreu sobre áreas de pastagem (ZUURBIER; VAN DE VOOREN, 2008). De acordo com GOLDEMBERG et al. (2014), a expansão da cana-de-açúcar poderia ocorrer em direção aos 196 milhões ha de pastagem desde que a capacidade suporte dessas áreas aumentasse.

De acordo com alguns autores, a expansão da cana-de-açúcar em direção às áreas de pastagem seria vantajosa. O uso de áreas de pastagem para expansão da cana-de-açúcar poderia reduzir o desmatamento e a competição pela produção de alimentos versus biocombustíveis, resultando em aumento nos estoques de carbono no solo (ALKIMIM; CLARKE, 2018; ALKIMIM; SPAROVEK; CLARKE, 2015; EZE; PALMER; CHAPMAN, 2018; FARGIONE et al., 2008), reduziria as emissões de GEE por reduzir o uso de combustíveis fósseis (GOLDEMBERG, 2007) e reduziria a competição pela produção de alimentos versus biocombustíveis (GOLDEMBERG et al., 2014). Além disso, a maior parte da produção pecuária ocorre em condição extensiva com baixa produtividade (IBGE, 2012). A perda de áreas com pastagem para cultivo de cana-de-açúcar seria plausível uma vez que,

durante a conversão, as áreas de pastagem remanescentes seriam intensificadas resultando no aumento da pecuária intensiva (DILL et al., 2015; GOLDEMBERG et al., 2014). Em Goiás, o lotação das pastagens passou de 1,17 para 1,25 cabeças por ha como consequência da intensificação das pastagens gerada pela perda de área para a cana-de-açúcar (SPERA; VANWEY; MUSTARD, 2017).

Sob outra perspectiva, considerando o perfil do pecuarista brasileiro e a falta de políticas públicas que os subsidiem, a perda das áreas de pastagem extensiva não seria necessariamente compensada pelo processo de intensificação e poderia resultar no desmatamento de novas áreas de vegetação nativa (ADAMI et al., 2012). Deve-se lembrar de que o mais comum destino de terras desmatadas ao longo de amplas áreas, incluindo a Amazônia brasileira, é a atividade pecuária (BOGAERTS et al., 2017; GARCIA-MONTIEL et al., 2001). Em São Paulo e Mato Grosso do Sul a expansão da cana-de-açúcar foi relacionada com queda na produção pecuária (JULIANO ASSUNÇÃO; BRENO PIETRACCI; SOUZA, 2016; SPAROVEK et al., 2009). Outra importante questão é que, para a substituição de áreas de pastagem pela cana-de-açúcar são necessárias atividades de manejo que, via de regra, ocorrem sem a adoção de práticas conservacionistas, como o preparo do solo e a aplicação de fertilizantes que podem acelerar a mineralização do carbono e do nitrogênio (BORDONAL et al., 2017; LA SCALA; BOLONHEZI; PEREIRA, 2006a; SATTOLO et al., 2017). Algumas cidades brasileiras proibiram novas áreas de expansão de cana-de-açúcar por colocarem em risco outras cadeias agropecuárias da região (SPERA; VANWEY; MUSTARD, 2017).

Atividades de manejo convencionais em longo prazo e realizadas repetidamente podem causar degradação química do solo como resultado do acúmulo de compostos indesejáveis, alterações na ciclagem de elementos essenciais, como o carbono e o nitrogênio, e alterações nas emissões de GEE. Aplicações consecutivas de fertilizantes e em longo prazo podem causar o acúmulo de compostos em níveis indesejáveis no solo de cana-de-açúcar. Fertilizantes contêm várias impurezas, entre elas, os MPT que podem ser prejudiciais à saúde humana e ao meio ambiente (GÁRCIA; ANDREU; BOLUDA, 1996). Entre os elementos considerados MPT estão o chumbo (Pb), cádmio (Cd), cobre (Cu), zinco (Zn), cromo (Cr) ou níquel (Ni) (CORBI et al., 2018). Assim, algumas alterações no ambiente do solo são esperadas devido à redução das áreas com pastagem e do manejo utilizado para implantação da cana-de-açúcar e da pastagem intensiva.

No primeiro ano de conversão para a cana-de-açúcar (cana-planta), quando é feito o preparo do solo pelo método convencional, são feitas as operações de aração, gradagem e

nivelamento (FERREIRA et al., 2016). Após a colheita iniciam-se os anos de rebrota (cana-soca) que, dependendo do manejo, podem prolongar-se até a quinta soqueira (LA SCALA; BOLONHEZI; PEREIRA, 2006a). No Brasil, a taxa de aplicação de fertilizantes inorgânicos na cana-de-açúcar é mais alta nas soqueiras do que no plantio. A fertilização durante a cana-planta costuma ser feita na dose de $60 \text{ kg}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ (CARMO et al., 2013a). Durante os anos de cana-soca as doses de fertilizantes inorgânicos aplicados no solo podem chegar a ser duas vezes maior do que a dose em cana-planta. Em algumas regiões a taxa de nitrogênio pode aumentar de 60 kg ha^{-1} para 120 kg ha^{-1} , as taxas de fósforo diminuem, enquanto para o potássio as taxas são geralmente mantidas (BENTO et al., 2018; SATTOLO et al., 2017).

Independente da maneira em que a produção de alimentos e de energia será efetivada, os seus impactos ao meio irão ocorrer e vão alterar os ciclos biogeoquímicos, principalmente, do carbono e do nitrogênio (LAURANCE et al., 2011). Nesse contexto, a grande questão é que a expansão da cana-de-açúcar não poderá resultar em um aumento na pressão sobre ecossistemas nativos ou concorrer com a produção de alimentos (FARGIONE et al., 2008; TILMAN et al., 2009) ao mesmo tempo em que deverá manter seu perfil mitigador (GOLDEMBERG; COELHO; GUARDABASSI, 2008). Assim, avaliar os impactos da conversão de pastagem extensiva para cana-de-açúcar faz-se necessário para que se elaborem manejos agrícolas sustentáveis por meio do uso de práticas conservacionistas, que alcancem os índices propostos em políticas públicas nacionais e internacionais.

Algumas práticas, como o cultivo mínimo (WEILER et al., 2019), a manutenção da palhada (PITOMBO et al., 2017; POPIN et al., 2019), o uso de inibidores de nitrificação (LOURENÇO et al., 2018, 2019; SOARES et al., 2016), a cadeia do etanol de segunda geração (E2G) (LORENZI; ANDRADE, 2019), a eficiência da fertilização (CARMO et al., 2013a; MARIANO et al., 2016; SATTOLO et al., 2017) e o efeito da intensificação e do manejo da pastagem (BENTO et al., 2018; MAZZETTO et al., 2015), vem sendo estudadas para que se entenda de que forma será possível manter o perfil sustentável do cultivo de cana-de-açúcar diante da crescente demanda por biocombustíveis.

2. HIPÓTESES E OBJETIVOS

Considerando o ambiente de conversão de pastagem extensiva para pastagem intensiva e cana-de-açúcar no Brasil e entendendo-se como cultivo convencional a realização do preparo do solo por meio de aração e gradagem e de fertilizações inorgânicas, as hipóteses levantadas como a seguir.

Em relação à condição inicial de pastagem extensiva:

- (i) o cultivo convencional da cana-de-açúcar *aumenta* a concentração de MPT no solo;
- (ii) a intensificação da pastagem *aumenta* a quantidade e a qualidade do carbono;
- (iii) o cultivo convencional da cana-de-açúcar *aumenta* a quantidade e a qualidade do carbono;
- (iv) a intensificação da pastagem *aumenta* a emissão de GEE;
- (v) o cultivo convencional da cana-de-açúcar *aumenta* a emissão de GEE.

Definidas as hipóteses, os objetivos foram:

- (i) quantificar as alterações nas concentrações de MPT no solo em um ciclo de cana-de-açúcar;
- (ii) determinar alterações na quantidade e na qualidade do carbono do solo em tratamentos com pastagem intensiva e cana-de-açúcar convencional;
- (iii) estimar as emissões anuais e acumuladas de CO₂, CH₄ e N₂O, o fator de emissão e o CO₂ equivalente em tratamentos com pastagem intensiva e cana-de-açúcar convencional.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 CONVERSÃO DE ÁREAS DE PASTAGEM EXTENSIVA PARA CANA-DE-AÇÚCAR E PASTAGEM INTENSIVA

O uso e manejo dos solos associados a emergente indústria bioenergética podem causar efeitos significativos nas emissões globais totais dos GEE (FARGIONE et al., 2008). Alterações no consumo de combustíveis fósseis para uma economia mais dependente de biocombustíveis tem o potencial de reduzir as emissões de GEE (BORJESSON, 2009). A perspectiva de redução das emissões é um dos fatores que estimulam o aumento da produção de combustíveis renováveis obtidos de cultivos energéticos. Estima-se que até 2050 a área agrícola destinada à produção de biocombustíveis aumente em até 200 milhões de ha e substitua o uso de gasolina e óleo diesel no setor de transporte (GOLDEMBERG et al., 2018).

A cana-de-açúcar é uma cultura energética reconhecida mundialmente por possuir elevada eficiência gerada pelo balanço final positivo de sua cadeia produtiva (BRUINSMA, 2017; MACEDO; SEABRA; SILVA, 2008). Sabe-se que para uma unidade de energia fóssil, em média, sete unidades de energia renovável são geradas (GALDOS et al., 2010; MACEDO;

SEABRA; SILVA, 2008). Atualmente, a busca pelo aprimoramento das técnicas acerca da produção de etanol de segunda geração (E2G) tem mostrado que a matriz energética da cana-de-açúcar pode tornar-se ainda mais eficiente (LORENZI; ANDRADE, 2019; ROBAK; BALCEREK, 2018).

Atender a demanda por etanol vem exigindo um substancial aumento na área plantada (ADAMI et al., 2012). Na região centro-sul do Brasil, o estado de São Paulo tem sido o maior produtor de cana-de-açúcar (CONAB, 2019). Outros estados, como o Mato Grosso do Sul e Goiás têm aumentado significativamente suas áreas de plantio (ADAMI et al., 2012). Impulsionada pela possibilidade de conversão de áreas de pastagens, pelo desenvolvimento de variedades adaptadas a diferentes climas e pelo aumento no preço da terra na região Sudeste, observou-se a expansão das áreas de cana-de-açúcar para a região centro-oeste, no Cerrado Brasileiro (ADAMI et al., 2012; MARIN; NASSIF, 2013; SANT'ANNA et al., 2016; SPERA; VANWEY; MUSTARD, 2017) e para algumas regiões do Sul do Brasil (WEILER et al., 2019). Entre 2014 e 2016, aproximadamente, 63 mil km² do território brasileiro passou por algum processo de mudança de uso da terra, na qual a redução de áreas de pastagem apresentou maior destaque (IBGE, 2018). O Zoneamento Agroecológico da cana-de-açúcar mostrou a disponibilidade de 66 milhões de ha de áreas aptas à expansão do cultivo com cana-de-açúcar, sendo que 19 milhões de ha foram considerados com alto potencial produtivo, 41,6 milhões de ha como médio e 5 milhões de ha como de baixo potencial para o cultivo (MANZATTO et al., 2009).

Considerando que o Brasil pudesse produzir em 2021 o etanol necessário para cumprir o mandato mundial de 176,2 bilhões de litros seria necessária uma área de 27,5 milhões de ha, convertida a partir de áreas de pastagens, o que representa atualmente, os últimos 70% de área disponível para mudança de uso da terra no Brasil (GOLDEMBERG et al., 2014). Em projeções que consideraram a expansão da cana-de-açúcar para áreas de pastagem e das áreas necessárias para agricultura e para pecuária, e a intensificação de pastagens, JAISWAL et al. (2017), estimaram que há a disponibilidade de 37,5 milhões de ha para expansão da cana-de-açúcar até 2045.

A contribuição do Brasil na demanda mundial por açúcar até 2045, em um cenário que considera um potencial intermediário de expansão da cana-de-açúcar, pode chegar a ser de 3,91 milhões de barris de óleo por dia com mitigação nas emissões de CO₂ estimadas em 0,60 Gigatons por ano (JAISWAL et al., 2017). Nessas condições, a contribuição do etanol de segunda geração seria de 48 a 50% (JAISWAL et al., 2017).

3.2 METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS

O manejo da cana-de-açúcar inclui diversas atividades agrícolas, como o preparo do solo, realizado no primeiro ano, e a fertilização orgânica e inorgânica anual. A fertilização inorgânica fornece nitrogênio, fósforo e potássio, esses elementos são fornecidos por meio de formulados ou em fontes isoladas, que são aplicadas dentro dos sulcos de plantio da cana-de-açúcar após o preparo do solo, enquanto nas soqueiras são aplicadas sobre a palhada após a colheita.

Fertilizantes contêm várias impurezas, entre elas, os MPT que podem ser prejudiciais à saúde humana e ao meio ambiente (GÁRCIA; ANDREU; BOLUDA, 1996). Entre os elementos considerados MPT estão o chumbo (Pb), cádmio (Cd), cobre (Cu), zinco (Zn), cromo (Cr) ou níquel (Ni) (CORBI et al., 2018).

Aplicações consecutivas de fertilizantes e em longo prazo podem causar o acúmulo de compostos em níveis indesejáveis no solo. Apesar do nitrogênio e do potássio não serem considerados uma fonte potencialmente tóxica de metais, os fertilizantes à base de fosfato têm sido descritos como uma possível origem desses elementos em solos de cana-de-açúcar (YADAV; JAIN; RAI, 2004). Diversos estudos têm mostrado o potencial desses fertilizantes para aumentar as concentrações de MPT em solos agrícolas (CONCEIÇÃO et al., 2009; MARQUES et al., 2007; RAMALHO; SOBRINHO, 2001) e na cana-de-açúcar (BIZARRO; MEURER; TATSCH, 2008; CORBI et al., 2018). Os fertilizantes fosfatados (fosfato monoamônico, fosfato diamônico e superfosfato triplo) também podem conter quantidades significativas de Cd (BIZARRO; MEURER; TATSCH, 2008; KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001; PERIS et al., 2008; SILVA et al., 2016). BIONDI et al. (2011), relataram que o Cd estava acima da concentração natural em solos cultivados com cana-de-açúcar devido à aplicação de fertilizantes à base de fosfato no solo. Alguns autores esclarecem que a cana-de-açúcar pode apresentar capacidade de acumular Cd, Cu ou Zn devido a uma forte tolerância fisiológica ou porque é removido pelo bagaço e resíduos de cana-de-açúcar (AZEVEDO et al., 2011). Os limites de tolerância do solo podem ser altos, mas o efeito em longo prazo precisa ser conhecido. Sobre o acúmulo em plantas, poucos dados experimentais estão disponíveis; sabe-se, porém que a expressão gênica, tradução de proteínas e atividade enzimática podem ser afetadas pelo Zn e Cd (AZEVEDO et al., 2011; FORNAZIER et al., 2002).

Sabe-se que alguns MPT são micronutrientes essenciais em vários processos e também elementos constituintes de moléculas. Micronutrientes como cobalto (Co), cobre (Cu), ferro

(Fe), manganês (Mn), molibdênio (Mo), níquel (Ni) e zinco (Zn) desempenham funções essenciais nas plantas, portanto, na cana-de-açúcar. Na verdade, o efeito tóxico de MPT dependerá da concentração e da fito-disponibilidade (APPENROTH, 2010). De fato, quantidades maiores desses elementos ou pequenas concentrações de metais como Cd e Pb podem causar riscos à saúde e diminuir o rendimento das culturas (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

Nos solos com plantio de cana-de-açúcar, o acúmulo de MPT é influenciado por vários fatores. As condições químicas são um dos determinantes do transporte e do destino dos MPT de origem natural e/ou antropogênica que ocorrem nos solos (OMWOMA et al., 2010). Fatores químicos como materiais parentais, matéria orgânica, restos culturais, pH do solo, tipo e quantidade de argila, presença de óxidos de Fe e alumínio (Al), capacidade de troca catiônica (CTC) e conteúdo de matéria orgânica do solo afetam a adsorção, complexação e precipitação do elemento aos colóides do solo (NOGUEIRA et al., 2013; OMWOMA et al., 2010). O pH influencia diretamente a disponibilidade de metais. Quanto maior a acidez do solo, menos cargas livres haverá e menor a adsorção dos metais, ou seja, eles estarão livres na solução e mais solúveis na água, portanto mais móveis e suscetíveis a serem absorvidos pelas raízes (CAMILOTTI et al., 2009).

A matéria orgânica pode imobilizar metais formando complexos organometálicos estáveis e precipitar (CAMILOTTI et al., 2009). Processos físicos como erosão, volatilização e lixiviação, determinam o transporte e a disponibilidade de metais na solução do solo. Os MPT, diferentemente dos produtos químicos orgânicos, não são criados nem destruídos por processos ambientais, porém esses processos podem transformar esses elementos de uma espécie para outra e convertê-los entre formas inorgânicas e orgânicas (RISK; FORUM, 2007).

No Brasil, existem poucos dados para melhor entender a influência das condições do solo e do manejo durante os ciclos da cana-de-açúcar na acumulação de MPT quando a conversão ocorre de uma área de pastagem extensiva. Definir as alterações nas concentrações de MPT no solo torna-se relevante para que se entendam potenciais impactos e para que políticas públicas possam ser embasadas cientificamente.

3.3 CONTEÚDO DE CARBONO NO SOLO

Em condições naturais, os solos são sumidouros de carbono, sendo descritos como um componente importante do ciclo global desse elemento (BORDONAL et al., 2017; LAL,

2004). Em seus primeiros 100 cm de profundidade estão armazenados entre 1300 – 2000 Pg C (LAL, 2002). O conteúdo de carbono no solo corresponde a quantidades maiores do que o que está presente na atmosfera ou na vegetação (CERRI, 2010; OLIVEIRA et al., 2016). Mudanças nos estoques de carbono orgânico do solo ocorrem como consequência de trocas entre a camada superficial do solo e a atmosfera (IPCC, 2003).

Em especial em regiões de clima tropical, perturbações físico-químicas ou estruturais causadas pelo manejo podem induzir a modificações na quantidade e qualidade do carbono do solo, no esgotamento da matéria orgânica (CHOPIN; SIERRA, 2019), a alterações nas emissões atmosféricas de CO₂ (LAL, 2004), na produtividade agrícola e na segurança alimentar, além de gerar uma grande incerteza sobre a sustentabilidade dos biocombustíveis (LAPOLA et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2017).

Estudos mostram que a conversão de ecossistemas naturais para agrícolas ou pastagens pode causar a diminuição (ECLESIA et al., 2012) ou o aumento dos estoques de carbono (BRAZ et al., 2013). A permanência ou não do carbono do solo, de fato, depende de fatores de manejo. Podem reduzir ou aumentar os estoques de carbono do solo: o fracionamento de agregados que protegem a material orgânico do solo da decomposição microbiana; o revolvimento, que causa o aumento da aeração estimulando a atividade microbiana, resultando na liberação de grandes quantidades de CO₂ e outros gases à atmosfera; e a incorporação de restos culturais (BAYER et al., 2000; CERRI et al., 2004). Regiões de clima tropical são mais sensíveis do que regiões de clima temperado a alterações no carbono do solo devido às mudanças no uso da terra e ao preparo do solo (CHOPIN; SIERRA, 2019).

Para qualquer tipo de solo a manutenção de sua estrutura influencia fortemente o tempo de residência do carbono orgânico, métodos de preparo do solo como aração e gradagem promovem perdas substanciais de carbono por meio de vários mecanismos (REICOSKY; DUGAS; TORBERT, 1997; SILVA-OLAYA et al., 2017), aumentando a emissão de GEE para a atmosfera (ANDERSON-TEIXEIRA et al., 2009; SILVA-OLAYA et al., 2017). Operações de preparo emitem 15 kg C ha⁻¹ quando é usado o arado de aiveca, 8 kg C ha⁻¹ para o uso grade pesada, 6 kg C ha⁻¹ para gradagem leve, 11 kg C ha⁻¹ para subsolagem e 2 kg C ha⁻¹ para uso da enxada rotativa (IFDC, 2000). LAL (2004) discute que a depleção nos estoques de carbono orgânico do solo pode ser de 60% em solos de regiões temperadas e de 75% ou mais em solos cultivados de regiões de clima tropical.

As práticas de manejo cultural têm um impacto significativo sobre as emissões de carbono especialmente no caso da cultura da cana-de-açúcar (BORDONAL et al., 2017; KIM;

KIM; DALE, 2009; MACEDO; SEABRA; SILVA, 2008). A substituição de áreas degradadas com baixos estoques de carbono por cultivos com alta produtividade energética, como o da cana-de-açúcar, pode reduzir o período de retorno do carbono decorridos da mudança de uso do solo (MELLO et al., 2014).

Estudos realizados em regiões tropicais demonstraram que a conversão de pastagem para cana-de-açúcar pode diminuir os estoques do solo (FRANCO et al., 2015; MELLO et al., 2014); o que, conseqüentemente, faria com que o processo de expansão da cana-de-açúcar em direção a áreas de pastagem resultasse débitos de carbono (FARGIONE et al., 2008; GOLDEMBERG et al., 2014; SILVA-OLAYA et al., 2017). OLIVEIRA et al. (2016), discutem que inicialmente há diminuição nos estoques de carbono, porém em longo prazo, a conversão de pastagem para cana-de-açúcar resultaria em acréscimos nos estoques de carbono. Segundo MELLO et al. (2014), o tempo de retorno do carbono perdido na conversão de pastagem para cana-de-açúcar pode variar entre 5-6 anos o que também dependeria das práticas de manejo adotadas.

Acredita-se que as práticas de manejo realizadas em pastagens aumentem a disponibilidade de biomassa e o acúmulo de carbono no solo (EZE; PALMER; CHAPMAN, 2018; ORGILL et al., 2014). Estima-se que as pastagens manejadas possam apresentar contínuos acúmulos de carbono até cinco anos após o início das atividades de manejo e começaria a apresentar diminuição após 45 anos (ORGILL et al., 2014).

Alterações na matéria orgânica podem ser medidas por meio de mudanças no teor total de carbono no solo, em suas frações químicas e físicas (SIGNOR et al., 2014). O carbono pode acumular-se em frações lábeis ou estáveis da matéria orgânica do solo, o que pode ter implicações na retenção de carbono atmosférico e alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos (BATISTA et al., 2013; EZE; PALMER; CHAPMAN, 2018). Quantificações dos estoques de carbono e do carbono lábil nos ajudam a entender até que ponto o manejo realizado em uma extensa área de pastagem para convertê-la em plantio de cana-de-açúcar e pastagem intensificada poderiam impactar o solo no curto e no longo prazo, respectivamente. O carbono lábil é descrito como a fração da matéria orgânica que alimenta a cadeia alimentar e, portanto, influencia nos ciclos de nutrientes e nos processos biológicos do solo, fornece informações sobre alterações na dinâmica do carbono causadas pelo manejo (BORDONAL et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2017). O estoque de carbono está relacionado com formas de carbono mais estáveis (MOSQUERA et al., 2012) e mudanças em sua quantidade definem o solo como sumidouro de carbono ou não, assim como definem seu potencial para emitir CO₂.

Alguns indicadores de mudanças na matéria orgânica do solo em áreas de conversão permitem inferir sobre as condições de sustentabilidade. O índice de gerenciamento de carbono (CMI) e o índice de sensibilidade (SI) avaliam os efeitos das mudanças no manejo e no uso da terra, permitindo possíveis inferências sobre a sustentabilidade do cultivo da cana-de-açúcar em áreas anteriormente ocupadas por pastagem (BORDONAL et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2017).

A quantidade, a qualidade e a distribuição vertical do carbono do solo variam com o tipo de vegetação que afetam a produtividade primária de biomassa e a distribuição de raízes, tais fatores afetam a disponibilidade e a ciclagem de nutrientes, as frações da matéria orgânica e o armazenamento de carbono (ECLESIA et al., 2012). Em geral, conteúdo de carbono no solo aumenta com a precipitação e o teor de argila e diminui com a temperatura (JOBAGY; JACKSON, 2000).

O destino da cultura da cana-de-açúcar e das pastagens desempenha um papel importante em questões econômicas e ambientais discutidas em todo o mundo e, mudanças no carbono do solo muitas vezes não são consideradas na análise do ciclo de vida do plantio da cana-de-açúcar (ANDERSON-TEIXEIRA et al., 2009; BORDONAL et al., 2017).

3.4 EMISSÕES DE CO₂, CH₄ e o N₂O

Uma das principais questões relacionadas com a sustentabilidade ambiental está ligada à emissão de GEE, principalmente, o CO₂, CH₄ e o N₂O. A produção ou consumo destes gases ocorre principalmente devido aos processos biológicos que são fortemente afetados pelas condições naturais e de manejo agrícola (SNYDER et al., 2009). A agricultura é responsável pela emissão antrópica de, aproximadamente, 15% do CO₂, 49% do CH₄ e por 66% do N₂O (BRUINSMA, 2017). Espera-se um grande crescimento nas emissões, causado principalmente pelo aumento da renda, da população e do consumo de produtos agrícolas diversos (IPCC, 2007a).

O CO₂ é o principal gás de efeito estufa emitido por atividades antrópicas. A preocupação com o aumento na concentração do CO₂ atmosférico surge devido às propriedades radiativas do gás. O CO₂ não absorve radiação proveniente de ondas curtas, mas absorve a radiação de ondas longas provenientes da superfície da Terra (WILLIAMS, 1978). O CO₂ presente na atmosfera é uma pequena parte do total de carbono que circula entre os reservatórios atmosféricos, da biosfera e oceânicos. O CO₂ está presente naturalmente na atmosfera devido ao ciclo do carbono. Os solos agrícolas são considerados uma fonte importante

de CO₂ na atmosfera, eles podem responder por cerca de um quarto das emissões de CO₂ resultantes das atividades humanas (PIRES et al., 2015).

As emissões podem ser provenientes de fontes naturais, contudo, as atividades humanas promovem seu aumento na atmosfera devido ao desmatamento para formação de áreas agrícolas, devido às operações de preparo do solo (BRONICK; LAL, 2005) e ainda, devido ao consumo de combustíveis fósseis (REICOSKY; LINDSTROM, 1993). Variáveis climáticas, tais como temperaturas do ar e solo e teor de umidade podem afetar significativamente as emissões de CO₂ (DUIKER; LAL, 2000).

O CH₄ é um importante gás de efeito estufa. Possui grande longevidade na atmosfera terrestre, apresentando um poder de aquecimento global (PAG), estimado em 2007, como sendo 25 vezes maior que o CO₂ e foi atualizado, em 2013, para 34 (IPCC, 2007a, 2013). A produção e a emissão de CH₄ são influenciadas pelas condições do solo como oxigenação, teor de matéria orgânica, densidade, porosidade, preparo do solo e temperatura (ELDER; LAL, 2008). A emissão de CH₄ ocorre principalmente em processos anaeróbios no solo. O CH₄ é produzido quando materiais orgânicos se decompõem em condições de baixos níveis de oxigênio, e também a partir da digestão fermentativa por ruminantes, nos adubos e em campos de arroz cultivados em condições alagadas (IPCC, 2007b; MOSIER et al., 1991). A emissão ou o consumo de CH₄ varia de acordo com o sistema agrícola adotado e com as práticas de manejo do sistema (MOSIER et al., 2004). Existe uma tendência mundial de aumento nas emissões de CH₄ como consequência da atividade antrópica (DE MORAIS et al., 2013).

Diferentes ecossistemas funcionam como sumidouros de CH₄ atmosférico. A oxidação do CH₄ tem sido mostrada em solos agrícolas, de floresta, tundra e em solos de desertos (BARTLETT; HARRISS, 1993). Solos bem arejados (por exemplo, solos de pastagens, florestas e aráveis) são comumente considerados como um sumidouro biológico de CH₄ atmosférico e são responsáveis por 6% do consumo global desse gás (LE MERAND; ROGER, 2001). Sem o solo atuando como sumidouro as concentrações atmosféricas aumentariam rapidamente (BOECKX et al., 1997). No entanto, o uso da terra e as práticas agrícolas podem ter um efeito negativo sobre a capacidade de absorção de CH₄ pelo solo (OJIMA et al., 1993).

A emissão ou o consumo de CH₄ varia de acordo com o sistema agrícola adotado e com as práticas de manejo do sistema (MOSIER et al., 2004), que podem causar a diminuição na capacidade de oxidação do CH₄ pelo solo devido à mudança de uso da terra (MOSIER et al., 2004; SMITH et al., 2003) e devido a perturbação nos organismos metanotróficos. O

efeito da mudança no uso da terra de floresta ou pastagem para os cultivos agrícolas podem reduzir pela metade ou em dois terços a capacidade do solo de atuar como dreno de CH_4 (SMITH et al., 2003). BALL et al., (1999), observaram que a oxidação pode ser reduzida pelo preparo do solo devido as perturbações às bactérias metanotróficas e também é influenciada pela difusividade gasosa ao afetar a taxa de fornecimento de CH_4 atmosférico.

Os microrganismos tem o CH_4 como produto final de seu metabolismo oxidativo anaeróbio, sendo assim, sua principal fonte de emissão para a atmosfera ocorre em ambientes anaeróbios (BOECKX; AL., 1997). A oxidação de CH_4 é um processo típico de solos aeróbios que atuam como um dreno que absorve o gás (DUNFIELD et al., 2007), mas sua produção (metanogênese) também ocorre em microsítios anaeróbicos.

Bactérias metanotróficas são aeróbias obrigatórias e a enzima responsável pela primeira etapa do processo de oxidação do CH_4 é a mono-oxygenase (MMO) que requer O_2 molecular. Com a aplicação de fertilizantes nitrogenados nos solos agrícolas a taxa de absorção de CH_4 diminui (MOSIER et al., 2004) e o amônio, que compete pela enzima mono-oxygenase atua como inibidor da absorção de CH_4 no solo. A aplicação de esterco animal pode fornecer uma fonte de carbono e de umidade prontamente disponíveis elevando a produção de CH_4 (CHADWICK; PAIN, 1997). As bactérias metanotróficas que vivem no estômago dos ruminantes respondem pelas emissões de CH_4 associadas às pastagens (MOSIER et al., 2004).

Para estimar globalmente a capacidade de oxidação do CH_4 pelos solos com características aeróbias, ainda não são um processo claro, principalmente, porque os fatores que regulam os fluxos de CH_4 ainda não estão bem compreendidos e são difíceis de estimar (BOECKX et al., 1997).

O N_2O é um gás incolor, emitido principalmente por fontes naturais, por meio da ação de bactérias e pela reação entre N_2 e O_3 na atmosfera (STIGLIANI et al., 2009). É um dos gases atmosféricos mais persistentes, relevante nas mudanças induzidas pelo homem ao ciclo global do nitrogênio, é também um dos principais GEE que contribui para o aquecimento global (ALLEN et al., 2010). Essa condição decorre de emissões diretas ou indiretas, sendo as emissões diretas resultado das emissões em solos agrícolas e as indiretas, resultado das emissões em ecossistemas que recebem o nitrogênio excedente, como cursos d'água e estuários (GALLOWAY, 2004). O N_2O compreende cerca de 6% do total de radiação na atmosfera da terra (IPCC, 2007a). Solos que foram fertilizados com compostos nitrogenados apresentam condições propícias para formação e emissão de N_2O . As emissões de N_2O estão

projetadas para aumentar em 35-60% até 2030, devido ao aumento do uso de fertilizantes nitrogenados e da produção de estrume por animais (IPCC, 2007).

No Brasil, a fertilização nitrogenada é uma das principais fontes de emissão de N_2O provenientes da agricultura (ZANATTA et al., 2010). As fontes de nitrogênio (por exemplo, fertilizantes minerais, adubos orgânicos e leguminosas), as práticas agrícolas (por exemplo, plantio direto) e os eventos climáticos naturais (por exemplo, as estações do ano e as chuvas), resultam na produção e na emissão de N_2O pelos solos agrícolas (IPCC, 2007b). Deve-se considerar que o aumento de áreas com cana-de-açúcar poderia resultar em aumento nas emissões de N_2O , uma vez que ela recebe adubações anuais de fontes orgânicas e inorgânicas com elevada carga nitrogenada.

De acordo com WEITZ et al. (2001), embora a magnitude das emissões dependa dos efeitos interativos do tipo de solo, clima e manejo agrícola, que regem os processos microbianos e a difusão do N_2O gasoso para a atmosfera, solos tropicais úmidos geralmente favorecem uma grande produção desse gás. A dinâmica do nitrogênio presente no solo e o conteúdo de água controlam as emissões de N_2O e óxido nítrico (NO) em solos tropicais, quando a disponibilidade de nitrogênio no solo é adequada, mudanças no teor de umidade podem determinar as emissões desses gases para a atmosfera (GARCIA-MONTIEL et al., 2001).

Por meio da elaboração do modelo *hole-in-the-pipe*, DAVIDSON et al. (2000), definiram postulados que predizem o particionamento dos fluxos de N_2O e NO baseado em mudanças no percentual de espaços porosos saturados com água e nas taxas de mineralização e nitrificação no solo.

O N_2O é produzido, predominantemente, por processos microbianos, como subproduto da nitrificação e da desnitrificação (SÁNCHEZ-MARTÍN et al., 2008), sendo que esses são os principais processos microbiológicos que resultam na emissão de N_2O para a atmosfera (KHALIL; MARY; RENAULT, 2004). Ele é produzido no solo durante estes processos e é consumido por redução de N_2O para N_2 na desnitrificação. De acordo com NETO et al. (2011), a quantidade de N_2O produzido em sistemas agrícolas é definida pela presença de NO_3^- no solo (BROWN; WAGNER-RIDDLE; THURTELL, 2000), pela temperatura, pH (SOUSA NETO et al., 2011) e umidade (KELLER; REINERS, 1994a), além do material orgânico prontamente disponível para decomposição e da presença de condições que limitem a difusão de O_2 (MOSIER et al., 1991).

Em algumas condições, a nitrificação pode vir a ser o processo que represente a maior fonte de N_2O para a atmosfera (BATEMAN; BAGGS, 2005). No entanto, por ser o N_2O um

produto intermediário da desnitrificação, na maioria das situações atribui-se a esse processo as emissões de N_2O (PHILIPPOT et al., 2007). Ambos os processos podem ocorrer simultaneamente em diferentes microsítios no solo ou no mesmo microsítio (KOOL et al., 2011).

Durante o processo de desnitrificação, realizado essencialmente por bactérias heterotróficas (PHILIPPOT et al., 2007) duas etapas são consideradas chave para a emissão de N_2O . A redução do NO_2^- a NO , que é realizada por microrganismos relativamente especializados e que, de certo modo, identificam a ocorrência do processo de desnitrificação, visto que a redução de NO_3^- a NO_2^- pode ser realizada por diversos microrganismos, inclusive fungos (BAGGS, 2008); e a redução de N_2O a N_2 , que definirá o montante de N_2O emitido como produto intermediário da desnitrificação (JAHANGIR et al., 2011). Na nitrificação, o N_2O é um subproduto da oxidação da hidroxilamina a nitrito pelas bactérias que oxidam a amônia (AOB) e *Archaeas* oxidadoras de amônia (AOA) que, eventualmente, também poderiam utilizar a desnitrificação como via energética (WANG et al., 2016).

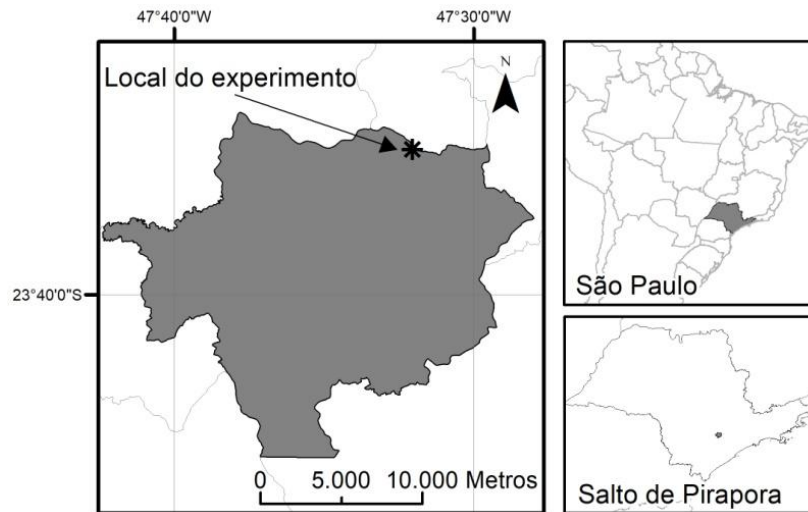
4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO E CARACTERIZAÇÕES FÍSICO-QUÍMICAS

O experimento foi instalado em uma área de pastagem, localizado na Fazenda Flores, no município de Salto de Pirapora, região sudeste do estado de São Paulo, Brasil, à latitude de $23^{\circ}35'$ Sul, longitude de $47^{\circ}32'$ Oeste e altitude média de 609 m (Figura 1). O local, segundo a classificação climática de Köppen, tem clima subtropical quente, tipo Cfa (temperado úmido com verão quente), com uma temperatura média anual de $21,4^{\circ}C$, máxima de $30,1^{\circ}C$ no verão e mínima no inverno de $12,2^{\circ}C$, bem como, precipitação anual de 1.285 mm (IKEMATSU et al., 2007). O experimento possui área de, aproximadamente, 6000 m^2 e declividade média de 6,5%.

A fazenda é especializada na produção de leite, sendo que essa atividade vem sendo exercida a mais de sessenta anos, segundo relato dos proprietários. A criação de gado é feita de maneira extensiva, pois na pastagem presente no local não é executado nenhum tipo de manejo. Atualmente, o pastejo é realizado na lotação animal média de 1 UA ha^{-1} .

Figura 1. Localização geográfica da área experimental na região Sudeste do Estado de SP - Brasil.



Segundo o triângulo de determinação de classes texturais USDA, o solo na área experimental possui textura muito argilosa, sendo classificado como Latossolo Vermelho (EMBRAPA, 2006). A cor do solo, classificada como 2,5YR2,5/4, foi definida por comparação considerando a camada de 0-20 cm, por meio da carta de cores de Munsell (2010). No ano de conversão para cana-de-açúcar e pastagem intensificada a densidade do solo na área experimental foi de $1,04 \text{ g cm}^{-3}$ (CAMARGO et al., 2009). Amostras de solo foram coletadas antes da primeira fertilização e analisadas para fins de fertilidade nas profundidades de 0-20, 20-30 e 30-60 cm (Tabelas 1). Análises dos teores de micronutrientes no solo foram feitas considerando a profundidade de 0-20 cm (Tabelas 1).

Tabela 1. Caracterização química do solo realizada no experimento antes da conversão de pastagem para cana-de-açúcar.

Prof (cm)	pH (CaCl ₂)	MO ¹ (g dm ⁻³)	H + Al ²	SB ³	CTC ⁴ (mmol _c dm ⁻³)	K	Ca	Mg	P (mg dm ⁻³)	V ⁵ (%)
0-20	6,28	30,16	19,50	82,77	102,27	1,1	73,70	8,00	6,17	79,17
20-30	6,33	27,33	19,33	55,33	74,67	0,83	49,67	4,83	1,33	72,33
30-60	6,31	21,33	20,00	38,67	58,67	0,83	35,00	2,83	0,50	64,33

¹MO = Matéria orgânica; ²H + Al = potencial de acidez; ³SB = Soma de bases; ⁴CTC = Capacidade de troca catiônica; ⁵V = Saturação de bases.

4.2 CENÁRIOS EXPERIMENTAIS

Foram estabelecidos dois cenários principais que se baseiam nos usos do solo estudados (Tabela 2). Após definição dos cenários foram definidos os tratamentos referentes a cada objetivo proposto. As amostragens ocorreram de outubro de 2013 a outubro de 2019.

Tabela 2. Descrição da área experimental.

	Uso do solo	Área total	Dimensão das pseudoreplicatas	Número de linhas (comprimento × largura)
Cenário 1	Pastagem	1700 m ²	75 m ²	-
Cenário 2	Cana-de-açúcar	1700 m ²	75 m ²	60 (10m × 1,5 m)

Os usos do solo (intensificação da pastagem extensiva e conversão para cana-de-açúcar) foram instalados simulando as atividades convencionalmente realizadas na região. As pseudoreplicatas foram demarcadas e as amostragens foram realizadas como mostrado no APÊNDICE A. A Tabela 3 mostra a distribuição e as datas de realização das principais atividades de manejo desenvolvidas na área experimental durante os seis anos de amostragem.

Tabela 3. Cronosequência das principais atividades de manejo realizadas em cada ano experimental durante um ciclo de cana-de-açúcar.

Ciclo	Uso do solo ¹	Manejo		
		Preparo do solo	Adubação	Colheita
2013-2014	CP e P	7 a 22 de outubro	24 de outubro	02 de novembro
2014-2015	1ª S e P	-	09 de dezembro	26 de novembro
2015-2016	2ª S e P	-	NR ²	NR
2016-2017	3ª S e P	-	08 de novembro	30 de outubro
2017-2018	4ª S e P	-	14 de novembro	06 de novembro
2018-2019	5ª S e P	-	11 de novembro	28 outubro

¹CP: cana-planta, S: soqueira, P: pastagem; ²NR: não registrado.

4.2.1 Experimento 1: tratamentos para avaliação dos teores de MPT

Nesse experimento os tratamentos foram definidos para avaliar alterações nas concentrações causadas pela aplicação de fertilizante inorgânico durante a conversão de pastagem extensiva em cana-de-açúcar e na última soqueira economicamente produtiva. Os tratamentos foram nomeados de acordo com o período de amostragem, como a seguir: pastagem extensiva, simulando o cenário inicial de conversão (PE, n = 4, amostrada em 2013); cana-planta (CP, n = 4, amostrada em 2014); controle da cana-de-açúcar e cana-de-açúcar com aplicação de fertilizante inorgânico no último ciclo da soqueira, onde as amostras foram coletadas na linha e na entre-linha de cultivo (CC_L e CC_{EL}, CA_L e CA_{EL}, n = 4, amostradas em 2018).

4.2.2 Experimento 2: tratamentos para avaliação da quantidade e qualidade do carbono

Para atingir os objetivos deste experimento, foram estabelecidos três tratamentos, como a seguir: área referencial, que corresponde à pastagem extensiva (PE, n = 4); pastagem

intensificada, onde o manejo foi realizado com o objetivo de aumentar a biomassa da pastagem para maiores rendimentos em comparação com a área referencial (PI, n = 4); cana-de-açúcar convencional controle e adubada, local inicialmente com a mesma condição da área referencial em que foi realizado o manejo do solo para o plantio da cana-de-açúcar com e sem fertilização (CC e CA, n = 4).

4.2.3 Experimento 3: tratamentos para avaliação das emissões de CO₂, CH₄ e N₂O

O experimento foi delineado em quatro tratamentos simulando os usos do solo de pastagem extensiva (PE, n=4); pastagem extensiva convertida em pastagem intensificada (PI, n=4); conversão para cana-de-açúcar, onde foram implantados tratamentos simulando as atividades convencionalmente realizadas na região para cultivo de cana-de-açúcar sem aplicação de fertilizantes (CC, n = 4) e fertilizada (CA, n = 4). Os tratamentos PE e CC foram implantados como condição inicial e controle para os parâmetros (preparo do solo e adubação) a serem avaliados nos usos do solo em questão.

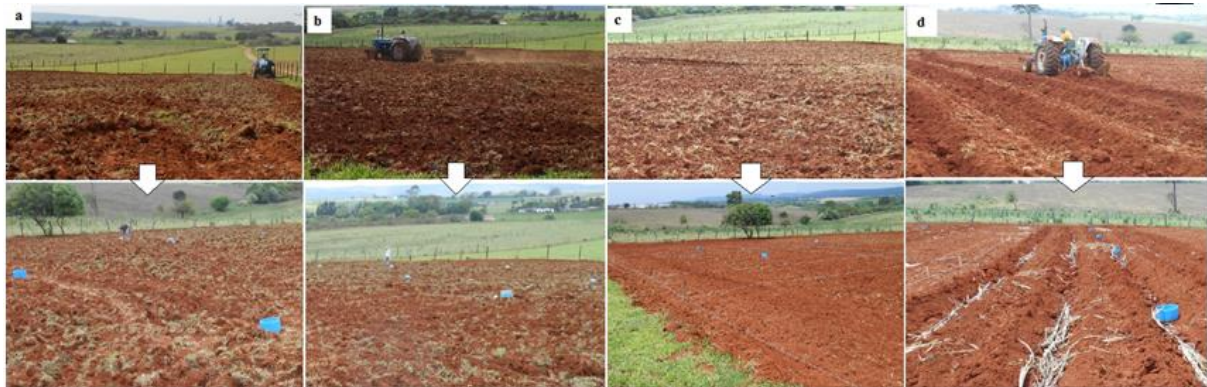
4.3 MANEJO DA ÁREA EXPERIMENTAL

4.3.1 Preparo do solo, aplicação de fertilizantes inorgânicos e plantio da cana-de-açúcar

Nas áreas com pastagem o preparo do solo não foi realizado. Nos tratamentos com cana-de-açúcar, as operações foram executadas de acordo com o cultivo convencional, como a seguir: primeira gradagem, segunda gradagem com grade pesada, nivelamento com grade niveladora e, arado de aiveca regulado para abrir sulcos com 30 cm de profundidade para formação das linhas de cultivo (Figura 2).

As demandas de fertilizante inorgânico na pastagem e na cultura da cana-de-açúcar foram feitas de acordo com RAIJ et al. (1997). Em todos os anos avaliados as fontes sintéticas de nitrogênio (N), fósforo (P₂O₅) e potássio (K₂O) utilizadas foram: nitrato de amônio - NH₄NO₃ (32% de N-nitrato), superfosfato simples (19% de P₂O₅) e cloreto de potássio - KCl (62% de K₂O) (Tabela 4). O nitrato de amônio foi escolhido como fertilizante nitrogenado, pois se caracteriza como uma fonte menos sujeita a perdas por volatilização quando aplicada em superfície (CANTARELLA et al., 2008). As doses de fertilizantes foram previamente pesadas em laboratório de acordo com a necessidade de cada tratamento e a distribuição foi feita a lanço.

Figura 2 – Etapas de preparo do solo seguidas das coletas de gases.



a) Primeira gradagem; b) segunda gradagem; c) nivelamento da área; d) abertura dos sulcos e plantio cana-de-açúcar. As imagens indicadas pelas setas referem-se às coletas executadas logo após as operações de preparo do solo.

A fertilização foi feita em área total na pastagem e nas linhas de cultivo de cana-de-açúcar. Como a saturação de bases encontrava-se acima de 60% e o concentração de cálcio acima de $4 \text{ mmol}_c\text{dm}^{-3}$ (RAIJ et al., 1997), não fez-se necessária a aplicação de calcário nas parcelas de cana-de-açúcar. Para a pastagem a recomendação é de que a saturação de bases seja maior de que 60% na formação e de 50% na manutenção (RAIJ et al., 1997). No primeiro ano a cana-de-açúcar foi fertilizada com 60, 140 e 120 kg ha^{-1} de NPK (Tabela 4). Nos anos de soqueira da cana-de-açúcar, a dose de fertilizante aplicada foi de 120, 30 e 120 kg ha^{-1} de NPK. Em todos os anos avaliados, o tratamento com pastagem intensiva tiveram as mesmas doses de fertilizantes aplicados no solo (60, 40 e 40 kg ha^{-1} de NPK) (Tabela 4).

Tabela 4. Aplicação de fertilizantes nos tratamentos com cana-de-açúcar e pastagem.

Demanda de fertilizante ¹ (kg)	Cana-de-açúcar			Pastagem		
	NH ₄ NO ₃	SS	KCl	NH ₄ NO ₃	SS	KCl
2013						
por hectare	187,50	778,00	200,00	187,50	210,50	66,70
75 m ²	1,31	5,45	1,40	1,31	1,47	0,47
2014 a 2018						
por hectare	375,00	158,00	200,00	187,50	210,50	66,70
75 m ²	2,62	1,11	1,40	1,31	1,47	0,47

¹ De acordo com a análise de solo e a demanda para a cultura (RAIJ et al., 1997).

A cana-de-açúcar foi cultivada no sistema de cultivo convencional, a variedade plantada foi a RB86-7515. Optou-se por utilizar a RB86-7515, pois essa cultivar apresenta-se como uma boa opção para plantio de cana-de-ano, apresentando crescimento rápido e alta produtividade agrícola, além de demonstrar uma ótima brotação das socas. Foram utilizados, aproximadamente, 17 t ha^{-1} de colmos (125 kg de colmos por parcela de 75m²).

Adicionalmente, fez-se a seleção dos colmos que apresentavam melhores condições para plantio. Atentou-se para a uniformidade de distribuição dos colmos nos sulcos, de forma que o número de gemas por metro linear fossem em média de 12 a 18, os colmos foram arranjados nos sulcos no sistema "pé com ponta" (TOWNSEND, 2000).

4.3.2 Controle de plantas daninhas

Para controle das plantas daninhas, nas entrelinhas da cultura de cana-de-açúcar, a aplicação de herbicidas foi feita 97 dias após o plantio da cana-de-açúcar. Utilizou-se Volcane[®] (herbicida não seletivo, não sistêmico, pós-emergente do grupo químico organoarsênico) e Diuron[®] (herbicida seletivo, de ação sistêmica, de pré e pós-emergência do grupo químico ureia), nas dosagens de 10 mL L⁻¹ e 6,5 mL L⁻¹, respectivamente. A aplicação foi semi-mecanizada, por meio do uso de um aparelho costal de 20L, com bico de jato plano tipo leque em jato dirigido.

4.3.3 Manejo da pastagem e colheita da cana-de-açúcar

No primeiro ano de conversão houve o pastejo do gado nos tratamentos com pastagem extensiva e fertilizada. Nos anos seguintes, devido às dificuldades com o deslocamento do gado, optou-se pela roçagem seguida da retirada do material vegetal do pasto em média duas vezes ao ano. Tomou-se como base a altura da pastagem nas áreas adjacentes ao experimento onde o gado estava pastando normalmente.

A colheita da cana-de-açúcar foi realizada anualmente sempre no mês de Outubro. Para avaliação da produtividade, foram amostradas e pesadas 4 m de linha de cana-de-açúcar de cada parcela, sendo 2 m amostrados na segunda linha e 2 m amostrados na quarta linha de cultivo. Procedeu-se também com a contagem do número de colmos da terceira e da quarta linha de cultivo de todas as parcelas. A produtividade e o número de colmos no primeiro ciclo (2013-2014) foi de 65,53 tha⁻¹ e 71,67 colmos ha⁻¹ em CC e de 66,74 tha⁻¹ e 81,25 colmos ha⁻¹ em CA, enquanto no ciclo 2017-2018, foi de 64,01 tha⁻¹ e 68,75 colmos ha⁻¹ em CC e de 72,104 tha⁻¹ e 79,59 colmos ha⁻¹ em CA.

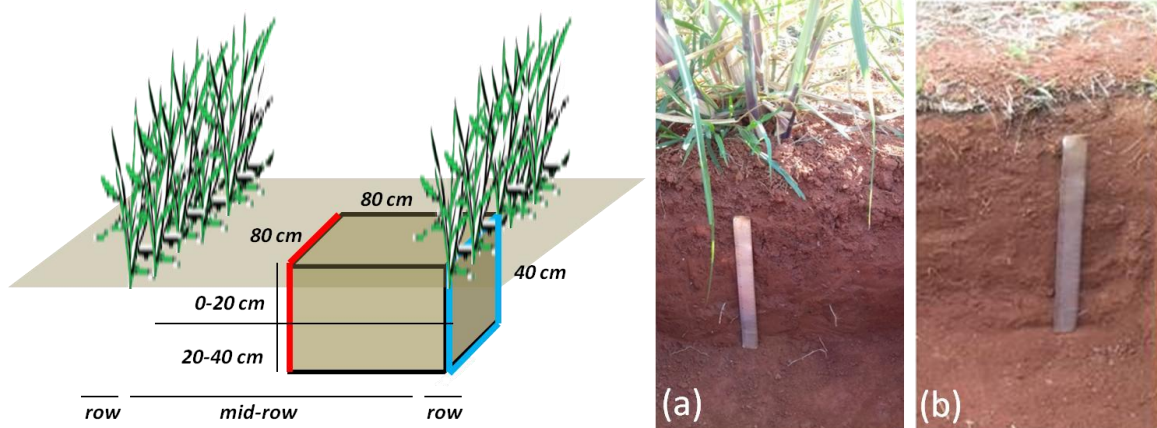
4.4 COLETA DE AMOSTRAS E METODOLOGIA DE ANÁLISE NO EXPERIMENTO 1

4.4.1 Amostragem de solo para análises dos teores de MPT

No centro das pseudorreplacas, foram abertas trincheiras para amostragens de solo (Figura 3). As amostras de solo foram utilizadas para análise de granulometria, textura, teor de C e N, pH e MPT. As trincheiras na cana-de-açúcar e na pastagem tinham as mesmas dimensões e três amostras de solo foram coletadas e misturadas para obter uma amostra final de cada profundidade (0-20 e 20 a 40 cm), esse procedimento foi realizado nas quatro parcelas de cada tratamento acima mencionado. Na última soqueira de cana-de-açúcar, amostras de solo foram coletadas na linha e na entrelinha (Figura 3).

Para a coleta de amostras do solo, foram utilizados tubos de PVC com 2,5 cm de largura e 20 cm de comprimento e as amostras foram armazenadas em sacos de polietileno selados hermeticamente. Tubos e sacos foram previamente lavados com água da torneira e solução de detergente não iônico isento de metais, depois foram banhados em solução ácida (solução de HNO₃ a 5% por 24h) e finalmente enxaguados em água destilada. No campo, foi utilizado um tubo para três amostras de solo de cada coleta de profundidade. Após a coleta, o solo foi levado para análise laboratorial.

Figura 3. À esquerda, esquema mostrando as dimensões da trincheira¹ de cana-de-açúcar. À direita, figura mostrando o perfil de amostragem de 0-40 cm da (a) cana-de-açúcar e (b) da pastagem.



¹ linhas azuis e vermelhas indicam as faces de amostragem da linha e da entrelinha, respectivamente.

4.4.2 Quantificação dos MPT nos fertilizantes e no solo

Seguiu-se o protocolo de preparação de amostras e análises de rotina em laboratório (CAMARGO et al., 2009), no qual o solo amostrado foi homogeneizado, seco ao ar e peneirado em peneira de 2 mm. Todos os reagentes utilizados apresentaram uma alta taxa de pureza, para uso apenas no nível analítico e foram verificados quanto a possíveis

contaminações por metais traços. Água de ultra pureza (miliQ - Tipo 1) foi usada para preparar das soluções.

Amostras de nitrato de amônio, superfosfato simples e cloreto de potássio, aplicadas nas parcelas experimentais, foram separadas para quantificação de MPT; durante todo o período de avaliação, foi utilizado o mesmo lote de fertilizante. Alíquotas de fertilizantes foram trituradas e três amostras de 0,25 g foram pesadas. Com as amostra de solo coletadas nos tratamentos, após o pré-preparo, pesaram-se alíquotas de 0,5 g.

As amostras foram submetidas à digestão ácida utilizando micro-ondas, modelo Anton-Paar 24HVT50, seguindo o método proposto por LORENÇATTO (2019) para análises de fertilizantes e o método pseudototal proposto no protocolo 3051A (USEPA, 2007a) para análises de solo. Cada amostra foi adicionada a vasos de Teflon contendo apenas HCl para avaliação dos metais nos fertilizantes e HNO₃ + HCl para as determinações no solo. Os extratos foram transferidos para tubos Falcon e centrifugados durante 10 minutos a 2000 rpm.

A suspensão foi removida com pipeta Pasteur para frascos volumétricos e depois preenchida com água ultrapura para obter um volume final de 10 mL para fertilizantes e 25 mL para extratos do solo. Ácidos de alta pureza foram utilizados na análise (Marca PA). O material de vidro foi limpo e todo material orgânico foi digerido em uma solução de HNO₃ a 5% por 24 horas e depois lavado com água destilada.

Após a extração, as quantificações de Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd e Pb foram realizadas por espectrometria de emissão atômica com plasma de microondas (MP-AES Agilent 4200). Procedimentos padrão de operação, curva de calibração, limite de detecção (LD), limite de quantificação (LQ) e espaços em branco (a cada 22 amostras) também foram realizados. Os cálculos de LD e LQ resultam em valores muito próximos de zero (Tabela 5).

Tabela 5. Condições operacionais do MP-AES e limite de detecção (LD) e quantificação (LQ).

Elements	Wavelength (nm)	LD (mg L ⁻¹)	LQ (mg L ⁻¹)
Cr	425,433	6,44E-06	1,95E-05
Mn	403,076	6,27E-06	1,90E-05
Mo	379,825	9,02E-07	2,73E-06
Fe	371,993	2,63E-05	7,98E-05
Cu	327,395	5,40E-07	1,64E-06
Ni	352,454	5,86E-07	1,78E-06
Co	340,512	6,60E-06	2,00E-05
Zn	213,857	6,66E-06	2,02E-05
Cd	228,802	5,89E-07	1,78E-06
Pb	405,781	1,75E-05	5,30E-05

4.5 COLETA DE AMOSTRAS E METODOLOGIA DE ANÁLISE NO EXPERIMENTO 2

4.5.1 Amostragens de solo para análises da quantidade e qualidade do carbono

Amostras não deformadas ($n = 4$) para avaliação da densidade do solo, coletados em dois períodos durante o experimento (APÊNDICE A), foram obtidas em cinco profundidades (0-10, 10-20, 20-30, 30-60 e 60-80 cm) de trincheiras ($\sim 1 \text{ m}^3$) abertas no centro das pseudorreplias.

O carbono lábil fornece uma perspectiva das alterações causadas pelo manejo do solo no curto prazo (OLIVEIRA et al., 2017). Consequentemente, amostragens de solo para esta análise foram coletadas anualmente (APÊNDICE A), de 0 a 20 cm de profundidade, por meio de gradagem em cada repetição de tratamento ($n = 4$).

Uma vez que as alterações no estoque de carbono do solo são resultado do manejo de longo prazo, um número menor de períodos de amostragem foi necessário. As amostras de solo foram coletadas em três diferentes períodos (APÊNDICE A). A primeira amostragem ocorreu no tratamento PE, antes das práticas de manejo. A segunda amostragem foi realizada, aproximadamente, um ano após as atividades de manejo (2014) em PE, PI, CC e CA, e a terceira, próxima ao final da sexta soqueira, nos tratamentos PE, PI, CC e CA. Amostras de solo deformadas ($n = 3$) foram coletadas em cinco profundidades (0–10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm, 30–60 cm e 60–80 cm) em cada réplica. Amostras de solo foram coletadas em CC para que se pudessem comparar as alterações no estoque de carbono nos tratamentos de pastagem e cana-de-açúcar com aplicação de fertilizantes.

4.5.2 Determinação da quantidade e qualidade do carbono

O carbono lábil do solo foi calculado seguindo o método proposto por CULMAN; FREEMAN; SNAPP (2012), esse método foi escolhido devido à sua capacidade de refletir mudanças no manejo como indicadores de alterações no ecossistema do solo (CULMAN et al., 2012). O método do carbono oxidável reflete as mudanças causadas pelo manejo de uma maneira rápida e com baixo custo, gerando resultado semelhante ao método de carbono orgânico particulado e ao carbono da biomassa microbiana do solo (CULMAN et al., 2012). As quantificações foram realizadas através de um leitor de microplacas de 96 poços por espectrofotometria 550 nm (BioTek - Synergy HTX). Os cálculos foram realizados usando a Equação (2)

$$POXC = [0,02 - (a + b \times Abs)] \times (9000) \times (0,02 \div Wt) \quad (2)$$

onde, $POXC$ é o carbono oxidável (mg kg^{-1} solo), a é a interceptação e b é a inclinação da curva padrão, Abs é a absorbância da amostra desconhecida do solo, 9000 é a quantidade de carbono oxidado por 1 mol de MnO_4 mudando de Mn^{7+} para Mn^{4+} (mg C mol^{-1}), 0,02 é o volume da solução de KMnO_4 reagida (L) e Wt é a massa de solo usada na reação (kg).

O teor de carbono do solo nas amostras foi determinado pelo método de combustão seca (NELSON, D.W.; SOMMERS, 1996) em um analisador elementar (CHNSO Analyzer, Perkin Elmer 2400 série II). Após as determinações do teor de carbono do solo e da densidade aparente, foi possível calcular o estoque de carbono, o qual foi calculado primeiramente pelo método tradicional (FERNANDES; FERNANDES, 2013) descrito na Equação (3).

$$EC = (CT \times \rho b \times e) \div 10 \quad (3)$$

onde, EC é o estoque de carbono nas profundidades fixas (Mg ha^{-1}), CT é o carbono total (g kg^{-1}), ρb é a densidade e e é a espessura da camada considerada (cm).

O índice de manejo do carbono (IMC) tem sido utilizado como um indicador da qualidade do solo quando atividades de manejo do solo são realizadas. Ele expressa a qualidade do solo em termos de aumentos no carbono orgânico total do solo e na proporção de carbono lábil em comparação com uma condição inicial (OLIVEIRA et al., 2017). O carbono total foi considerado como carbono orgânico, uma vez que em regiões tropicais há uma prevalência de solos em condições de pH ácido ($\sim 6-5$) e ausência de resíduos calcários devido a ausência da aplicação de calcário (OLIVEIRA et al., 2017). O IMC foi calculado para a profundidade de 0 a 20 cm, de acordo com a Equação (5).

$$IMC = ISC \times IL \times 100 \quad (5)$$

onde, IMC é o índice de manejo de carbono, ISC é o índice de sumidouro de carbono (*carbon pool*), resultado da divisão do carbono total em cana-de-açúcar (g kg^{-1}) pelo carbono total do solo na pastagem extensiva (g kg^{-1}), IL é o índice de labilidade resultante da divisão da labilidade de carbono no solo da cana-de-açúcar pela labilidade de carbono no solo da pastagem extensiva (g kg^{-1}). Labilidade é o carbono lábil (g kg^{-1}) dividido pelo carbono não

lável (g kg^{-1}), que foi equivalente ao carbono não quantificado como carbono lábil ($\text{CNL} = \text{CT} - \text{CL}$).

O índice de sensibilidade do carbono lábil para conversão de pastagem em cana-de-açúcar foi calculado pela Equação. (6) (OLIVEIRA et al., 2017).

$$IS = |CLc - CLp| \div CLp \quad (6)$$

onde, CLc é o carbon lábil na cana-de-açúcar (g kg^{-1}) e CLp é o carbono lábil na pastagem extensiva (g kg^{-1}).

A taxa de perda ou acúmulo anual de carbono associado à conversão de pastagem em cana-de-açúcar foi calculada para as profundidades de 0-10, 10-20, 20-30, 30-60 e 60-80 cm usando a Equação (7) (BORDONAL et al., 2017). Valores positivos indicam aumento no estoque de carbono do solo e valores negativos indicam diminuição do estoque de carbono do solo.

$$C_{\text{ganho/acúmulo}} = (C_{\text{atual}} - C_{\text{referência}}) \div T \quad (7)$$

onde, $C_{\text{ganho/acúmulo}}$ é a taxa de perda ou acúmulo anual de carbono após a conversão de pastagem para cana-de-açúcar (Mg C ha^{-1}), C_{atual} é o estoque de carbono na plantio de cana-de-açúcar depois da conversão (Mg C ha^{-1}), $C_{\text{referência}}$ é o estoque de carbono de referencia antes da conversão (Mg C ha^{-1}), e T é o tempo passado desde a conversão (anos).

4.6 COLETA DE AMOSTRAS E METODOLOGIA DE ANÁLISE NO EXPERIMENTO 3

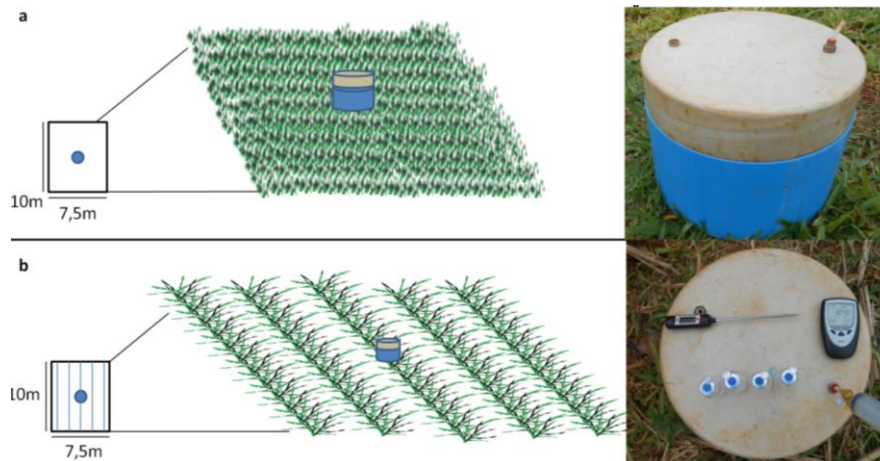
4.6.1 Amostragem para análises das emissões de CO_2 , CH_4 e N_2O

O procedimento para a coleta de gases (CO_2 , CH_4 e N_2O), foi estabelecido com base no método de câmaras estáticas, conforme descrito por DAVIDSON et al. (2002). A câmara, composta por um anel e uma tampa, foi inserida no solo (entre 5 e 10 cm) (CERRI et al., 2013) no centro de cada uma das pseudoréplicas nos tratamentos PE e PI, e no centro da linha central dos tratamentos com cana-de-açúcar (CC e CA) (Figura 4). Os anéis, compostos por cloreto de polivinila (PVC), possuem formato cilíndrico, com 20 cm de altura, 29 cm de diâmetro e área da base de $0,07069 \text{ m}^2$ (Figura 4). As tampas das câmaras, que possuem altura

de 8 cm e diâmetro de 29 cm, são encaixadas nos anéis no momento da coleta. As câmaras foram fixadas entre as operações de preparo do solo, após esse período foram fixadas e não foram removidas novamente de forma a minimizar alterações no material orgânico da superfície e assegurar boa vedação. As coletas foram realizadas no período da manhã.

Nos dias de coleta quatro amostras de ar eram coletadas de cada câmara, representando os fluxos em quatro tempos (1, 10, 20 e 30 minutos). De acordo com GARCIA-MONTIEL et al. (2001), as câmaras foram vedadas com as tampas de PVC no primeiro tempo de coleta e, prioritariamente, somente durante o período de amostragens. Para o cálculo de volume da câmara, em todos os dias de coleta, após as câmaras serem tampadas, três alturas foram medidas em pontos previamente fixados. Um orifício sobre a tampa da câmara foi confeccionado para manter a pressão interna igual à pressão atmosférica.

Figura 4. Posicionamento da câmara estática na pseudorréplica em (a) pastagem e em (b) cana-de-açúcar. À direita, há a vista superior e lateral da câmara e materiais utilizados durante a coleta.



As amostras de ar eram coletadas das câmaras através de seringas plásticas BD (Cremer S.A., Blumenau, Santa Catarina, Brasil) de 60 mL e, então, eram imediatamente transferidas para frascos de vidro de 30 mL, previamente higienizados, identificados, vedados e evacuados com septos de borracha estilo rolha (Bellco Glass, Vineland, NJ, EUA), de acordo com procedimento descrito por NETO et al. (2011) (Tabela 6).

No interior das câmaras a aplicação de fertilizantes foi feita de acordo com a área delimitada por ela quando inserida no solo ($0,07069 \text{ m}^2$), sendo proporcional a demanda de fertilizante na área total das parcelas de cada tratamento.

Tabela 6. Período de amostragem durante os anos experimentais e quantidade de amostras analisadas em PE, PI, CC e CA.

Ciclos	Período amostragem	Coletas ¹	Frascos analisados
2013-2014	07 Out 13 a 10 Set 14	63	4.032
2014-2015	09 Dez 14 a 26 Jun 15	63	4.032
2015-2016	-	-	-
2016-2017	11 Out 16 a 14 Set 17	63	4.032
2017-2018	14 Nov 17 a 24 Set 18	63	4.032
2018-2019	11 Out 18 a 09Mai 19	43	2.752

¹ Representa o número de dias coletados nos quatro tratamentos (PE,PI, CC e CA), sendo que cada tratamento teve quatro pseudorréplicas com uma câmara cada e para cada câmara quatro frascos foram amostrados.

4.6.2 Determinação dos fluxos dos GEE, Emissão acumulada anual e total, Fator de emissão e CO₂ equivalente

As amostras de gases foram injetadas em no máximo um mês após a data de coleta. Em CARMO et al. (2012), foi constatado em análises laboratoriais, que as concentrações de N₂O e CH₄ não são afetadas quando as análises são feitas se armazenadas por até 30 dias.

A concentração de CO₂, CH₄ e N₂O nos frascos trazidos do campo foi analisada por cromatografia gasosa. O equipamento utilizado foi um cromatógrafo gasoso, modelo SHIMADZU GC-2014, Columbia, MD, EUA, equipado com um detector ⁶³Ni de captura de elétrons (ECD – limite de detecção: 0,1 pg/s) operando à temperatura de 330°C (KELLER; REINERS, 1994b) para as determinações de N₂O, e um detector de ionização de chama (FID – limite de detecção: 3 pgC/s) (BOWDEN et al., 1990; STEUDLER et al., 2002) com metanador para as determinações de CO₂ e CH₄, respectivamente.

Para o cálculo das concentrações dos gases, por comparação das áreas dos picos onde ocorre a integração, foram utilizados padrões previamente preparados (Scott-Marrin – Riverside, CA, USA). O padrão que inicia a curva de calibração durante cada dia de análise possui a concentração de 1009 ppm de CO₂, 0,968 ppm de CH₄ e 0,75 ppm de N₂O. O segundo padrão possui a concentração de 353 ppm de CO₂, 1,842 ppm de CH₄ e 0,31 ppm de N₂O. O último ponto na curva de calibração é definido por um padrão com as concentrações de 1551,0 ppm de CO₂, 3,582 ppm de CH₄ e 11,320 ppm de N₂O.

O fluxo foi calculado por meio da variação da concentração nos valores dos gases com o tempo, obtendo-se uma regressão linear baseada na curva gerada a partir dos quatro tempos de coleta dentro de intervalos de 40 minutos. Para calcular os fluxos, de acordo com a região interna da câmara, os volumes molares de gás foram corrigidos, considerando-se a temperatura ambiente e a pressão atmosférica, medidas no momento da amostragem. A

equação utilizada para cálculo dos fluxos de GEE (f) de acordo com JANTALIA et al. (2008) está apresentada na Equação 8.

$$f = \left(\frac{\Delta G}{\Delta t}\right) \times \left(\frac{V}{A}\right) \times \left(\frac{m}{Vm}\right) \quad (8)$$

onde, f é o fluxo de CO₂ (g C m⁻² dia⁻¹), CH₄ (mg C m⁻² dia⁻¹) e N₂O (mg N m⁻² dia⁻¹); ΔG é a concentração de cada gás dentro da câmara no momento da amostragem; Δt é o tempo em que a câmara permaneceu fechada; V e A são os volumes e a área de cobertura do solo pela câmara, respectivamente; e m é o peso molecular de cada gás avaliado no experimento.

Para a obtenção dos fluxos acumulados realizou-se a interpolações de primeira ordem entre os eventos de amostragem de gases. A interpolação linear de primeira ordem possibilita a estimativa dos fluxos entre os eventos de amostragem, resultando em uma emissão por um período de tempo. As médias de dois dias de amostragem foram calculadas e esse valor foi multiplicado pelo número de dias entre os eventos de amostragem; isso é realizado para todo o período de amostragem e depois para um período final. Os dados foram integrados considerando o período de 365 dias exatos, para a emissão anual, e para o período total de avaliações de 2013 a 2019, para a emissão total.

O fator de emissão (FE) foi calculado de acordo com as quantidades de nitrogênio aplicadas nos tratamentos com pastagem e cana-de-açúcar adubados. O FE é resultante dos fluxos acumuladas durante todo o período de amostragem dos gases (ALLEN et al., 2010). Os FE são calculados para o N₂O e consideram a emissão total das câmaras fertilizadas e daquelas que não foram fertilizadas, de acordo com os métodos sugeridos pelo IPCC (2006), segundo a Equação 9.

$$FE = \left(\frac{N_2O_{emitido}}{N_{aplicado} - N_2O_{controle}}\right) \times 100 \quad (9)$$

onde, FE é a emissão de N₂O consequente da adição de N no meio (%); $N_2O_{emitido}$ é a emissão de N₂O consequente da aplicação de N no meio; $N_{aplicado}$ é a quantidade de nitrogênio aplicado na forma de fertilizante; $N_2O_{controle}$ é a emissão nas parcelas controle.

Devido às diferentes propriedades reativas e permanência na atmosfera, os GEE diferem em sua concentração e no potencial de aquecimento global (PAG) (IPCC, 2007b). O CO₂ equivalente (CO₂-eq) é uma medida padronizada útil para comparar as emissões de diferentes GEEs. O último relatório do IPCC revisou os valores de PAG e definiu-o como

sendo de 25 vezes para o CH₄ em relação ao CO₂ e de 298 vezes para o N₂O em relação ao CO₂ (CERRI et al., 2009; IPCC, 2007b, 2013). O CO₂-eq para emissões de CH₄ e N₂O foram calculados de acordo com o IPCC (2007) por meio da Equação 10.

$$CO_2\text{-eq} = \text{Emissão} \times (MM_{GEE}/MM) \times PAG \quad (10)$$

onde, *CO₂-eq* é o CO₂ equivalente em kg ha⁻¹; *Emissão* são as emissões de GEE (CH₄ ou N₂O) expressas em mg m⁻² dia⁻¹; *MM_{GEE}/MM* é a razão entre a massa molar do gás e do elemento (CH₄/C ou 16/12; N₂O/N ou 44/28); e *PAG* é o potencial de aquecimento global.

4.7 REGISTRO PLUVIOMÉTRICO E PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

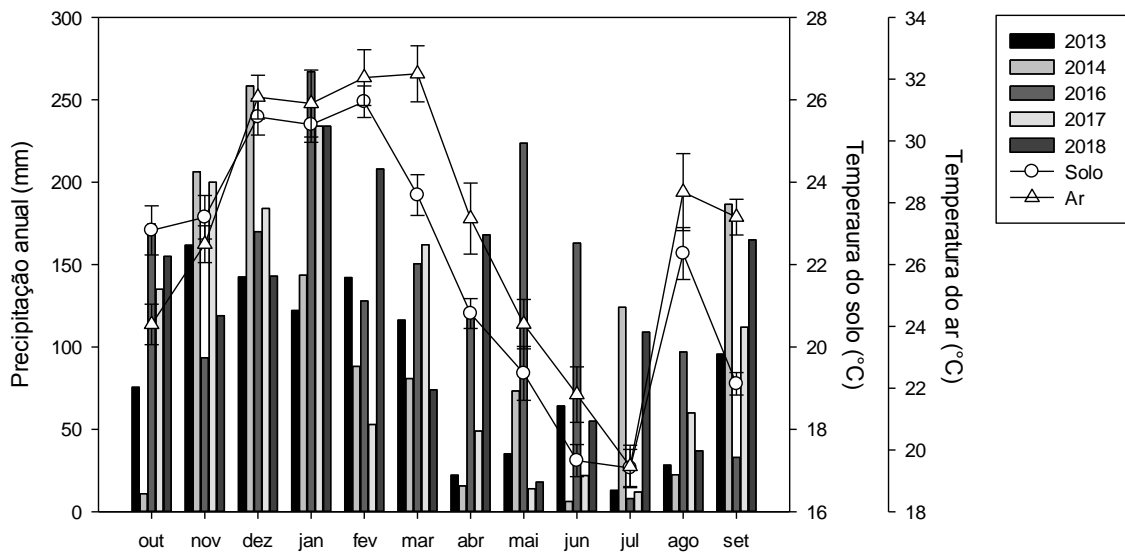
O índice pluviométrico, a temperatura do ar do solo em torno das câmaras (5 cm de profundidade) de amostragem de gás foram registrados em todos os dias de coleta por meio de um pluviômetro (Incoterm®, 40 mm m⁻²) instalado a 1 m do solo e termômetros digitais (Incoterm®, tipo espeto). De acordo com os registros mensais dos últimos 30 anos, levantados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para o município de Sorocaba, a média anual é de 1330 mm. A precipitação anual no local onde o experimento estava instalado, considerando o valor acumulado mensal durante os meses de outubro a setembro para o primeiro, segundo, quarto e quinto e sexto ano foram de 1019 mm, 1217 mm, 1626 mm, 1237 mm e 1485 mm, respectivamente (Figura 5). A precipitação e a temperatura seguiram a sazonalidade esperada (verão-inverno) para as regiões tropicais.

Uma vez que há grande sazonalidade climática, regimes pluviométricos frequentes e de elevada intensidade são comuns em regiões tropicais, acelerando os processos de intemperismo, influenciando a dinâmica do carbono em Latossolos e apresentando relação com os fluxos de GEE (BENTO et al., 2018). Portanto, o registro das variações de precipitação e temperatura do solo fornece um conjunto de dados relevantes para ajudar na interpretação dos resultados.

A distribuição granulométrica pelo método de pipeta foi realizada seguindo o protocolo descrito em CAMARGO et al. (2009). As análises de densidade do solo foram realizadas seguindo o método do cilindro volumétrico (EMBRAPA, 1997).

O carbono total e o nitrogênio foram determinados pelo método de combustão a seco (NELSON, D.W.; SOMMERS, 1996). As determinações de pH na solução molar de CaCl 0,01 foi feita de acordo com CAMARGO et al. (2009).

Figura 5. Índices de precipitação e temperaturas do solo e do ar durante os ciclos de 2013 a 2019.



As temperaturas do solo e do ar foram obtidas por meio da média (n=16) mensal de cada ano analisado considerando todos os tratamentos avaliados.

As amostragens de solo para análise de umidade e WFPS (*water filled pore space*) foram feitas em todos os dias de coleta de gases. Uma amostragem composta (três amostras simples) foi retirada por pseudorréplica por meio do uso do trado holandês na profundidade de 0-10 cm. Por dia de coleta eram amostradas 16 amostras de solo compostas. As amostras eram coletadas de maneira aleatória dentro de cada parcela. Amostras que não foram imediatamente processadas foram armazenadas em freezer horizontal -20,0 °C (H500, Electrolux).

As análises de umidade do solo foram realizadas por meio do método descrito pela EMBRAPA (1997) após o descongelamento e homogeneização das amostras. Os processos de produção de N₂O são fortemente influenciados pelo teor de umidade, assim, o WFPS, um importante fator na compreensão das emissões de N₂O, é estimado para que se avaliem as relações entre a umidade do solo e os fluxos dos gases. Proposto por DAVIDSON et al. (2000), o WFPS foi calculado a partir dos cálculos de umidade do solo e de densidade de acordo com a Equação. (1).

$$\text{WFPS} = \left(\frac{Us \times Ds}{\text{Porosidade}} \right) \times 100 \quad (1)$$

Onde, Us é a umidade gravimétrica do solo (%); Ds é a densidade do solo (g cm⁻³); Porosidade é igual a 1 - (Ds/Dp) e Dp é a densidade de partícula padronizada em 2,65 g cm⁻³.

4.8 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A estatística descritiva dos dados foi determinada através da média, mínimo, máximo, erro padrão e coeficiente de variação dos tratamentos avaliados. A normalidade e homogeneidade de variância dos dados foram analisadas pelo teste de Shapiro-Wilk. O teste de Shapiro-Wilk avalia duas hipóteses possíveis: H_0 (onde os dados seguem uma distribuição normal) e H_1 onde os dados não seguem um padrão de distribuição normal. Constatada a normalidade dos dados prosseguiu-se com a análise de variância. Nos casos em que os dados não seguiram um padrão normal de distribuição foi realizado o teste de Wilcoxon pareado que avalia diferenças significativas ($p < 0.05$) em dados não normais.

Para explorar as correlações existentes entre os fluxos de CO_2 , CH_4 e N_2O e umidade do solo, WFPS, temperatura do solo e do ar os dados foram submetidos à análise de correlação de Spearman. A correlação de Spearman é uma medida não paramétrica de correlação que estuda relações monótonas, na qual as variáveis tendem a mudar juntas, mas não necessariamente a uma taxa constante. A correlação de Pearson foi utilizada para avaliar correlações entre os MPT, pH, granulometria, teores de C e N.

Para comparação de dados obtidos através de médias, foi utilizado o teste Tukey HSD ($p < 0,05$) em comparações múltiplas, recomendado para dados normais e não-normais.

Todos os gráficos e os procedimentos estatísticos foram realizados utilizando-se o software RStudio (R 3.4.1) (<https://cran.r-project.org>) e os softwares Origin 6.0 e SigmaPlot 12.0.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 MANEJO DO SOLO E ALTERAÇÕES NOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Da condição inicial, em 2013, até o quinto ciclo de conversão para pastagem intensificada e cana-de-açúcar, algumas alterações físico-químicas foram observadas. Na profundidade de 0-20 cm houve redução do pH da solução do solo de 6,3 (2013-2014) para ~5,0 (2018-2019). Esse processo é desencadeado por fertilizações subsequentes quando a correção de acidez não é feita (JUNIOR et al., 2014; SATTOLO et al., 2017) (Tabela 1; Tabela 7).

Devido ao aporte de biomassa vegetal, resultado do manejo realizado durante a conversão, houve um aumento de ~ 58% no teor de matéria orgânica (Tabela 1; Tabela 7). A

fertilização com fontes de NPK resultou em maiores concentrações de potássio e fósforo em PI, CC e CA (Tabela 1; Tabela 7).

Tabela 7. Caracterização química do solo no último ciclo de coletas (2019).

Ano	Prof (cm)	pH (CaCl ₂)	MO ¹ (g dm ⁻³)	H + Al ²	SB ³	CTC ⁴ (mmol _c dm ⁻³)	K	Ca	Mg	P (mg dm ⁻³)	V ⁵ (%)
PI		5,2	70,2	14,0	148,8	162,8	1,4	130,8	16,6	7,2	90,8
CC	0-20	4,9	73,0	29,0	81,9	110,9	1,9	69,0	11,0	8,0	74,0
CA		5,0	70,0	21,4	83,8	105,0	2,0	72,0	9,0	10,0	80,0

¹ MO = Matéria orgânica; ² H + Al = potencial de acidez; ³ SB = Soma de bases; ⁴ CTC = Capacidade de troca catiônica; ⁵ V = Saturação de bases.

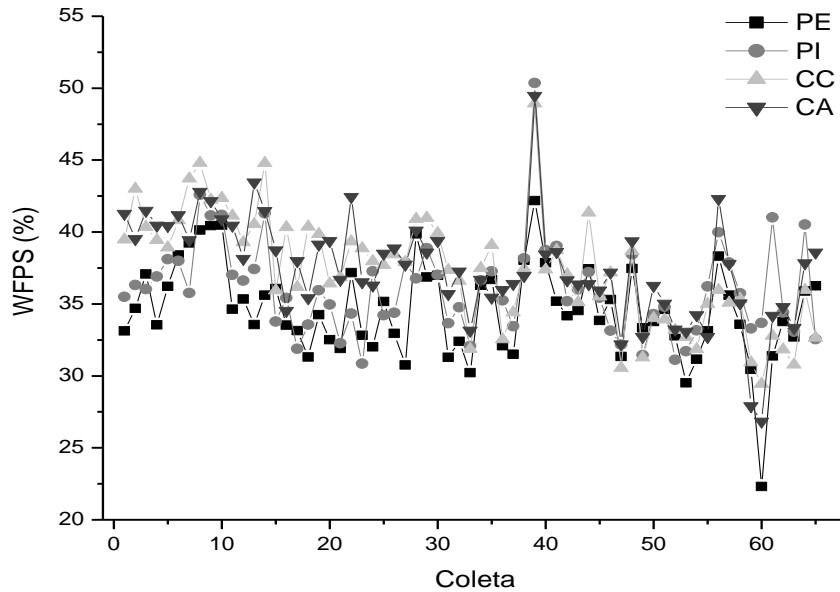
O aumento da CTC e V observado nos tratamentos foi resultado do aumento da concentração dos macronutrientes durante a fertilização (Tabela 1; Tabela 7). O solo nos tratamentos ficou ligeiramente ácido. Nessa condição de pH o solo fica mais carregado com as bases do solo e as concentrações de Al³⁺ nos coloides são menores (Tabela 1; Tabela 7). Sabe-se que as concentrações de carbono no solo são influenciadas pelo Al³⁺ (EZE; PALMER; CHAPMAN, 2018).

As médias da densidade do solo em PE, considerando camadas de 0 a 80 cm de profundidade, foram de 1,04 e 1,08 g cm⁻³, respectivamente em 2013 e 2019. Esses valores foram semelhantes, exceto na profundidade de 20 a 30 cm, onde, em 2019, a densidade em PE foi maior (Tabela 8). Seguindo uma condição semelhante, o tratamento PI apresentou valores de densidade próximos à PE em 2019, com valor médio de 1,10 g cm⁻³. Ao contrário do tratamento PE e PI, a densidade do solo com cana-de-açúcar foi maior (média de 1,23 g cm⁻³ em CC e CA), excluindo-se a profundidade de 0 a 10 cm em CA, na qual a densidade foi menor durante todo o período analisado (Tabela 8).

As variações na umidade do solo nos anos amostrados estão representadas na Tabela 9. No primeiro ano de amostragem a umidade apresentou o valor médio de 19%, máximo de 29% e o valor mínimo de 13%. No segundo ano a umidade atingiu os valores médio, máximo e mínimo de 22%, 55% e 14%, respectivamente. No período correspondente ao quarto ano a umidade média do solo foi de 22%, a máxima de 27% e a mínima de 16%. No quinto ano a umidade média, máxima e mínima foi de 21%, 28% e 13%. No último ano experimental a umidade atingiu os valores médio, máximo e mínimo de 23%, 33% e 13%. Os resultados finais do WFPS mostraram um padrão sazonal, onde os maiores valores foram registrados durante o período úmido e os menores no período seco (Figura 6). Resultado das alterações na densidade do solo e da maior cobertura vegetal, os valores médios mostraram que PE

apresentou menores índices de WFPS e que PI, CC e CA ficaram mais próximas, sendo CA o tratamento com maior WFPS médio.

Figura 6. Valores médios¹ para o WFPS calculado de 2013 a 2019 nos tratamentos analisados.



¹As dispersões indicam média para cada dia de coleta no período de 2013 a 2019 (n=5).

O aumento da densidade é descrito por diversos autores como resultados dos processos agrícolas. No caso da pastagem intensificada é causado pelo pisoteio do gado. No caso da cana-de-açúcar é causado pelo tráfego durante a colheita e maior exposição do solo. A redução na densidade do solo a 0-10 cm em CA pode ser atribuída ao elevado acúmulo de palhada nesse tratamento (SIGNOR et al., 2014).

Tabela 8. Densidade do solo nos tratamentos no primeiro e último ano de amostragem.

Densidade do solo (g cm ⁻³)	PE		PI		CA	
	2013	2019	2019	2019	2019	2019
0-10 (cm)	1,12±0,03	1,18±0,12	1,19±0,05	1,23±0,01	1,03±0,10	1,27±0,01
10-20 (cm)	1,09±0,02	1,06±0,08	1,07±0,04	1,19±0,06	1,27±0,01	1,27±0,01
20-30 (cm)	0,93±0,02	1,04±0,05	1,08±0,04	1,20±0,02	1,38±0,09	1,22±0,01
30-60 (cm)	1,00±0,04	1,03±0,16	1,05±0,07	1,22±0,02	1,22±0,01	1,22±0,01
60-80 (cm)	1,08±0,01	1,09±0,04	1,09±0,02	1,31±0,08	1,26±0,01	1,26±0,01

Com exceção ao segundo ano em PI e no último ano, a umidade do solo foi maior nos tratamentos com cana-de-açúcar. No último ano analisado foram observadas as maiores umidades de solo o que pode ser atribuído ao acúmulo de biomassa durante os anos de cultivo de cana-de-açúcar e pastagem, ao aumento na densidade do solo e ao regime pluviométrico do período, que apresentou o segundo maior total acumulado comparado com os demais períodos amostrais (Figura 5; Tabela 9).

Tabela 9. Umidade do solo nos tratamentos durante os anos de cultivo na área experimental.

Umidade ¹ (%)	2013-2014	2014-2015	2016-2017	2017-2018	2018-2019
PE	18,24±0,32	21,64±0,35	21,51±0,30	20,35±0,41	23,24±0,54
PI	19,43±0,35	22,28±0,48	21,68±0,30	20,78±0,41	23,30±0,43
CC	20,41±0,37	21,42±0,45	21,80±0,27	22,05±0,32	22,96±0,42
CA	19,82±0,34	21,64±0,49	21,84±0,30	20,97±0,39	23,00±0,40

¹Média ± erro padrão.

5.2 EXPERIMENTO 1: ALTERAÇÕES NOS TEORES DE MPT

Segundo o teste de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$), as variáveis físico-químicas e os MPT no solo e nos fertilizantes apresentaram distribuição normal, exceto Zn, Cd e Mn em CA. Quantificações de Co, Ni e Mo no solo não foram consideradas, uma vez que ficaram abaixo do limite de detecção (<LOD).

Embora as quantificações de MPT não tenham atingido valores que excedam os limites máximos permitidos pela legislação brasileira, dos dez elementos avaliados, os fertilizantes inorgânicos apresentaram pelo menos seis deles (Tabela 10).

Tabela 10. Conteúdo observado, permitido e adicionado pelos fertilizantes aplicados no solo.

Elemento	Observado (mg kg ⁻¹)			Permitido ¹ (mg kg ⁻¹)	Adicionado ² (g ha ⁻¹ ano ⁻¹)
	NA	SS	CP		
Mn	1,30	418,80	4,62	-	348,10
Mo	-	3,74	-	-	1,05
Fe	-	-	-	-	-
Cu	0,22	128,44	1,35	-	106,55
Ni	0,16	4,79	-	-	3,06
Co	-	3,00	-	-	0,85
Zn	1,03	253,17	2,83	-	210,66
Cd	-	1,51	0,69	20	1,06
Pb	-	-	2,09	100	0,42
Cr	0,40	7,69	6,83	200	12,22

¹Instrução normativa n° 27 de 2006, CONAMA que estabelece os limites máximos dos MPT em fertilizantes minerais com nitrogênio, potássio e macronutrientes secundários com 5% de P₂O₅ e para valores não especificados. ²Considerando a soma das quantidades dos fertilizantes aplicadas anualmente onde o elemento foi identificado. NA: nitrato de amônio, SS: superfosfato simples, CP: cloreto de potássio, ND: não definido.

As concentrações neste experimento foram menores que as observadas por outros autores, que observaram variações de 3 a 4 mg kg⁻¹ para Cd, de 14 a 26 mg kg⁻¹ para Cr e de 3 a 45 mg kg⁻¹ para Ni (GABE; RODELLA, 1999). A ordem de ocorrência foi: Fe > Mn > Zn > Cr > Cu > Ni no nitrato de amônio, Fe > Mn > Zn > Cu > Cr > Ni > Mo > Co > Cd no superfosfato simples e Fe > Cr > Mn > Zn > Pb > Cu > Cd em cloreto de potássio (Tabela 10). Os fertilizantes brasileiros à base de fosfato, excluindo o termofosfato, apresentam baixas

quantidades de Cd, Cr e Ni (MINARI et al., 2017). De acordo com diversos autores, o fosfato brasileiro não é o principal meio de acúmulo de MPT no solo, mas o efeito cumulativo das aplicações anuais, por ser de pelo menos 50 anos, pode resultar em aumento nas concentrações de MPT no solo (DE CARVALHO; DO NASCIMENTO; BIONDI, 2012; MINARI et al., 2017; SOARES; WEBER; ESPÍRITO SANTO, 2015).

O conteúdo total nas amostras de solo ocorreu na seguinte ordem: Fe > Mn > Cr > Zn > Cu > Pb > Cd (Tabela 11; Figura 7). Os teores de cromo e ferro foram menores na camada superficial em EP, CP, CC e maiores em CA, mostrando um aumento gradual com a profundidade. Manganês, cobre (exceto PE), zinco e chumbo apresentaram seus maiores conteúdos na camada superficial, mostrando uma diminuição com a profundidade. Diferentemente, os teores de cádmio de 0 a 20 cm foram, respectivamente, menor e maior no tratamento PE e CP, enquanto no ciclo de soqueira da cana-de-açúcar apresentou os menores teores na camada superficial das linhas e os mais altos nas entrelinhas. O coeficiente de variação dos metais variou de 0,81 a 152,25% (Tabela 11; Figura 7).

Tabela 11. Resultados médios (n=4) da quantificação dos MPT, coeficiente de variação e resultados estatísticos para os tratamentos testados.

	Prof (cm)	Cr	Mn	Fe	Cu (mg kg ⁻¹)	Zn	Cd	Pb
PE	0-20	53,90 a (37,31)	149,88 d (7,26)	44101,90 b (11,73)	20,37 a (19,28)	36,89 a (10,98)	0,15 ad (118,88)	14,10 a (14,66)
	20-40	59,31 a (15,35)	102,35 ab (6,82)	52887,66 a (2,61)	22,54 a (1,58)	34,12 a (1,82)	0,55 abcd (4,29)	13,65 a (4,78)
CP	0-20	66,17 a (40,08)	121,70 abcd (8,80)	47751,79 ab (4,20)	22,99 a (2,21)	32,41 a (7,71)	0,09 acd (115,47)	14,26 a (24,38)
	20-40	75,40 a (14,60)	107,62 ab (4,68)	48562,88 ab (7,00)	22,83 a (4,45)	30,20 a (6,44)	0,06 a (152,25)	14,06 a (24,98)
CC _L	0-20	49,35 a (16,59)	135,53 bcd (14,87)	48079,23 ab (7,27)	19,64 a (8,34)	32,97 a (13,84)	0,81 bcd (13,10)	13,76 a (12,81)
	20-40	62,27 a (29,57)	113,65 abc (14,51)	51914,42 a (5,80)	19,73 a (6,46)	28,58 a (16,71)	0,92 bc (18,52)	13,33 a (13,72)
CC _{EL}	0-20	68,35 a (23,57)	147,16 cd (14,05)	51003,45 ab (4,21)	20,32 a (5,15)	34,04 a (15,75)	0,84 bcd (44,04)	14,71 a (13,62)
	20-40	68,04 a (26,25)	107,57 ab (5,47)	52858,48 a (7,26)	19,26 a (7,01)	26,80 a (5,87)	0,79 abcd (60,55)	12,29 a (13,31)
CA _L	0-20	68,02 a (9,98)	130,24 abcd (9,71)	51430,25 a (6,56)	22,22 a (7,89)	31,86 a (9,12)	0,82 bcd (74,19)	13,52 a (4,57)
	20-40	59,60 a (10,72)	102,78 ab (2,80)	50226,52 ab (0,81)	22,05 a (4,72)	29,14 a (2,48)	0,93 bc (39,04)	12,32 a (9,55)
CA _{EL}	0-20	61,18 a (15,03)	131,80 abcd (20,46)	49635,52 ab (2,11)	23,01 a (4,22)	39,09 a (35,34)	1,07 b (18,35)	13,84 a (19,39)
	20-40	57,33 a (12,70)	99,610 a (7,32)	48372,86 ab (4,52)	21,35 a (3,35)	28,09 a (4,89)	0,74 abcd (29,42)	10,78 a (4,25)

Letras minúsculas diferem as concentrações nas colunas. Letras diferentes representam concentrações estatisticamente diferentes ($p < 0,05$) pelo teste de Tukey a 5%. Valores entre parênteses indicam o coeficiente de correlação.

O ferro apresentou o menor coeficiente de variação, sugerindo baixa variação entre as amostras de solo. O cádmio apresentou o maior valor, sugerindo maior variação entre as amostras de solo e maior probabilidade de um efeito antropogênico (Tabela 11). O nível de acúmulo dos MPT no solo é influenciado pelos materiais pedogenéticos, tipo de solo, fontes antropogênicas e atmosféricas (LOTTERMOSER, 2009). Assim, as concentrações totais de MPT no solo podem variar amplamente. Os teores, em geral, ficaram na faixa descrita previamente por outros autores para solos agrícolas (ECO-SSLS, 2003; KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

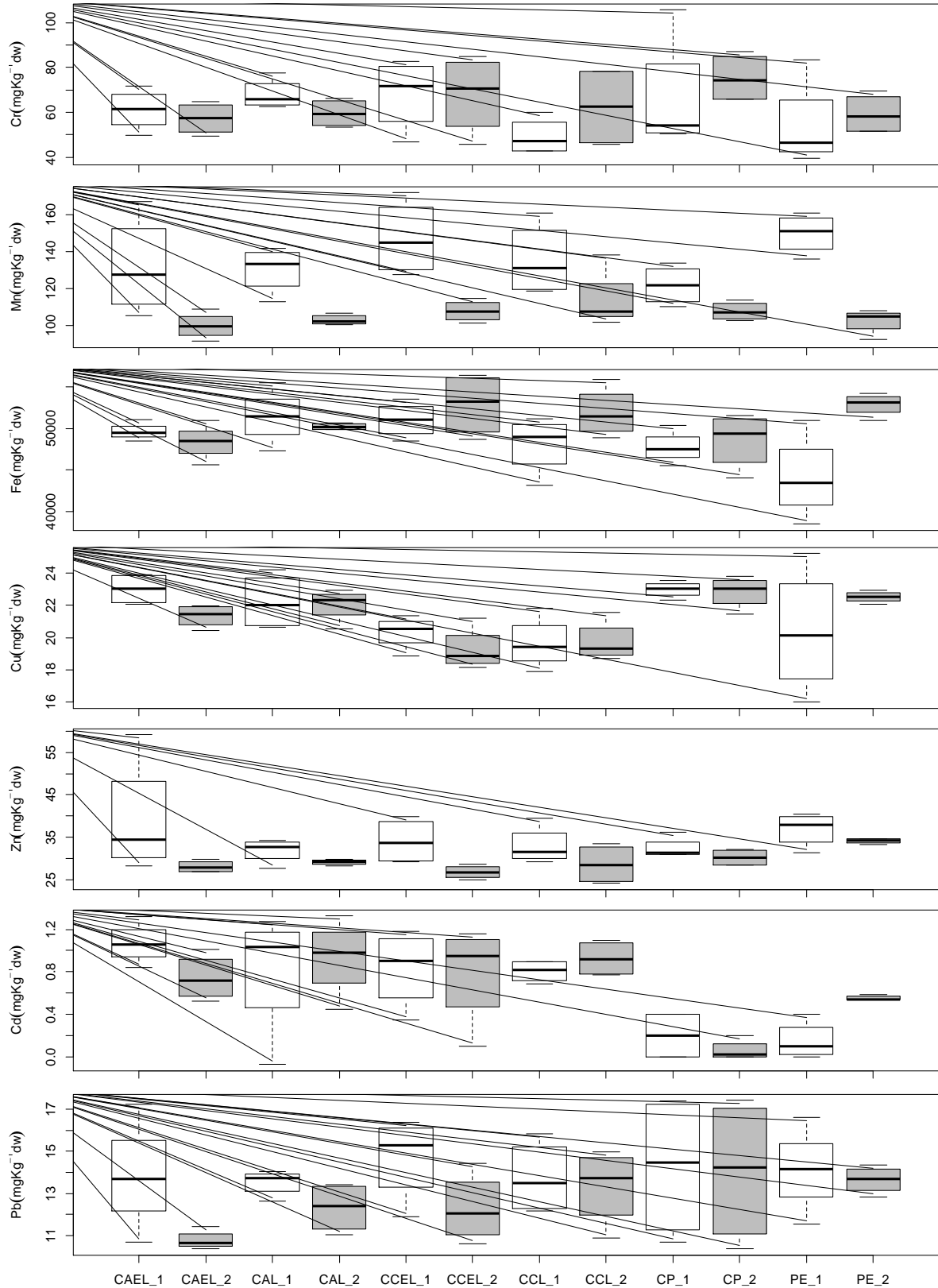
As frações areia e argila, o pH, a textura, o C e o N total nas profundidades de 0 a 20 e 20 a 40 cm foram determinadas durante os anos amostrados (Tabela 12). No último ano amostrado, na soqueira da cana-de-açúcar foram observadas as maiores taxas de argila e as menores de areia, além dos maiores teores de carbono e nitrogênio e menor pH. Como esperado para a região, a textura do solo foi principalmente argilosa. O carbono orgânico e as ações antropogênicas podem estar fortemente correlacionados influenciando no transporte de MPT no solo (OMWOMA et al., 2010).

O pH do solo também é um parâmetro importante no transporte e no destino de MPT. A ionização, a solubilidade em água e a mobilidade aumentam em pH ácido, o que é observado em CA, resultando na redução da adsorção do MPT (OMWOMA et al., 2010). Para que se entenda com mais clareza as interações entre os parâmetros físico-químicos do solo e os MPT, foi elaborado um diagrama de correlação de Pearson (Figura 8).

Não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos para as concentrações de cromo (Tabela 11; Figura 7). Apesar disso, alguns comentários podem ser feitos. Observou-se um efeito do preparo do solo com o aumento das concentrações de cromo de PE para CP, que foi mantido para CC e CA a 0-20 cm de profundidade, com exceção do tratamento CC_L (0-20 cm) onde esse aumento não foi observado.

Nos tratamentos CA_L e CA_{EL} a 20-40 cm de profundidade, os níveis de cromo retornam aos valores iniciais. Analisando esses resultados e levando em consideração o aumento na matéria orgânica (Tabela 7), os maiores teores de argila em CP, CC e CA de 0-20 e 20-40 cm, com exceção ao CA_L (0-20 cm) que apresentou o maior teor de areia (Tabela 12) e a correlação negativa significativa entre areia e cromo (Figura 8), é possível argumentar que o preparo do solo, que aumenta o teor de cromo devido a uma rápida mineralização da matéria orgânica, o acúmulo de palha e um maior teor de argila no solo podem resultar em níveis mais altos de cromo, pelo menos até 0-20 cm de profundidade. Em ambientes naturais, o cromo ocorre com dois estados ou valências de oxidação: cromo (III) e cromo (VI) (USEPA, 2005a).

Figura 7. Box-plot dos teores de MPT em cada tratamento comparados a 0-20 cm e 20-40 cm de profundidade¹.



¹ no rótulo do eixo horizontal, o número 1 (branco) indica a profundidade de 0-20 cm e o número 2 (cinza) a profundidade de 20-40 cm.

No PE, que apresentou maior pH, densidade (0-10 cm) e conteúdo de manganês, além do menor teor de matéria orgânica, o estado do cromo provavelmente foi o cromo (VI), que é mais móvel e solúvel em água do que o cromo (III), estado observado na cana-de-açúcar, onde os tratamentos pareceram ser mais carregados cationicamente, com maiores teores de matéria orgânica, mais ácidos e com menor densidade (0-10 cm) (USEPA, 2005a). Houve correlação entre cromo e o ferro ($p < 0,01$) que pode ser explicada uma vez que, na presença de óxidos de ferro, a especiação de cromo no solo é afetada positivamente (USEPA, 2005a). O cromo detectado ficou próximo aos níveis de prevenção e abaixo dos níveis de investigação para os solos agrícolas, de acordo com as determinações legais brasileiras (Tabela 13).

Tabela 12. Frações do solo, textura, carbono e nitrogênio total, e pH considerando os tratamentos analisados (n=4).

Uso do solo	Profundidade (cm)	Areia (%)	Argila (%)	Textura ¹	C (g kg ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	pH
PE	0-20	24,32	51,14	argiloso	276,22	34,92	6,39
	20-40	12,51	59,11	argiloso	247,78	31,18	6,12
CP	0-20	15,17	58,74	argiloso	297,53	16,42	5,51
	20-40	18,15	59,79	argiloso	223,13	9,37	5,38
CC _L	0-20	20,97	54,36	argiloso	289,17	48,07	6,01
	20-40	4,70	56,09	argiloso	236,23	39,36	5,76
CC _{EL}	0-20	18,58	53,68	argiloso	284,34	46,36	6,08
	20-40	23,23	59,49	argiloso	228,47	43,25	5,87
CA _L	0-20	16,70	57,04	argiloso	331,14	44,21	5,48
	20-40	20,65	61,63	muito argiloso	268,70	38,67	5,57
CA _{EL}	0-20	17,88	64,81	muito argiloso	343,88	53,76	5,51
	20-40	15,01	57,51	argiloso	232,92	38,35	5,58

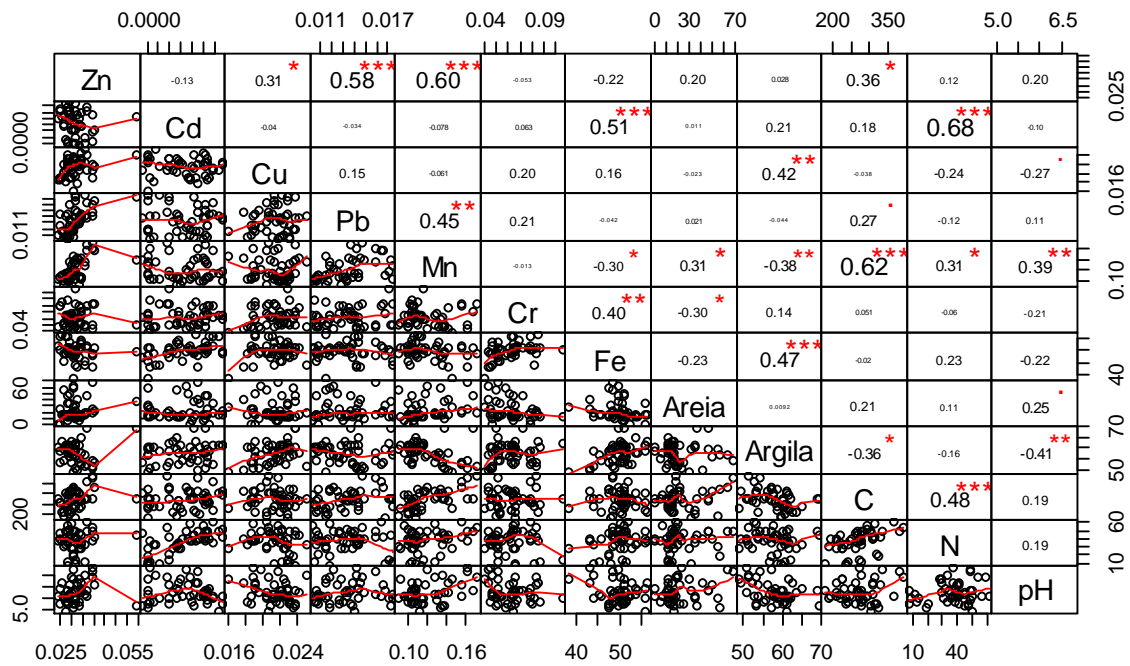
¹A classificação da textura do solo foi feita de acordo com o triângulo textural da USDA.

Os teores de manganês foram significativamente diferentes nos tratamentos nas comparações de 0-20 e 20-40 cm com as maiores concentrações nos primeiros 0-20 cm de profundidade do solo (Tabela 11; Figura 7). Entre os tratamentos, observou-se que, a 0-20 cm de profundidade, PE, CC_L e CC_{EL} foram significativamente diferentes, enquanto CP, CA_L e CA_{EL} não foram (Tabela 11). Analisando a profundidade do solo de 20-40 cm, foi possível observar que CC_L e CA_{EL} foram significativamente diferentes e que os tratamentos PE, CP, CC_{EL} e CA_L não foram (Tabela 11). Se o manganês for discutido como micronutriente para a planta e considerando a disponibilização de nutrientes influenciada pelo pH, é possível considerar que esse elemento, em pH ~ 5,5 e a 0-20 cm, ficou mais disponível para a absorção pela cana-de-açúcar, como observado nos tratamentos CP, CA_L e CA_{EL} (Tabela 11 e 12), onde os menores níveis de manganês foram observados. Nos tratamentos PE, CC_L e CC_{EL} a ~ 6,2

pH (Tabela 11 e 12), os maiores níveis de manganês foram observados, porque ele estaria menos disponível para a absorção pela cana-de-açúcar. Reduzir o pH e a aeração do solo aumenta a solubilidade do manganês e reduz a disponibilidade no solo (USEPA, 2007b).

Foram observadas correlações estatisticamente significativas entre o pH, a areia ($p < 0,1$) e a argila ($p < 0,01$) (positiva e negativa, respectivamente) (Figura 8). Nos solos, sabe-se que o manganês interage com outros elementos. Observa-se, por exemplo, que em condições ácidas o manganês interfere na absorção de ferro pelas plantas. Como observado no experimento, Mn e Fe apresentaram correlação negativa ($p < 0,05$) (Figura 8). De acordo com a USEPA (2007b), também são conhecidas interações entre o manganês e outros MPT, incluindo cádmio, chumbo e zinco, dos quais no experimento, o chumbo ($p < 0,01$) e o zinco ($p < 0,001$) corroboram com essas informações. Segundo as leis brasileiras, no solo agrícola não há limites para a presença de manganês (Tabela 13).

Figura 8. Diagrama das correlações de Pearson e nível de significância entre os MPT e os parâmetros físico-químicos.



Os asteriscos em vermelho indicam o nível de significância do p -value, onde: $p < 0,05$ (*), $p < 0,01$ (**) e $p < 0,001$ (***).

Um ciclo de cana-de-açúcar economicamente relevante sem aplicação de calcário forneceu $348,10 \text{ g Mn ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e reduziu o pH, tornando o manganês mais disponível para a planta e reduzindo sua concentração no solo (Tabela 11; 12). A manutenção do manganês no solo também se deve a matéria orgânica fornecida pela palhada acima da superfície (0-20 cm), o que pode ser verificado através do conteúdo de matéria orgânica (Tabela 7) e correlações

significativas entre o teor de carbono e o Mn ($p < 0,001$) (Figura 8). Além disso, a matéria orgânica pode reduzir as formas de manganês 3^+ e 4^+ , resultando na formação de compostos de manganês 2^+ solúveis (USEPA, 2007b).

As concentrações típicas de ferro nos solos variam de 20.000 a 550.000 mg kg^{-1} (USEPA, 2003). No experimento, os níveis de ferro mostraram diferenças significativas entre os tratamentos e as profundidades (Figura 7; Tabela 11). Como resultado das diferenças nos teores de argila, a profundidade foi uma variável que influenciou nos teores de ferro nos tratamentos PE, CC_L e CC_{EL} e CA_L. Como esperado, as concentrações de ferro foram as mais altas entre os elementos analisados e correlacionaram-se positivamente com o teor de argila ($p < 0,001$) (Figura 8). De 0 a 20 cm, a elevada correlação do ferro com a argila pode explicar o teor elevado de ferro. A mineralização da matéria orgânica, a 0-20 cm de profundidade, também é um fator importante, corroborando com os níveis mais altos de Fe no CA_L. É possível observar que, onde as concentrações de argila eram mais altas (Tabela 12), os níveis de ferro também foram (Tabela 11). A única exceção foi no tratamento PE de 0 a 20 cm, que apresentou a menor concentração de ferro e argila. Na profundidade de 0-20 cm, o tratamento PE foi significativamente diferente em todos os tratamentos; é possível que isso tenha ocorrido devido à absorção de nutrientes pelas plantas. Considerando que o experimento foi conduzido em solo bem arejado e que condições alcalinas promovem a precipitação de óxidos insolúveis de Fe^{+3} , enquanto as condições ácidas promovem a solubilização de compostos ferrosos (Fe^{+2}), no tratamento PE, o ferro está menos disponível na solução do solo e para a absorção pela planta, quando comparado com os outros tratamentos (USEPA, 2003).

Tabela 13. Conteúdos permitidos e limites de prevenção baseado na legislação brasileira para solos agrícolas e concentrações nacionais conhecidas dos MPT.

Elemento	Latossolos Brasileiros		
	Prevenção	Agricultura ¹	Background ²
		Limite	(mg kg^{-1})
Mn	ND	ND	20,0 – 550,0
Mo	30	50	-
Fe	ND	ND	-
Cu	60	200	3 – 238
Ni	30	70	3 – 45
Co	25	35	-
Zn	300	450	12 – 96
Cd	1,3	3	0,37 – 1,01
Pb	72	180	10 – 49
Cr	75	150	-

¹ Resolução n° 420 de 28, Dezembro de 2009. ² Concentrações de Cu, Ni, Zn, Cd, Pb definidas por Campos et al. (2003); Fe pela USEPA (2003).

Em CA, onde foram registrados os menores valores de pH (Tabela 12), observou-se a maior concentração de cobre (Tabela 11). É possível que o manejo do solo (preparo do solo e fertilização inorgânica), do primeiro ano até a quinta soqueira, tenha levado a um acúmulo de cobre de $2,58 \text{ mg kg}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Como parâmetros importantes do solo para investigar os mecanismos de troca e adsorção, os menores teores de cobre em CC_L e CC_{EL} , quando comparados com CA, foram resultado do menor teor de matéria orgânica e argila nos tratamentos controle (USEPA, 2007c). Na matéria orgânica, o cobre é retido principalmente pelos ácidos húmico e fúlvico, formando complexos estáveis (NOGUEIROL et al., 2013). A fase de troca mineral da argila pode servir como um sumidouro de cobre nos solos, enquanto a alta afinidade pela matéria orgânica pode formar complexos aumentando significativamente a mobilidade do cobre nos solos (MCLEAN; BLEDSOE, 1992). Corroborando com o mencionado, o cobre apresentou correlação significativa com a argila ($p < 0,01$) (Figura 8).

Houve acúmulo de zinco no ciclo final de soqueira da cana-de-açúcar (Figura 7; Tabela 11). Porém, as análises estatísticas não resultaram em diferenças significativas entre os tratamentos. Na profundidade de 0-20 cm, no primeiro ano de transição do pasto para a cana-de-açúcar (CP), foram observadas baixas concentrações de zinco. No tratamento CA_{EL} , houve um aumento nas concentrações de zinco para valores mais altos do que nas condições iniciais. Excluindo o tratamento CA_L , as menores quantidades de zinco foram observadas em pH mais baixo por estar mais solúvel e disponível para absorção pelas plantas. A 0-40 cm de profundidade, as concentrações de zinco diminuíram continuamente. Ao mesmo tempo, o conteúdo de argila aumentou. O zinco é prontamente absorvido pelos minerais da argila e também está associado aos óxidos de Fe e Mn (USEPA, 2007d). No experimento, o zinco foi significativamente correlacionado com o Mn ($p < 0,001$). Também foi observada correlação positiva e estatisticamente significante entre zinco e carbono ($p < 0,05$) (Figura 8). Espera-se que o zinco demonstre forte adsorção por compostos do solo em pH 5 ou superior (USEPA, 2007d). As detecções de zinco atingiram níveis inferiores aos limites do solo agrícola determinados pela legislação brasileira (Tabela 13).

No experimento, o cádmio foi encontrado em níveis mais baixos em comparação com os outros elementos avaliados. O cádmio é adsorvido no solo, mas em uma extensão muito menor do que a maioria dos outros MPT (USEPA, 2007a). As concentrações de cádmio diferiram significativamente entre alguns tratamentos (Figura 7; Tabela 11). Os tratamentos PE e o CP foram significativamente diferentes entre si nas profundidades de 0-20 e 20-40 cm. Analisando CC_L durante os ciclos da soqueira, foi observado que os tratamentos, a

profundidade de 0 a 20 cm, não foram diferentes estatisticamente. O tratamento CA_{EL} apresentou as maiores concentrações de cádmio. De 20 a 40 cm de profundidade, as concentrações não foram significativamente diferentes quando consideradas PE, CC_{EL} e CA_{EL}. É sabido que quanto maior o pH, menores são as concentrações esperadas de cádmio (BARZEGAR et al., 2005). No entanto, também é descrito que em valores de pH superiores a 6, o cádmio é adsorvido pela fase sólida do solo e as concentrações na solução diminuem. Em pH 6,5, aproximadamente, 55% do cádmio é adsorvido em coloides do solo (USEPA, 2005b). Assim, no tratamento PE, as baixas concentrações de Cd ocorreram devido a uma alta taxa de adsorção. Sob condições ácidas, a solubilidade do Cd aumenta e observa-se pouca adsorção pelos coloides do solo, com o preparo do solo no ciclo de cana-planta, ocorrendo a um pH de 5,3 a 5,5, houve uma maior dessorção. Durante o quinto ciclo de soqueira, as parcelas controle apresentaram maiores concentrações de cádmio, o que pode ser explicado pelo maior teor de argila e pH. Conforme relatado, em Latossolos com pH entre 5,5 e 6,5, pode haver um aumento de 1,7 vezes no conteúdo de cádmio (CARBONELL et al., 2011). Além disso, a lixiviação é mais propensa a ocorrer em condições ácidas em solo arenoso (USEPA, 2005b). No ciclo de soqueira em CA_L a 0-20 cm profundidade, o teor de cádmio foi 0,23 mg kg⁻¹ mais alto do que no tratamento controle, esse incremento pode ser atribuído às contínuas aplicações de fertilizante inorgânico ao longo dos anos, o que é reforçado pela correlação significativa com conteúdo de nitrogênio ($p < 0,001$) (Figura 8). Estudos indicam que a adsorção de cádmio se correlaciona com a CTC do solo, especialmente quando o solo está saturado de cargas divalentes, o que explicou a correlação com o ferro ($p < 0,001$). Exceto para CA_{EL} a 0-20 cm, que quase atingiu o limite de concentração para ações de prevenção, o cádmio detectado ficou abaixo dos níveis de prevenção e investigação dos solos agrícolas, de acordo com as determinações legais brasileiras (Tabela 13).

Não foram observadas diferenças significativas entre os teores de chumbo nos tratamentos (Tabela 11). Na profundidade de 0 a 20 cm, o chumbo ficou mais estável, com maiores concentrações nos tratamentos de cana-de-açúcar e durante a soqueira na entrelinha. Concentrações menores foram observadas, a 20-40 cm de profundidade em pastagem e cana-planta. Foi observado que os teores de argila (20-40 cm de profundidade), matéria orgânica e fósforo foram maiores nos ciclos da soqueira, nestas condições, o chumbo presente no solo reagiu e tornou-se menos disponível (MCLEAN; BLEDSOE, 1992). A faixa de pH do solo no experimento foi de 5 a 6,5, e nessa condição a concentração de chumbo na solução atingiu um mínimo devido à formação de complexos organometálicos (USEPA, 2005c). O chumbo

detectado ficou abaixo dos níveis observados em solos agrícolas de acordo com os limites brasileiros (Tabela 13).

Os níveis de cromo, manganês, cobre, zinco, cádmio e chumbo, estão entre a faixa observada por outros autores quando considerada a mesma cultura, ou cultivos similares e/ou tipo de solo (APÊNDICE B). Um número menor de publicações falando sobre o conteúdo de ferro foi encontrado e as quantificações observadas no experimento foram mais altas quando comparadas às observações de outros autores. CAMILOTTI et al. (2009), obtiveram oscilações de cromo de 26,08 a 39,75 mg kg⁻¹, enquanto em LAKE (1987), as observações variaram de 5 a 1000 mg kg⁻¹. Entretanto, BARCELÓ, J. POSCHENRIEDER (1992) mencionaram conteúdos normais de 50 mg kg⁻¹, valores que estão dentro da variação observada no experimento. Concentrações de ferro e cobre observadas por GONÇALVES; BORGES (2009), variaram de 20 a 60 mg dm⁻³ e de 0,5 a 0,8 mg dm⁻³, respectivamente. Considerando o cádmio, LAKE (1987) observou uma taxa mais baixa para solos agrícolas do que CAMPOS et al. (2003), que variaram de 0,01 a 0,7 mg kg⁻¹, porém essas concentrações ainda estão dentro da variação observada no nosso experimento. Outros autores também observaram valores mais altos de cádmio que LAKE (1987) nos Latossolos Brasileiros, como a seguir: JULIATTI et al. (2002) observaram uma faixa de variação de 1,07 a 1,26 mg kg⁻¹ (a 0-60 cm) e OLIVEIRA et al. (2005) com média de 0,7 mg kg⁻¹. Considerando todos os tratamentos, a média do experimento foi de 0,65 mg kg⁻¹, próximo às observações de LAKE (1987) e OLIVEIRA et al. (2005). Finalmente, foram observadas por LAKE (1987) concentrações de chumbo variando de 21,17 a 24,75 mg kg⁻¹, valores mais altos do que os observados em nosso experimento. Segundo OLIVEIRA et al. (2005), a variação normal é de 12 a 14 mg kg⁻¹, valores que estão de acordo com o observado no experimento.

Aumentos significativos na concentração de MPT em solos agrícolas foram relatados por vários autores (CAMILOTTI et al., 2009; OMWOMA et al., 2010; PERIS et al., 2008; SEGURA-MUÑOZ et al., 2006). As estimativas de MPT adicionados ao solo durante o primeiro ano de conversão de pastagem em cana-de-açúcar e após cinco ciclos, bem como, as adições causadas apenas pela fertilização inorgânica, são mostradas na Tabela 14.

Considerando os dados da condição inicial e do controle após o ciclo da cana-planta, o cromo não parece ter sido acumulado no solo devido à fertilização inorgânica, que forneceu 12,22 g Cr ha⁻¹ ano⁻¹, aproximadamente (Tabela 14). Considerando a condição inicial e os tratamentos fertilizados, o manganês não parece ter sido acumulado no solo devido à fertilização inorgânica, aparentemente, a fertilização inorgânica (Tabela 14).

Tabela 14. Estimativa geral de adições de MPT aos solos ($\text{g ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) durante a conversão de pastagem extensiva para cana-de-açúcar e somente devido a aplicação de fertilizante.

	Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Cd	Pb
$\text{g ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$							
Alterações nos MPT durante a conversão ¹							
Cana-planta							
0-20 cm	18,78	-	4436,92	3,65	-	-	-
20-40 cm	48,42	42,62	9196,79	7,80	3,88	-	5,15
Soqueira							
Linha							
0-20 cm	3,75	-	1856,74	0,42	-	0,19	-
20-40 cm	5,69	9,80	4070,39	1,96	1,50	0,18	0,83
Entre-linha							
0-20 cm	1,79	-	1342,62	0,64	0,43	0,26	-
20-40 cm	4,91	8,71	3433,19	1,72	1,14	0,12	0,30
MPT adicionados ao solo devido à aplicação de fertilizantes inorgânicos ²							
Linha							
0-20 cm	-	-	-	-	-	-	-
20-40 cm	-	-	-	-	-	-	-
Entre-linha							
0-20 cm	-	-	-	-	-	9,54 ³	-
20-40 cm	-	-	-	-	-	-	-

¹ Considerando as práticas de manejo e aplicações de fertilizantes. ² Considerando as práticas de manejo, fertilizações e subtraindo os conteúdos de MPT no tratamento controle da cana-de-açúcar. ³ $\text{mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$. Os cálculos foram feitos considerando o peso seco do solo e a massa no volume de $10.000 \text{ m}^2 \times 0,20 \text{ m}$ para a média da densidade do solo nos tratamentos.

Considerando os dados da pastagem extensiva, cana planta e controle, o ferro também não parece ter sido acumulado no solo devido à fertilização inorgânica (Tabela 14). Não há limites determinados pela legislação brasileira para o ferro; na verdade, seu conteúdo no solo é definido pelo material parental e é mais abundante em solos com maior teor de argila devido à presença coloides mais carregados e pela disponibilidade de matéria orgânica.

Mesmo fornecendo $106,55 \text{ g ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ a aplicação de fertilizantes inorgânicos não resulta em aumento do teor de cobre e ficou abaixo dos níveis para os solos agrícolas de acordo com os limites mencionados na legislação brasileira (Tabela 14).

O tratamento CA_{EL} teve 2,2 e 5,05 mg kg^{-1} a mais de zinco acumulado que o PE e o CC_{EL} durante os cinco anos de avaliações, portanto, os aumentos nos teores de zinco podem estar relacionados à aplicação de fertilizante inorgânico, que fornece $210,66 \text{ g ha}^{-1}$ anualmente (Tabela 14).

Apear de o cádmio ter ficado abaixo dos níveis de prevenção e investigação dos solos agrícolas, de acordo com as determinações legais brasileiras, observou-se que os fertilizantes inorgânicos podem introduzir $1,06 \text{ g ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, causando um aumento final (um ciclo completo de cana) de $9,54 \text{ mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ (Tabela 14).

As concentrações de chumbo nos tratamentos controle da cana-de-açúcar foram maiores que as dos tratamentos fertilizados. Uma concentração muito pequena de chumbo foi adicionada anualmente pela fertilização inorgânica, fazendo com que os incrementos não fossem relacionados às aplicações de fertilizantes inorgânicos (Tabela 14).

As adições mais significativas ocorreram como consequência da conversão, enquanto o único aumento em elemento causado pela fertilização foi detectado para o cádmio (Tabela 14). Sobre esse acúmulo, é importante considerar que, os autores têm discutido que as concentrações de cádmio responsáveis por causar mudanças significativas na cana-de-açúcar são maiores do que a concentração normalmente encontrada em solos agrícolas (AZEVEDO et al., 2011; FORNAZIER et al., 2002; YADAV; JAIN; RAI, 2004).

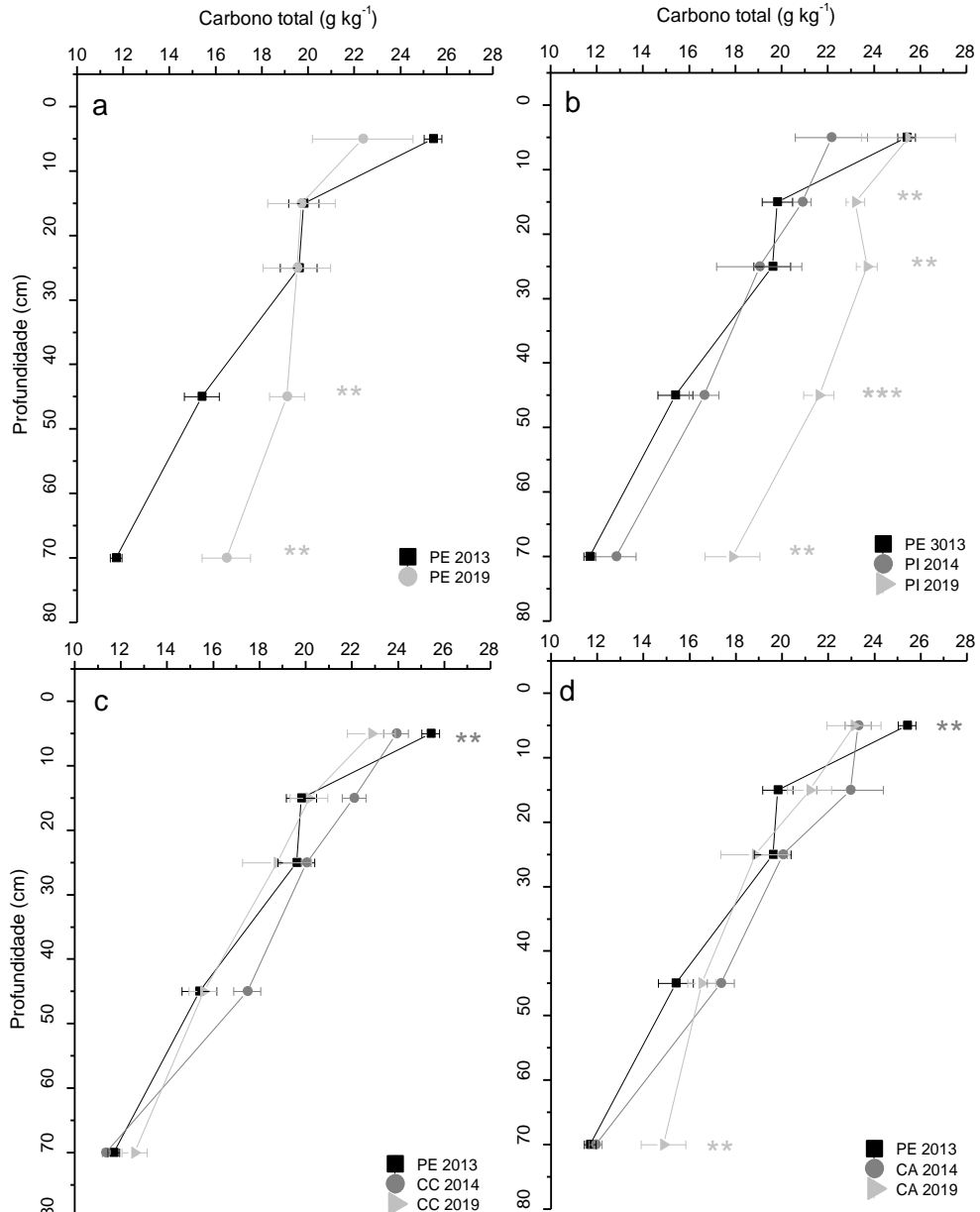
5.3 EXPERIMENTO 2: ALTERAÇÕES NA QUANTIDADE E QUALIDADE DO C

Sobre o manejo, é importante elucidar que: (i) o revolvimento do solo no preparo resulta na aceleração da decomposição e mineralização (BORDONAL et al., 2017; CERRI et al., 2009; ROLANDO et al., 2017), ao mesmo tempo em que causa perda de matéria orgânica (DE FIGUEIREDO et al., 2015; LA SCALA; BOLONHEZI; PEREIRA, 2006b). Assim como, (ii) a aplicação de fertilizantes fornece nutrientes essenciais, com uma melhoria do crescimento vegetativo das plantas, resultando em maiores produtividades (ORGILL et al., 2014), mas em longo prazo pode alterar os parâmetros físico-químicos. A influência de cultivos agrícolas no carbono do solo é baseada, principalmente, no acúmulo de biomassa. No pastejo, há os resíduos da raiz e uma quantidade de capim que não é consumida pelo gado formando a liteira, enquanto a palhada é deixada sobre o solo durante o cultivo da cana-de-açúcar. Assim, durante os anos de intensificação da pastagem e nas soqueiras de cana-de-açúcar, há acúmulo de material vegetal senescente (aporte de biomassa), que é disponibilizado para a decomposição e absorção por microrganismos (CERRI et al., 2009; MELLO et al., 2014; ORGILL et al., 2018). Como observado em nossos resultados, após seis anos de manejo e cultivo (pastagem intensificada e na cana-de-açúcar), em comparação com a pastagem extensiva houve um aumento de ~50% na matéria orgânica do solo (Tabela 7).

5.3.1 Carbono total

Assim como observado por outros autores (ECLESIA et al., 2012; ORGILL et al., 2014), independente do tratamento e considerando um perfil de 0 a 80 cm de profundidade, o conteúdo de carbono diminuiu das camadas superficiais para as mais profundas (Figura 9).

Figura 9. Carbono total ¹ no perfil com profundidade de 80 cm nos tratamentos PE, PI, CC e CA.



¹ Média ± erro padrão (n=4).

Considerando os dados do tratamento PE, usado como referência para os teores iniciais de carbono, o carbono total do solo de 0 a 10 cm foi 12% maior em 2013 do que em 2019, de 10 a 30 cm foi muito semelhante e, em ambos os anos, nas camadas de 30 a 80 cm foi em média 24% mais alta em 2019 do que em 2013 (Figura 9;a). Uma vez que não são realizadas atividades de manejo do pasto, esse aumento nos teores de carbono ocorreu devido

as alterações nas frações do carbono superficial, processos controlados por atividades microbianas e variações edafoclimáticas que causam maior decomposição e penetração do carbono orgânico no perfil do solo (ECLESIA et al., 2012; JOBBAGY; JACKSON, 2000). É possível observar que houve uma clara redução do carbono total da superfície, observado em 2013, causando um aumento em profundidade, observado em 2019. O carbono total observado em PE no período experimental está dentro da faixa observada por PINTO et al. (2014) e MOSQUERA et al. (2012), que registraram uma variação de 32 a 14 g kg⁻¹ e 24,95 a 10,20 g kg⁻¹, respectivamente, da camada mais superficial para a mais profunda, em um perfil de 100 cm.

Um ano após as primeiras atividades de manejo (2014), o carbono total em PI diminuiu na camada de 0 a 10 cm, nas demais profundidades ficou muito próximo do período inicial (PE 2013) (Figura 9;b). Na camada de 0 a 10 cm de profundidade os teores de carbono total foram muito semelhantes entre PE em 2013 e PI em 2019 (Figura 9;b). Porém, PI em 2019, a partir de 10 a 20 cm, foi maior quando comparado ao tratamento PE (2013) e PI (2014) e maior em todas as profundidades analisadas comparado com CC e CA em 2014 e 2019 (Figura 9;b,c,d).

O tratamento PI, comparado com PE em 2013, apresentou em média de 20% mais carbono e as diferenças ficaram maiores quanto mais profunda a camada considerada (Figura 9;b). É possível inferir que, em 2014, a perda de carbono do solo, de 0 a 10 cm, em PI, esteve muito próxima às perdas observadas em PE ao longo de seis anos (Figura 9;a,b). Entretanto, após seis anos (2019), o tratamento PI recuperou o carbono do solo para valores próximos ao conteúdo inicial observado a 0 a 10 cm de profundidade e ultrapassou significativamente o teor nas demais profundidades consideradas (Figura 9;a,b).

Tais aumentos, abaixo de 0-10 cm de profundidade, foram resultantes do manejo, que forneceu nitrogênio, fósforo e potássio através da fertilização inorgânica anual, aumentando a produção de biomassa. MOSQUERA et al. (2012), observou 14,44% mais carbono nos primeiros 10 cm de profundidade em uma área de pastagem manejada em comparação a área de pastagem degradada. Os valores de carbono orgânico do solo observados por FIGUEIREDO et al. (2017) ficaram próximos aos observados no experimento para a pastagem manejada, porém, foram menores em pastagem degradada (23,05 e 17,09 g kg⁻¹). Os valores de carbono total observados por POPIN et al. (2019), ficam próximos aos registrados no experimento em CC e CA.

Após o primeiro ano de atividades de manejo, incluindo o preparo do solo e a fertilização, os tratamentos CC e CA apresentaram teores de carbono total, em geral, maiores

em 2014 e menores em 2019. Esse resultado mostra redução do carbono total em um ciclo de cana-de-açúcar, assim como observado por WEILER et al. (2019) em cana-de-açúcar cultivada convencionalmente. A camada mais superficial e mais profunda (0-80 cm) apresentou os menores e os maiores teores totais de carbono no solo em comparação com PE em 2013 (Figura 9;c,d). O carbono total em CA foi maior que em CC. Considerando um valor médio de todas as profundidades, os teores de carbono no tratamento PI foram 16% mais altos do que no tratamento CA, considerando o último ano de análises. Os valores de carbono total observados em CC e CA foram maiores do que os observados outros autores (SATTOLO et al., 2017; WEILER et al., 2019). SATTOLO et al. (2017), observaram maiores quantidades de carbono em mata nativa do que em áreas de cana-de-açúcar.

O teor de carbono total, para a camada de 0 a 10 cm, foi maior no PE do que na cana-planta (CC e CA em 2014) e em cinco soqueiras (2019) (Figura 9;c,d). Tal redução foi efeito do transporte de nutrientes pela cana-de-açúcar, do preparo do solo, do aumento da densidade e das alterações de pH resultantes das fertilizações com NPK ao longo dos anos. Uma vez que um sistema radicular mais profundo demanda mais nutriente, o teor de carbono na quinta soqueira da cana-de-açúcar (2019), abaixo da camada de 10 cm, ficou próximo aos teores em PE, em 2013, e foi ligeiramente superior ao ciclo da cana-planta (2014).

Os teores de carbono total observados no experimento foram muito próximos aos valores observados por SIGNOR et al. (2014) nas camadas de 0 a 30 cm, um ano e seis anos após cultivo da cana-de-açúcar sem queima e ficaram acima dos valores observados por JUNIOR et al. (2014) que ficaram abaixo de 10 g kg^{-1} (Figura 9).

Apesar de não ter sido o objetivo deste experimento, é importante considerar que, na cana-de-açúcar, para completar a demanda de nutrientes é feito a fertilização orgânica com subprodutos com elevados teores de carbono, como a vinhaça, a torta de filtro ou lodo de esgoto, com o objetivo de aumento da produtividade e consequente aumento do conteúdo de carbono no solo (CARMO et al., 2013a). Entretanto, mesmo com fertilizações orgânicas, como observado por outros autores, o conteúdo de carbono e os estoques continuam abaixo dos conteúdos de carbono observados no experimento no tratamento PI (Figura 9;b) (BORDONAL et al., 2017; SATTOLO et al., 2017; WEILER et al., 2019).

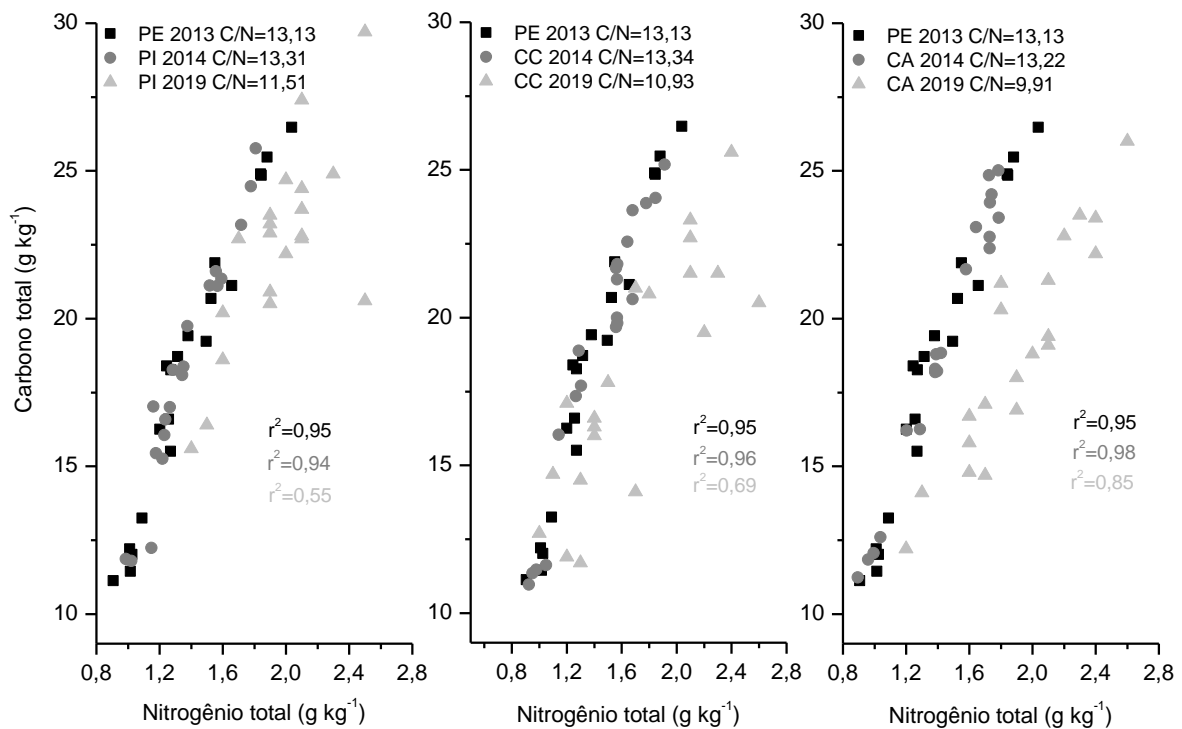
O total de chuvas entre 2013 e 2014 foi o menor nos anos analisados, podendo também ter influenciado a perda de carbono, pois gera redução na umidade do solo e altera a atividade microbiana, diminuindo as taxas mineralização da matéria orgânica (Figura 5).

5.3.2 Relações C/N

A facilidade e a velocidade de decomposição de diversos materiais orgânicos dependem das relações entre o carbono e o nitrogênio. A relação C/N é a proporção de carbono em relação ao nitrogênio presente em um determinado material. Quanto maior a relação C/N, mais difícil será a decomposição do material (EZE; PALMER; CHAPMAN, 2018; HASSINK, 1992); essa correlação negativa entre mineralização da matéria orgânica e relação C/N foi relatada por HASSINK (1994).

As análises de regressão linear do carbono e do nitrogênio total no perfil amostrado apresentaram um elevado coeficiente de correlação positivo, que aumentou conforme maior a profundidade (Figura 10).

Figura 10. Dispersão entre o carbono e o nitrogênio total considerando o perfil de 0-80 cm e as relações C/N nos períodos avaliados.



Adicionar nitrogênio no solo aumenta a produção de biomassa, porém, não resulta, necessariamente, em maior qualidade da matéria orgânica. Um ano após a conversão os tratamentos PI, CC e CA apresentaram relações C/N ligeiramente maiores (2013 a 2014). No último período avaliado (2019), houve diminuição da relação C/N em PI, CC e, com maior intensidade, em CA. (Figura 10). Esse resultado vai de encontro ao fato de que a maior relação C/N em PI provavelmente limitou a decomposição da matéria orgânica resultando em

maior acúmulo de carbono (Figura 10;13) (EZE; PALMER; CHAPMAN, 2018). Alta relação C/N está associada a uma baixa qualidade da matéria orgânica, significando maior dificuldade de decomposição pelos micro-organismos.

De maneira inversa, melhores condições físico-químicas bem como do aporte de biomassa no solo levaram a uma menor relação C/N e a frações da matéria orgânica mais decomposta, resultando em menores estoques de carbono (Figura 10;13) (JUNIOR et al., 2014). POPIN et al. (2019), observaram que a temperatura aumenta com o aumento da relação C/N, o que provavelmente, ocorreu em PE e PI, uma vez que em CC e CA a palhada e o sombreamento pela cultura resultam na manutenção da temperatura.

5.3.3 Alterações no carbono lábil

As quantificações de carbono lábil no solo não foram estatisticamente diferentes entre os tratamentos e entre os anos analisados (Figura 11). Houve aumento de 2013 para 2017 nos tratamentos PI e CA. No ciclo 2017-2018, o teor de carbono lábil no tratamento PI aumentou com menor intensidade, atingindo os mesmos níveis que o tratamento CA, em 2018-2019, quando as quantificações mostraram os menores conteúdos de carbono lábil (Figura 11). Isso pode ser explicado pela menor relação C/N observada no último ano (Figura 10; Figura 11) que mostra menor velocidade de mineralização da matéria orgânica presente no solo.

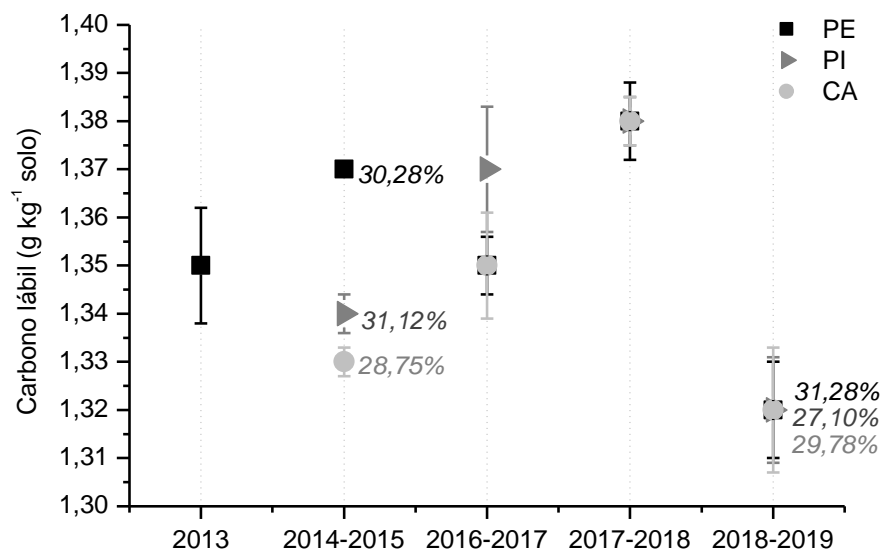
Além disso, a porcentagem de teor de carbono quantificado como carbono lábil no tratamento PI e em CA teve um comportamento oposto, com os percentuais em PI diminuindo e em CA aumentando de 2014-2015 a 2018-2019 (Figura 11). De 2014 a 2019 o carbono total quantificado como lábil aumenta em 1,3 e 1% em PE e CA e cai em 4% em PI.

Apesar da semelhança do teor de carbono lábil, até 2014-2015, é possível observar o efeito do preparo do solo, que primeiramente aumenta o conteúdo das frações mais lábeis (TEIXEIRA et al., 2010) e depois às diminui. Isso acontece, pois, o preparo do solo aumenta as taxas de mineralização da matéria orgânica, contribuindo para suprir inicialmente a demanda de nutrientes da biomassa microbiana (GRAHAM; HAYNES, 2006).

Após 2014-2015, os teores de carbono lábil, nos tratamentos PI e CA, aumentaram continuamente como consequência do acúmulo de matéria orgânica acima do solo e da manutenção da umidade. No último ano de análises, os teores de carbono lábil, que dependem fortemente do aporte de carbono no solo, foram mais baixos na pastagem e na cana-de-açúcar, devido capacidade de troca catiônica, maior densidade e do menor pH que causaram uma redução na velocidade de decomposição da matéria orgânica pelos micro-organismos do solo.

MOSQUERA et al. (2012), também observaram maiores quantidades de carbono em áreas de pastagem degradada em comparação com áreas manejadas. Outros autores não observaram diferenças entre os teores de carbono lábil em pastagem extensiva e manejada assim como observado no experimento, porém, os teores ficaram acima dos observados em PE e PI (CHAN et al., 2010; ORGILL et al., 2014, 2018). Isso indica que, mais do que por impactos sazonais e de curto prazo, os aumentos no carbono do solo ocorreram ao longo dos anos experimentais. Em 2017-2018 foram observados os maiores índices de precipitação, coincidentemente também foi o período de maior presença da fração lábil em todos os tratamentos. POPIN et al. (2019), observou que aumentar a umidade do solo aumenta a fração lábil do carbono em até 15%. POPIN et al. (2019), em área de cana-de-açúcar com aporte de palhada de 12 Mg ha⁻¹, observou valores de carbono lábil próximos a 1,15 g k⁻¹ de solo, valores próximos aos observados no experimento.

Figura 11. Carbono lábil¹ registrado nos tratamentos PE, PI e CA na profundidade de 20 cm.



¹ Média±erro padrão (n=3). As porcentagens e suas respectivas cores indicam o carbono total do solo quantificado como carbono lábil nos tratamentos PE, PI e CA.

Os resultados do carbono total do solo quantificados como carbono lábil (Figura 11) nos permitiram concluir que, em CA, as frações mais ativas aumentam a partir do preparo do solo (2013-2014) para a quinta soqueira (2018-2019) devido à contribuição do acúmulo de palha e a manutenção da umidade, na qual a decomposição da matéria orgânica atinge as frações lábeis mais rapidamente do que no pasto. OLIVEIRA et al. (2017), também observou que houve aumento do carbono lábil após conversão de pastagem para cana-de-açúcar. Em áreas de pastagem com e sem manejo em região de clima temperado, EZE; PALMER;

CHAPMAN (2018), reportaram que o carbono lábil representou menos de 10% do carbono total do solo.

Como o carbono lábil pode indiretamente contribuir para a atividade microbiana e, conseqüentemente, disponibilizar nutrientes, indicando uma maior qualidade potencial do solo (BATISTA et al., 2013; MOSQUERA et al., 2012), durante o quarto ano em PE e PI, que corresponde à terceira soqueira em CA (2017-2018), foi observado o período de maior qualidade do solo (Figura 11). Grandes quantidades de carbono orgânico no solo indicam que está ocorrendo estabilização e provavelmente diminuição da emissão de CO₂. Por outro lado, caso o solo não disponha de material orgânico lábil em quantidade suficiente para suprir suas necessidades, os processos de oxidação da matéria orgânica irão resultar em redução do estoque de carbono do solo, dando início ao processo de perda de qualidade e degradação (BATISTA et al., 2013; POPIN et al., 2019).

5.3.4 Índice de manejo do carbono

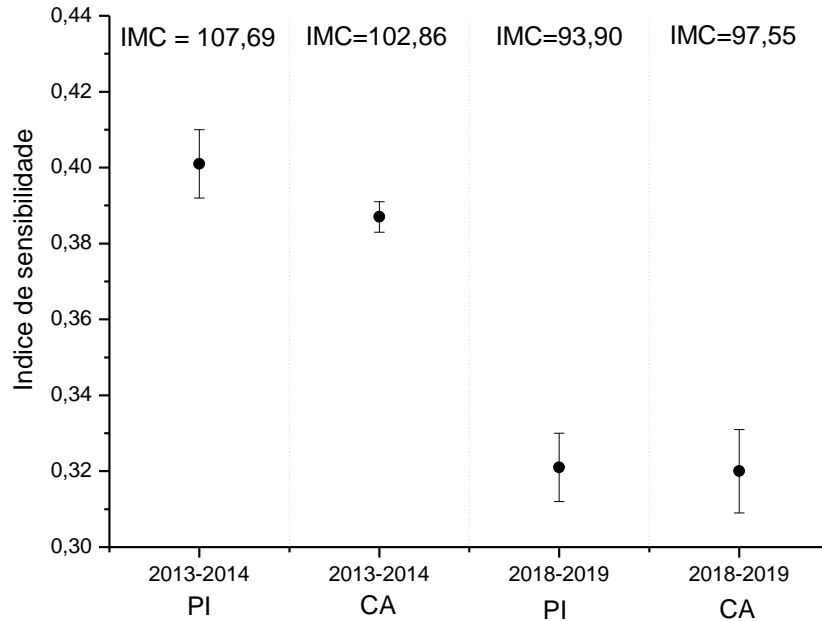
Geralmente, os solos sob vegetação nativa são considerados como área de referência para quantificar o IMC, que neste caso é 100 (OLIVEIRA et al., 2017). Uma vez que nossa área de referência foi representada pela pastagem extensiva (PE), a mesma condição foi assumida. O índice de sensibilidade no tratamento PI e em CA foram parecidos após o primeiro ano de manejo do solo. No último ano analisado, o índice de sensibilidade foi menor em PE e CA, ainda assim foram muito semelhantes aos valores de 2014 (Figura 12).

Considerando o valor de referência, um ano após a intensificação PE em PI, bem como, da conversão para CA, observou-se aumento do IMC na profundidade de 0 a 20 cm com maior intensidade em PI (Figura 12). Mostrando que, um ano após a intensificação, houve um aumento na quantidade e na qualidade da entrada do carbono, bem como da labilidade, com mais ênfase no tratamento PI do que em CA. O que mostra o efeito prolongado do preparo do solo convencional no tratamento CA.

Após seis anos de atividades de manejo, o IMC foi menor do que o valor de referência, sendo maior no tratamento CA quando comparado com PI, inversamente ao observado na primeira avaliação. Assim, houve redução na quantidade, na qualidade e na labilidade do carbono do solo, sendo que nesse período analisado o impacto foi substancialmente maior em PI. Mostrando que houve maior manutenção da qualidade do carbono do solo no tratamento CA, uma vez que o IMC variou menos em relação ao valor de referência. OLIVEIRA et al. (2017), constataram que a conversão de pastagem para cana-de-açúcar aumentou o IMC.

POPIN et al. (2019), porém, observaram que a diminuição da palhada na cana-de-açúcar diminui o IMC.

Figura 12. Índice de manejo¹ e sensibilidade do carbono na pastagem extensiva (PE) e na cana-de-açúcar (CA) no primeiro e último ano analisado.



¹Média±erro padrão (n=4).

5.3.5 Alterações nos estoques de carbono do solo

Os estoques de carbono foram analisados em cinco profundidades, considerando um perfil com 80 cm (Tabela 15). No período decorrido de 2013 a 2014, na camada de 0 a 10 cm, o estoque de carbono diminuiu em PI, CC e CA, bem como, na profundidade de 60-80 cm em CC e CA. De 2013 a 2019, foram observadas reduções na profundidade de 0 a 10 cm nos tratamentos PE, CC e CA, assim como, foram registrados aumentos consideráveis na camada de 30 a 80 cm. Considerando os tratamentos PE, PI, CC e CA em todas as profundidades, após seis anos, os maiores aumentos de carbono ocorreram no tratamento PI, em 2019 (Tabela 15).

Todos os tratamentos apresentaram estoques de carbono maiores que PE de 2013 para 2014, após o preparo do solo e/ou da primeira fertilização (Figura 13). Os tratamentos PI e CA apresentaram maiores estoques em comparação com seus respectivos controles, considerando o estoque total na camada de 0 a 80 cm. O valor médio de acúmulo de carbono na área experimental foi de 30,23 e 26,11 Mg C ha⁻¹ em pastagem e cana-de-açúcar, respectivamente, considerando somente as diferenças de 2013 a 2019 em cada tratamento.

Em média PI e CA apresentaram 47,91 e 34,48 Mg ha⁻¹ mais carbono considerando o perfil de 0 a 80 cm e o tratamento PE no ano de conversão (2013) (Figura 13). Considerando a somatória dos estoques de carbono nas profundidades analisadas (80 cm) e subtraindo-se os tratamentos controle (PE e CC), a aplicação de fertilizantes resultou em um acúmulo de carbono 33,58% maior em PI do que em CA. A fertilização nitrogenada pode aumentar a disponibilidade e a absorção de nitrogênio do solo auxiliando no acúmulo de carbono (ECLESIA et al., 2012). CHAN et al. (2010) e ORGILL et al. (2014) não observaram diferenças entre os estoques de carbono em pastagem nativa e manejada discutindo que esse resultado se deve ao baixo aporte de fertilizantes no solo, mostrando que a fertilização realizada no tratamento PI foi um importante fator para o aumento do carbono no solo em comparação com PE, CC e CA. EZE; PALMER; CHAPMAN (2018), contudo, inferem que a principal diferença no manejo foi a aplicação de fertilizantes que gerou maior liteira causando maior acúmulo de carbono.

Tabela 15. Estoque de carbono registrados nos tratamentos PE, PI, CC e CA considerando um perfil de 80 cm de profundidade.

Prof Cm	PE		PI Mg C ha ⁻¹	CC	CA
	Condição inicial		1 ano após o manejo		
	2013		2014	2014	2014
0-10	28,58±0,43		26,05±1,83	26,08±0,58	25,68±0,63
10-20	21,71±0,72		23,31±0,44	24,01±0,57	24,98±1,56
20-30	18,26±0,74		20,20±1,95	21,47±0,22	21,53±1,32
30-60	46,25±2,26		53,77±2,09	53,35±1,78	53,34±2,03
60-80	25,40±0,54		26,78±1,82	21,39±0,26	24,46±0,58
	Condição inicial		6 anos após o manejo		
	2013	2019	2019	2019	2019
0-10	28,58±0,43	26,47±2,58	30,39±2,43	28,30±1,29	23,85±1,21
10-20	21,71±0,72	20,91±1,55	24,82±0,43	32,84±2,48	26,86±1,22
20-30	18,26±0,74	20,43±1,53	25,52±0,49	22,61±1,80	25,97±2,13
30-60	46,25±2,26	58,91±2,31	68,25±2,06	57,08±2,23	60,44±3,08
60-80	25,40±0,54	35,93±2,28	39,12±2,61	33,02±1,43	37,56±2,45

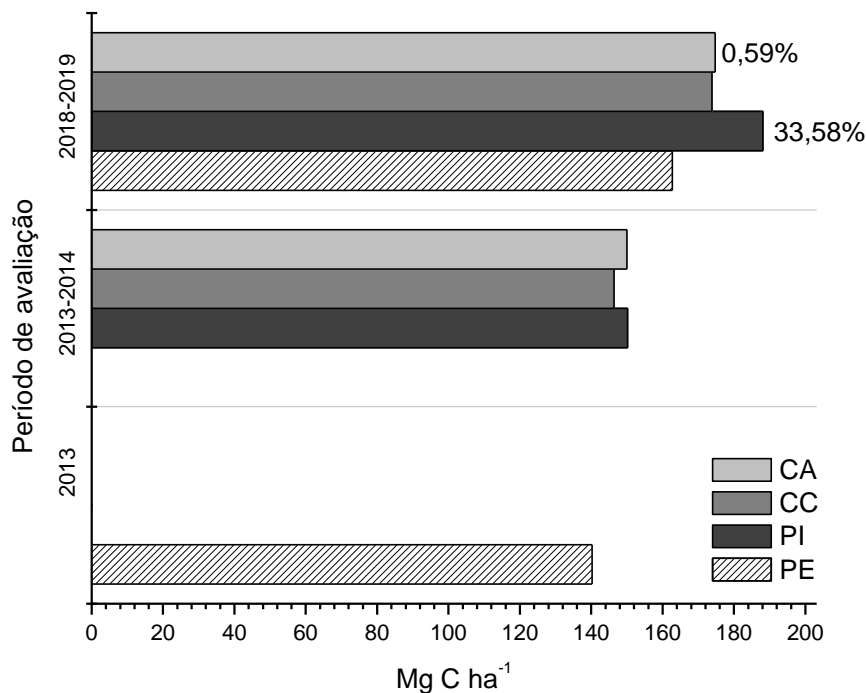
Os estoques de carbono em CC e CA, até 30 cm de profundidade, ficaram próximos aos valores observados por outros autores (BORDONAL et al., 2017; SIGNOR et al., 2014).

WEILER et al. (2019), observaram valores de estoque de carbono dentro das estimadas registradas no experimento, porém o estoque estimado após seis anos foi menor do que o observado no experimento. Analisando estoques de carbono em áreas de pastagem nativa e manejada ORGILL et al. (2014) observaram menores valores em todas as profundidades analisadas até 0 a 50 cm em pastagem nativa. Em pastagem manejada, observaram maiores estoques de carbono (40,8 Mg C ha⁻¹), a 0-10 cm, do que os observados no experimento (30,39 Mg C ha⁻¹). De 50 a 60 cm os estoques chegaram a valores menores do

que os observados no experimento, com valor médio de 27,2 e 25,6 Mg C ha⁻¹ em pastagem manejada e nativa, respectivamente.

Houve aumento no acúmulo anual nos estoques de carbono e diminuição do carbono lábil na pastagem (PI), enquanto houve diminuição no acúmulo anual nos estoques de carbono e aumento do carbono lábil na cana-de-açúcar (CA) (Figura 13).

Figura 13. Comparativo entre o acúmulo de carbono e os estoques de carbono nos tratamentos PE, PI e CA durante os dois períodos analisados.



As porcentagens indicam quanto carbono foi adicionado aos tratamentos PI e CA subtraindo a quantidade inicial em PE e o acumulado nos tratamentos controle PE e CC.

Os resultados da análise do solo de 2013 e 2019 mostram que PI apresentou a maior CTC em comparação com CC e CA, condição que favorece a adsorção da argila e da matéria orgânica negativamente carregada que se tornam menos expostas para a decomposição pelos micro-organismos e aumentam os estoques de carbono do solo (Tabela 1; 7; Figura 13).

Em 2014, os tratamentos PI e CA acumularam valores muito próximos nos estoques de carbono (~10 Mg C ha⁻¹), isso considerando o estoque de carbono inicial em PE calculado até 80 cm de profundidade (Figura 13). No último período amostral, seis anos após intensificação e conversão (2018-2019), as taxas anuais de acúmulo de carbono em CA diminuíram para 8,62 Mg C ha⁻¹ ano e em PI a taxa de acúmulo foi de 11,98 Mg C ha⁻¹ ano. Enquanto em PE foi de 4,49 Mg C ha⁻¹ ano (Figura 14). PINTO et al. (2014) e MOSQUERA et al. (2012), observaram em uma área de pastagem de *Braquiaria* sem manejo, convertida de

mata nativa, estoques de carbono de 207,8 e 132,5 t ha⁻¹ em um perfil de 100 cm e profundidade.

5.4 EXPERIMENTO 3: MANEJO DO SOLO E ALTERAÇÕES NAS EMISSÕES DE GEE

5.4.1 Fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O

A estatística descritiva dos fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O são apresentadas na Tabela 16, 17 e 18. As dinâmicas dos fluxos são apresentadas nos APÊNDICES C, D e E. O teste de normalidade para a média dos fluxos por tratamento em cada ano mostrou que a maioria dos dados não seguiu o padrão normal de distribuição, sendo necessário rejeitar a hipótese nula (Tabela 16).

Tabela 16. Estatística descritiva dos fluxos de CO₂ nos tratamentos durante os anos avaliados.

	Média ¹	Máximo	Mínimo	Normalidade ²
		(CO ₂ g m ⁻¹ dia ⁻¹)		
Pasto extensivo (PE)				
2013-2014	3,12±0,15	6,95	0,47	p=0,05
2014-2015	5,74±0,24	10,78	1,97	p=0,26
2016-2017	5,71±0,29	11,61	1,65	p=0,37
2017-2018	4,28±0,17	7,70	1,48	p=0,81
2018-2019	4,27±0,20	7,11	2,65	p=0,20
Pasto intensivo (PI)				
2013-2014	4,08±0,22	8,07	0,41	p=0,05
2014-2015	4,85±0,18	9,13	1,88	p=0,23
2016-2017	7,04±0,36	14,03	2,22	p=0,22
2017-2018	4,69±0,19	7,67	2,02	p=0,21
2018-2019	5,25±0,23	8,09	3,07	p=0,74
Cana controle (CC)				
2013-2014	2,78±0,19	7,60	0,87	p<0,01
2014-2015	3,54±0,17	11,65	1,45	p<0,01
2016-2017	2,70±0,12	5,43	0,72	p=0,18
2017-2018	2,33±0,09	4,44	1,16	p=0,10
2018-2019	2,26±0,11	3,72	1,34	p=0,46
Cana adubada (CA)				
2013-2014	2,96±0,23	13,47	0,69	p<0,01
2014-2015	4,33±0,15	10,67	1,52	p<0,01
2016-2017	3,93±0,22	8,20	1,30	p<0,01
2017-2018	3,34±0,11	5,80	1,49	p=0,24
2018-2019	3,70±0,17	6,36	1,87	p=0,25

¹ Média±erro padrão; ² Shapiro Wilk (p<0,05).

Como esperado, os fluxos de CO₂ foram sempre positivos (Tabela 16; Figura 14). Tratamentos com pastagem (PE e PI) apresentaram fluxos médios e medianas maiores do que os tratamentos com cana-de-açúcar. Com exceção ao ciclo de 2014-2015 nos tratamentos com

pastagem, entre os pares controles e fertilizados (PE - PI e CC - CA) os tratamentos fertilizados apresentaram medianas significativamente maiores do que os não fertilizados, excluindo-se os fluxos em CC e CA durante o primeiro ciclo que não foram significativamente diferentes (Figura 14).

Houve maior dispersão dos fluxos de CO₂ nos tratamentos com pastagem enquanto que em cana-de-açúcar a maior parte distribuiu-se a partir da mediana (Figura 14). Foi possível observar que houve um aumento nos fluxos de CO₂ nos tratamentos fertilizados do ciclo 2013-2014 até 2016-2017 que diminuíram a partir do ciclo 2017-2018.

Analisando fluxos de CO₂ em solos com elevado teor de matéria orgânica, DUVAL et al. (2013) observaram que após 15 anos da conversão para a cana-de-açúcar, os fluxos aumentaram significativamente de, aproximadamente, 1,48 g C m⁻² dia⁻¹ na pastagem, para 2,11 g C m⁻² dia⁻¹, na cana-de-açúcar. Esses resultados, apesar de próximos aos observados para cana-planta, seguem o padrão oposto ao observado até o momento no experimento, que obteve valores médios na pastagem maiores que os da cana-de-açúcar. O aumento nos fluxos de CO₂, em sua maior parte, ocorre por atividades de manejo como preparo do solo, pelo aumento da atividade microbiana e pela liberação via respiração (BICALHO et al., 2014), porém, a sua captura ocorre durante a fotossíntese pelas plantas, assim como pela decomposição e combustão da matéria orgânica (CERRI et al., 2009; IPCC, 1997).

Observou-se uma frequente oscilação nos fluxos de CH₄, em todos os tratamentos, sem definição de um padrão claro (APÊNDICE D). Apesar da variação entre valores positivos e negativos os fluxos permaneceram próximos à zero (Tabela 17).

Houve diferença significativa entre o par controle e fertilizado somente em cana-de-açúcar durante os ciclos 2013-2014 e 2017-2018. Alta variabilidade nos fluxos e valores próximos a zero também foi citada por outros autores (BORGES et al., 2019; LOURENÇO et al., 2019; VELDKAMP; WEITZ; KELLER, 2001; WEILER et al., 2019; YU et al., 2017). Veldkamp et al. (2001) observaram valores de -0,24 mg CH₄ m⁻² dia⁻¹ em áreas de pastagem fertilizadas com (NH₄)₂SO₄, valores próximos aos observados no experimento nos tratamentos com cana-de-açúcar. YU et al. (2017), obtiveram, por modelagem, valores anuais de -0,10 kg ha⁻¹ ano⁻¹.

Os fluxos foram frequentemente negativos, indicando consumo de CH₄ atmosférico, tanto para os tratamentos com fertilização (PI e CA) quanto para os sem aplicação de fertilizantes (PE e CC), porém, a observação de fluxos médios positivos evidencia que houve emissão CH₄ (Tabela 17). Considerando os valores médios, houve um comportamento de emissão nos tratamentos fertilizados com ênfase em PI (Tabela 17). O tratamento CA no

primeiro ciclo teve o maior consumo de CH₄ atmosférico, porém, apresentou aumento gradativo nos fluxos de 2013 para 2019 (Figura 14).

Tabela 17. Estatística descritiva dos fluxos de CH₄ nos tratamentos durante os anos avaliados.

	Média	Máximo	Mínimo	Normalidade
		(CH₄ mg m⁻¹ dia⁻¹)		
Pasto extensivo (PE)				
2013-2014	-0,01±0,07	2,75	-1,04	<i>p</i> <0,01
2014-2015	0,10±0,17	5,25	-3,79	<i>p</i> <0,01
2016-2017	-0,006±0,13	4,50	-4,71	<i>p</i> <0,01
2017-2018	0,30±0,24	9,08	-6,84	<i>p</i> <0,01
2018-2019	0,63±0,30	4,00	-3,09	<i>p</i> =0,77
Pasto intensivo (PI)				
2013-2014	0,03±0,07	2,31	-1,07	<i>p</i> <0,01
2014-2015	0,10±0,18	3,16	-7,79	<i>p</i> <0,01
2016-2017	0,10±0,11	2,91	-3,26	<i>p</i> <0,01
2017-2018	0,43±0,17	6,72	-2,30	<i>p</i> <0,01
2018-2019	1,08±0,48	6,80	-4,59	<i>p</i> =0,71
Cana controle (CC)				
2013-2014	-0,23±0,06	2,12	-1,36	<i>p</i> <0,01
2014-2015	-0,16±0,13	2,65	-3,76	<i>p</i> <0,01
2016-2017	-0,24±0,15	3,17	-6,43	<i>p</i> <0,01
2017-2018	0,11±0,11	3,89	-1,92	<i>p</i> <0,01
2018-2019	0,08±0,34	4,95	-2,89	<i>p</i> =0,41
Cana adubada (CA)				
2013-2014	-0,49±0,08	2,10	-1,85	<i>p</i> <0,01
2014-2015	-0,19±0,10	3,55	-1,33	<i>p</i> <0,01
2016-2017	-0,003±0,09	1,35	-1,98	<i>p</i> =0,13
2017-2018	0,34±0,22	5,51	-6,20	<i>p</i> <0,01
2018-2019	0,73±0,34	5,04	-4,09	<i>p</i> =0,52

¹ Média±erro padrão; ² Shapiro Wilk (*p*<0,05).

O efeito do fertilizante nitrogenado é conhecido por seu potencial em inibir a oxidação do metano por bactérias metanotróficas devido à competição entre CH₄ e NH₄⁺ pelos sítios ativos da enzima monoxigenase, o que ocasionaria aumento na emissão do gás (HÜTSCHE; WEBSTER; POWLSON, 1994; MOSIER et al., 1991). Além disso, o aumento no teor de matéria orgânica e reduções no pH podem levar a maiores emissões de metano (HÜTSCHE; WEBSTER; POWLSON, 1994; YU et al., 2017).

Com exceção de PE e PI durante o primeiro e segundo ciclo, as medianas dos fluxos de N₂O nos tratamentos fertilizados foram maiores que nos tratamentos não fertilizados (Tabela 18). As diferenças entre as comparações do par controle e fertilizado foram significativas estatisticamente, com exceção para a pastagem no ciclo 2013-2014, 2017-2018 e 2018-2019 quando não foram significativas (Figura 14). Houve maior variabilidade dos fluxos de N₂O nos tratamentos CC e CA no primeiro ciclo e CA nos ciclos seguintes, onde a maior parte distribuiu-se a partir da mediana (Figura 14).

Tabela 18. Estatística descritiva dos fluxos de N₂O nos tratamentos durante os anos avaliados.

	Média	Máximo	Mínimo	Normalidade
		(N ₂ O mg m ⁻¹ dia ⁻¹)		
Pasto extensivo (PE)				
2013-2014	0,09±0,03	1,10	-0,61	<i>p</i> <0,01
2014-2015	0,65±0,27	14,40	-1,75	<i>p</i> <0,01
2016-2017	0,17±0,14	8,76	-0,34	<i>p</i> <0,01
2017-2018	0,09±0,03	1,16	-0,25	<i>p</i> <0,01
2018-2019	0,14±0,04	1,16	-0,28	<i>p</i> <0,01
Pasto intensivo (PI)				
2013-2014	0,08±0,02	0,67	-0,52	<i>p</i> <0,01
2014-2015	0,29±0,19	12,60	-1,02	<i>p</i> <0,01
2016-2017	0,31±0,20	12,77	-0,65	<i>p</i> <0,01
2017-2018	0,14±0,04	1,57	-0,21	<i>p</i> <0,01
2018-2019	0,08±0,02	0,31	-0,21	<i>p</i> =0,96
Cana controle (CC)				
2013-2014	1,18±0,35	16,62	-0,40	<i>p</i> <0,01
2014-2015	0,09±0,02	0,81	-0,13	<i>p</i> <0,01
2016-2017	0,06±0,01	0,44	-0,20	<i>p</i> <0,01
2017-2018	0,16±0,03	0,90	-0,23	<i>p</i> <0,01
2018-2019	0,22±0,09	2,38	-0,09	<i>p</i> <0,01
Cana adubada (CA)				
2013-2014	1,38±0,42	22,77	-0,56	<i>p</i> <0,01
2014-2015	1,00±0,28	15,32	-0,17	<i>p</i> <0,01
2016-2017	1,20±0,38	21,65	-0,27	<i>p</i> <0,01
2017-2018	0,56±0,11	4,50	-0,11	<i>p</i> <0,01
2018-2019	0,89±0,16	3,32	-0,17	<i>p</i> <0,01

Média±erro padrão; ² Shapiro Wilk (*p*<0,05).

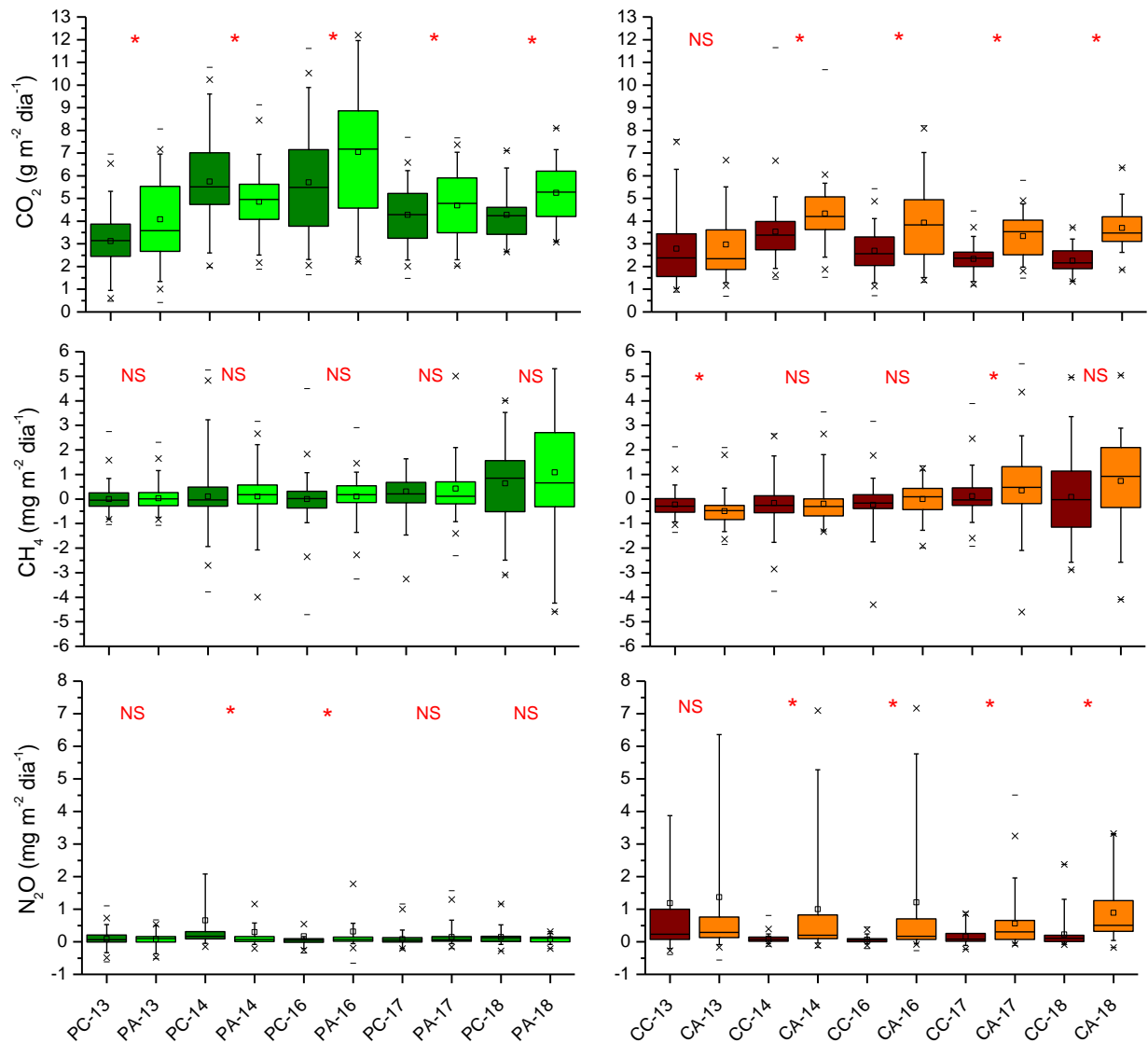
No primeiro ano, os picos de N₂O no tratamento CA foram os maiores quando comparado com os outros anos (APÊNDICE E). No quinto ano foram observados os menores picos de N₂O. O efeito da fertilização nitrogenada no aumento das taxas de mineralização do nitrogênio se inicia logo após a aplicação em cobertura, que é seguida por uma diminuição e estabilização após um período de ~ 60 dias (SATTOLO et al., 2017).

No primeiro ano, os fluxos começaram a aumentar entre 30 e 60 dias após a aplicação de fertilizantes (APÊNDICE E). Nos anos seguintes, os fluxos aumentaram logo após a fertilização e foi observado que o período de aumento nas emissões ocorreu nos primeiros 20 dias após a aplicação do fertilizante no solo e continuou até, aproximadamente, 40 dias após a fertilização. Após esse período os fluxos permaneceram próximos à zero. A diminuição anual das emissões de N₂O na cana-de-açúcar pode ser resultante da aplicação de fertilizante nitrogenado em cobertura e do aumento da quantidade de palhada sobre o solo.

Quando o fertilizante é aplicado em cobertura durante as soqueiras, ocorre um aumento na imobilização do nitrogênio pela palhada, aumentando a competição pelo nutriente entre plantas e microrganismos e diminuindo o nitrogênio disponível para emissão (BORGES et al., 2019; VARGAS et al., 2019). Em todos os ciclos o tratamento CA apresentou as

maiores médias e medianas em comparação com os tratamentos PE, PI e CC (Tabela 18; Figura 14). DUVAL et al. (2013) ao contrário, observaram emissões maiores em áreas de pastagem do que em áreas com cana-de-açúcar, para avaliações realizadas durante quinze anos pelo modelo Daycent.

Figura 14. Box-plot dos fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O quantificados nos ciclos, de 2013 a 2019, nos tratamentos com cana-de-açúcar e pastagem.



*: tratamentos são significativamente diferentes; NS: tratamentos não são diferentes (teste de Wilcoxon, $p < 0,05$).

Áreas de pastagem extensiva possuem baixas emissões de N₂O, pois possuem baixa atividade microbiana durante períodos de seca que causam aumento do nitrogênio inorgânico e baixa disponibilidade para micro-organismos (GARCIA-MONTIEL et al., 2003). WEILER et al. (2019), em áreas de cana-de-açúcar em plantio convencional com aplicações de ureia, observaram picos de N₂O próximos a 14 mg m⁻² dia⁻¹, que estão próximos aos valores

observados no experimento, quando considerado os picos observados até o quarto ano de cultivo (APÊNDICE E).

5.4.2 Fatores ambientais e os fluxos de GEE

Os picos e a dinâmica dos fluxos de GEE (APÊNDICE C, D e E) analisados em conjunto com as variáveis ambientais evidenciam um padrão regido pela sazonalidade climática, mostrando que as emissões são fortemente controladas pelas condições ambientais. Os fluxos de GEE, associados a áreas agrícolas, sofrem grande variação no tempo e no espaço por serem fenômenos resultantes da interação complexa entre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (LAL, 2004; SILVA-OLAYA et al., 2013).

A análise de correlação mostrou que os fluxos de CO₂ foram positivamente correlacionados com os fluxos de N₂O e CH₄, condição não observada entre CH₄ e N₂O (Figura 15). Além disso, excluindo-se a ausência de correlação significativa entre os fluxos de CH₄ e umidade do solo, as variáveis ambientais foram fortemente correlacionadas com os fluxos de GEE (Figura 15).

Solos de áreas agrícolas costumam possuir boa aeração e drenagem o que resulta em valores mais baixos de umidade do solo e WFPS como observado em nosso experimento. JABRO et al. (2008), constataram que umidade do solo e WFPS elevados estimulam a atividade microbiana e aumentam os fluxos de CO₂ enquanto aumentam o consumo de CH₄.

Variações na umidade e de temperatura do solo impactam diretamente nas emissões de CO₂. Sabe-se que quanto maior a umidade do solo, maior será a atividade microbiana e as emissões de CO₂ (LA SCALA; BOLONHEZI; PEREIRA, 2006a). VARGAS et al. (2019), observaram que a emissão de CO₂ aumenta quando a temperatura do solo aumenta. POPIN et al. (2019) observaram que as emissões de CO₂ aumentam em 20 e 30% com o aumento da temperatura e da umidade, respectivamente. O acúmulo de palhada nos tratamentos com cana-de-açúcar pode aumentar as emissões de CO₂ em até 382% (VARGAS et al., 2014). Além disso, o aumento da biomassa vegetal aumenta a disponibilidade de carbono que estimula a atividade microbiana (VARGAS et al., 2019). Foi possível observar que os fluxos de CO₂ acompanharam as variações registradas nos índices pluviométricos, bem como, a sazonalidade nas variações de temperaturas do ar e do solo (Figura 5; APÊNDICE C). No quarto ano foram observadas as maiores variações nos fluxos, o que coincidiu com o maior registro de precipitação acumulada (1625 mm). Outros trabalhos observaram relações entre os índices pluviométricos e as emissões de CO₂ (VERA; ACRECHE, 2018).

Figura 15. Matriz de correlação e significância entre os fluxos e os parâmetros ambientais.

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Umidade	WFPS	T. solo	T. ar
CO ₂	-						
CH ₄	0,03 **	-					
N ₂ O	0,16 ***	0,02 p=0,13	-				
Umidade	0,11 ***	0,02 p=0,12	0,05 ***	-			
WFPS	-0,02 p=0,25	0,03 **	0,06 ***	0,70 ***	-		
T. solo	0,23 ***	0,03 *	0,03 **	0,02 p=0,12	-0,03 **	-	
T. ar	-0,05 ***	0,05 ***	-0,05 ***	-0,09 ***	-0,08 ***	0,43 ***	-

Correlação de Spearman. Níveis de significância: * p<0.1; **p<0,05; ***p<0,001.

Como já mencionado, solos bem aerados são característicos de áreas agrícolas e tem maior capacidade de oxidar do que de produzir CH₄ (CARMO et al., 2013b; DA SILVA PAREDES et al., 2014; LOURENÇO et al., 2019; VARGAS et al., 2014). Apesar dos valores positivos de CH₄, os fluxos foram menores em relação aos valores observados na pastagem. DUVAL et al. (2013) também constataram fluxos de CH₄ menores em cana-de-açúcar do que em pastagem, prevalecendo os negativos. A baixa difusão do gás no solo, devido à compactação e a períodos de maiores WFPS, são citados como fatores que resultam em fluxos positivos (KELLER; REINERS, 1994a; VELDKAMP; WEITZ; KELLER, 2001). A oxidação de CH₄ é um processo típico de solos aeróbios que atuam como um dreno que absorve o gás (DUNFIELD et al; 2007). Bactérias metanotróficas são aeróbias obrigatórias e a enzima responsável pela primeira etapa do processo de oxidação do CH₄ é a mono-oxygenase que requer O₂ molecular. A metanogênese pode ocorrer em microsítios anaeróbios (DUNFIELD et al.; 2007). Tais microsítios podem ser gerados em consequência do aumento da densidade nos tratamentos PE e PI nas camadas superficiais e da baixa acidez potencial nos últimos anos avaliados, aumentando as emissões de CH₄. Os microrganismos tem o CH₄ como produto final de seu metabolismo oxidativo anaeróbio, sendo assim sua principal fonte de emissão para a atmosfera ocorre em ambientes anaeróbios (BOECKX et al., 1997). Apesar das

alterações da densidade nos tratamentos CC e CA, o acúmulo de palhada e a manutenção da umidade, fez com que os processos oxidativos prevalecessem.

A temperatura do solo interfere nos processos de emissão de N_2O no solo, podendo ser até 42% maior em temperaturas mais baixas (VARGAS et al., 2019). PITOMBO et al. (2017), observaram que condições de temperatura mais baixa reduzem as emissões de N_2O , uma vez que favorece a imobilização de nitrogênio. No experimento, a temperatura média no verão foi de $\sim 24^\circ C$ e no inverno foi de $\sim 20^\circ C$. Por tratar-se de um experimento de campo, controlado pelas condições sazonais, é difícil inferir se a temperatura estimulou ou não as emissões de N_2O . Porém, ao analisar-se a matriz de correlação, observa-se uma correlação significativa positiva com a temperatura do solo. POPIN et al. (2019), observaram que aumentos da temperatura e da umidade podem aumentar 15 e 25% as emissões de N_2O .

Valores de WFPS inferiores a 60% mostram que a nitrificação é processo dominante. Em valores acima de 60 a 70% a desnitrificação torna-se dominante e, altos fluxos de N_2O são observados (BATEMAN; BAGGS, 2005; LOURO et al., 2013; SMITH et al., 2003). A aplicação de nitrogênio na forma de amônio em solos bem aerados, caso da área experimental, limita as emissões de N_2O (BREMNER; BLACKMER, 1978). A umidade do solo também controla das taxas de nitrificação e desnitrificação (DAVIDSON et al., 2000; VARGAS et al., 2014). Com valores médios de WFPS considerados baixos de, aproximadamente, 34, 36, 37,5 e 38% em PE, PI, CC e CA a nitrificação foi o processo dominante e resultou em baixas emissões de N_2O . Em áreas de pastagem extensiva há poucas alterações nos fluxos de N_2O após eventos de precipitação e em períodos de seca os fluxos também são baixos. Em condições de aumento no WFPS de 14,9 para 26,2 no período úmido, baixos fluxos de N_2O foram observados, porém houve aumento nos fluxos de CO_2 (GARCIA-MONTIEL et al., 2003).

Assim como observado por SOARES et al. (2016), no primeiro ano, com o solo relativamente seco (~ 30 e 40%), com os brotos de cana-de-açúcar ainda nos estágios iniciais de desenvolvimento (cana-planta) em CC e CA, com sistema radicular ainda em formação, resultando em baixa absorção de nutrientes e solo com temperatura mais elevada devido a ausência da palhada, os fluxos de N_2O foram os maiores observados em todos os anos amostrados e maiores do que os observados nos tratamentos PE e PI, pois houve maior disponibilidade de nitrogênio no solo. No tratamento CA as emissões chegaram a $\sim 23 \text{ mg m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$.

5.4.3. Emissões anuais, acumuladas, CO_2 -eq e fator de emissão

Os cinco anos analisados mostram que as emissões anuais de CO₂, CH₄ e N₂O nos tratamentos com fertilizantes foram maiores na maioria dos ciclos analisados, porém em poucos casos essas diferenças foram significativas (Figura 16).

Considerando as emissões anuais de CO₂, não houve diferença significativa entre os tratamentos nos primeiros ciclos de cultivo (Figura 16). No entanto, a partir do terceiro ciclo as emissões de CO₂ ficaram maiores nos tratamentos com pastagem.

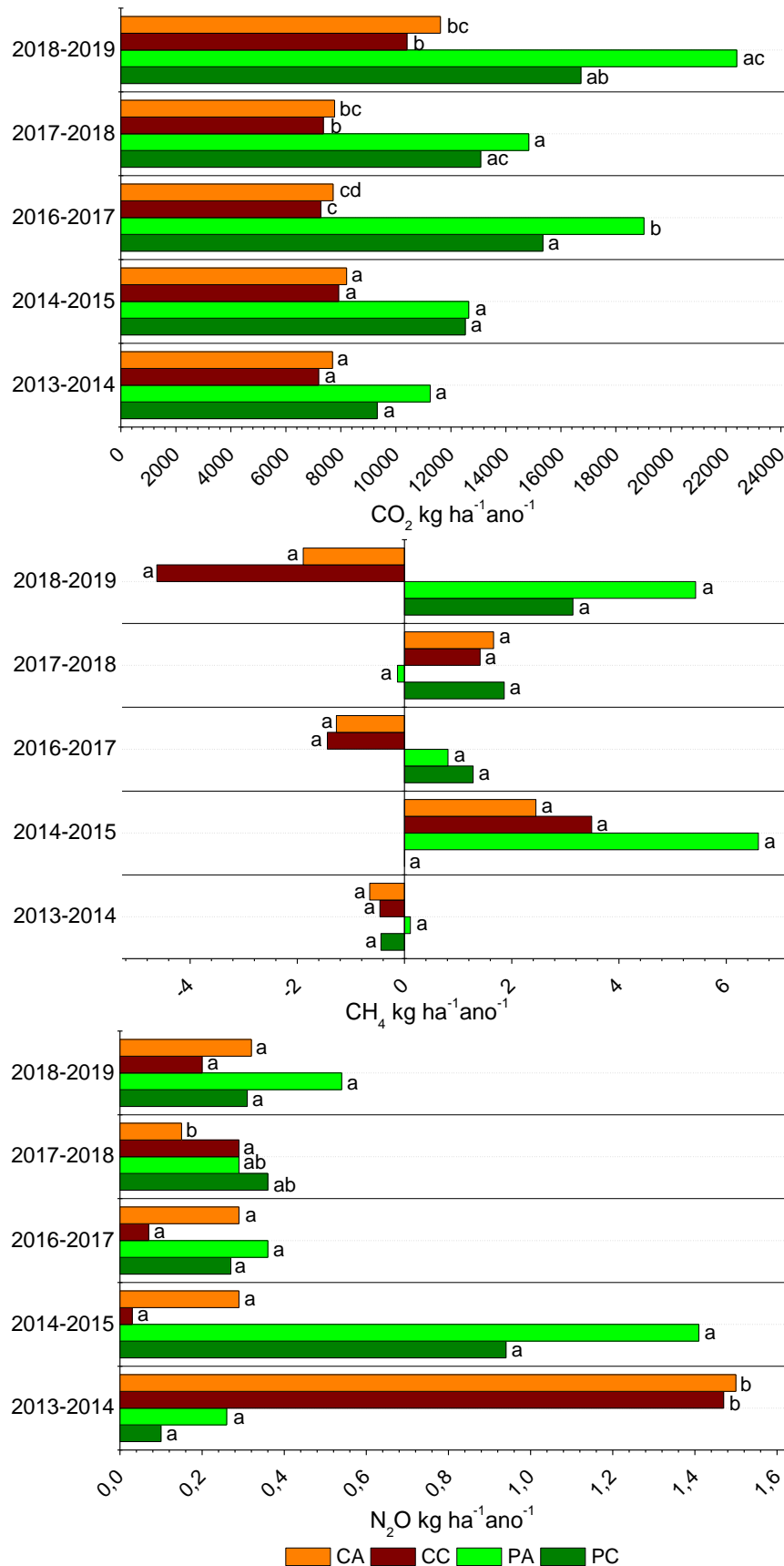
Entre os tratamentos CC e CA não houve diferença estatística significativa para as emissões anuais de CO₂, os tratamentos PE e PI foram diferentes de CC e CA ou diferentes entre si. É possível observar que as emissões anuais de CO₂ foram pouco afetadas pelos tratamentos (Figura 16). Na cana-de-açúcar as emissões foram muito próximas em todos os anos avaliados e na pastagem houve maiores emissões nos anos com regimes pluviométricos mais intensos (Figura 5; Figura 16). CHALCO VERA; ACRECHE (2018), ao analisarem três anos de cultivo de cana-de-açúcar com palhada, observaram fluxos acumulados de CO₂ variando de 3000 a 4500 kg ha⁻¹ano⁻¹ em áreas fertilizadas e de 3500 a 5500 kg ha⁻¹ano⁻¹ em áreas não fertilizadas.

Nos tratamentos com cana-de-açúcar foi observado mais consumo de CH₄ do que nos tratamentos com pastagem, porém as diferenças não foram significativas e as emissões, de uma maneira geral, oscilaram (Figura 16). Valores acumulados de CH₄ positivos na ordem de 1 kg ha⁻¹ano⁻¹ em cana-de-açúcar fertilizada foram observados por CHALCO VERA; ACRECHE (2018), que também constatou entre os anos de cultivo oscilações de valores positivos e negativos quando não houve aplicação de fertilizantes.

VARGAS et al. (2014), também observaram que não houve um padrão de emissão ou consumo de CH₄ para valores acumulados durante 60 dias. LOURENÇO et al. (2019), também observaram que o solo com cana-de-açúcar atuou mais como dreno do que como fonte de CH₄ para atmosfera.

Apesar da aplicação de fertilizante nitrogenado (incorporado ou não), que diminui a taxa de absorção de CH₄ e que compete pela enzima mono-oxygenase atuando como inibidor da absorção de CH₄ (MOSIER et al., 2004), no ciclo 2013-2014 o solo atuou principalmente como dreno, consumindo CH₄ atmosférico, uma vez que o preparo do solo para plantio da cana-de-açúcar resultou na oxidação de CH₄. O acúmulo palhada, que causou aumento da matéria orgânica e manutenção da umidade do solo (LOURENÇO et al., 2019; VARGAS et al., 2014, 2019), também estimulou a prevalência de processos oxidativos no solo com cana-de-açúcar.

Figura 16. Comparações entre as emissões¹ anuais (n=4) de CO₂, CH₄ e N₂O e significância.



¹ Emissão obtida pela interpolações de primeira ordem dos fluxos nos dias decorridos entre as amostragens até 365 dias. Letras iguais não são diferentes segundo o teste de Tukey ($p < 0.05$) e comparam os tratamentos em cada ano.

As emissões de N₂O foram relativamente estáveis em ambos os usos do solo, com valores anuais abaixo de 0,50 kg ha⁻¹ (Figura 16). Elas foram significativamente diferentes entre cana-de-açúcar e pastagem no primeiro ciclo, quando houve preparo do solo em cana-de-açúcar. Porém, para este mesmo período, os tratamentos controle e fertilizado não apresentaram diferenças significativas, apesar dos valores calculados serem maiores nos tratamentos PI e CA. As maiores emissões anuais de N₂O em CA no segundo ciclo, apesar do baixo WFPS, pode ser atribuído ao preparo do solo que favorece a mineralização da matéria orgânica do solo, aumentando as emissões de N₂O (SIQUEIRA NETO et al., 2016; SOARES et al., 2015).

Os valores anuais de emissão de N₂O estão de acordo com observações feitas por outros autores onde a variação foi de 0,1 até 7,4 kg ha⁻¹ano⁻¹ (CARMO et al., 2013a; DA SILVA PAREDES et al., 2014; SIQUEIRA NETO et al., 2016; WANG et al., 2016). Os resultados observados por LOURENÇO et al. (2019) mostraram emissões de N₂O anuais de 3,2 kg ha⁻¹ no período seco e de 0,48 e 0,74 kg ha⁻¹ no período chuvoso, para uma dose de 100 kg N ha⁻¹ de nitrato de amônio, o que está dentro dos valores observados no experimento.

Mesmo com aplicação do dobro da quantidade de fertilizante nitrogenado na cana-de-açúcar a partir do ciclo 2014-2015, somente na quarta soqueira houve diferença significativa entre os tratamentos CC e CA nas emissões anuais de N₂O. Isso ocorreu, provavelmente, após o ciclo de maiores índices pluviométricos (2016-2017) em conjunto com o acúmulo de palhada no solo (CAROLINO et al., 2018; VARGAS et al., 2014, 2019). Alterações nos regimes pluviométricos após a aplicação de fertilizantes, momento crítico quanto à reação dos fertilizantes no solo, e seu valor acumulado ao longo do ano, podem influenciar na dinâmica das emissões dos gases e no aumento da emissão de N₂O (CARMO et al., 2013a; CAROLINO et al., 2018; NAVARRETE et al., 2015; PITOMBO et al., 2016).

Em pastagem, as doses de fertilizante foram sempre as mesmas, apesar disso, no ciclo 2014-2015, a emissão anual foi maior se comparada com cana-de-açúcar no mesmo ano e entre pastagem em todos os ciclos. Esse aumento nas emissões de N₂O nos tratamentos com pastagem pode ser atribuído a um período com menores índices pluviométricos resultando em menor atividade microbiana, onde a aplicação do fertilizante nitrogenado em cobertura, mesmo que realizada em período chuvoso, resultou em elevadas taxas de volatilização do nitrogênio aplicado no solo. REINSCH et al. (2018), em tratamentos com e sem aplicação de fertilizante, observaram emissões anuais de N₂O em pastagem na ordem de 0,44 e 1,4 kg ha⁻¹ano⁻¹ no primeiro ano e de 0,58 e 0,92 kg ha⁻¹ano⁻¹ no segundo ano. Apesar de climas

deferentes, o aumento nas emissões observadas nesse experimento entre PE e PI é parecido com os valores observados pelo autor (~30% no primeiro ano e ~60% no segundo ano).

Houve diferença estatística entre os tratamentos avaliados somente para as emissões acumuladas de CO₂ (Tabela 19). Considerando os seis anos de avaliações o tratamento PI apresentou maiores emissões dos três gases avaliados. Os tratamentos PE e PI comportaram-se como fonte e CC e CA como dreno de CH₄.

Tabela 19. Emissões acumuladas e CO₂ equivalente nos tratamentos PI e CA para o período total de avaliações (2013 a 2019).

	C-CO ₂	Emissão ¹ C-CH ₄ (kg ha ⁻¹)	N-N ₂ O	CO ₂ -eq. CH ₄ + N ₂ O	CO ₂ -eq. CH ₄ + N ₂ O + CO ₂ (kg ha ⁻¹)
PE	67000,70 ab	3,06 a	1,98 a	-	-
PI	80144,67 a	17,59 a	2,86 a	1925,23	82070
CC	40153,69 c	-2,99 a	2,06 a	-	-
CA	43146,55 bc	-0,98 a	2,78 a	1271,55	44418

¹Emissão média (n=4) obtida dos fluxos e cálculo das interpolações de primeira ordem nos dias decorridos entre os eventos de amostragem estimados até 1825 dias. A emissão acumulada foi comparada entre os tratamentos pelo teste de Tukey ($p < 0.05$), onde letras iguais mostram resultados que não foram estatisticamente diferentes.

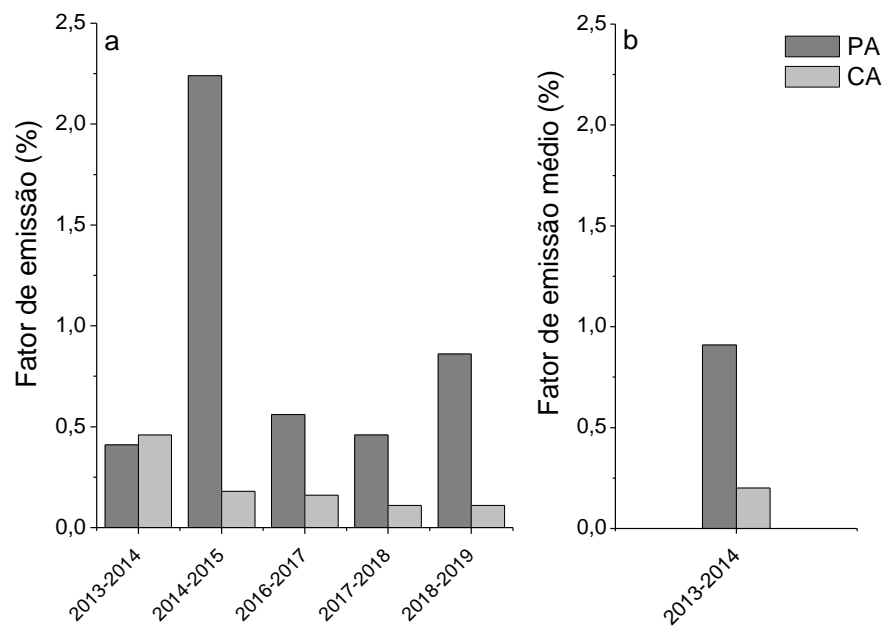
Os tratamentos PI e CA emitiram ~ 16 e 7 % mais CO₂ do que PE e CC, respectivamente. Já para as emissões acumuladas de CH₄, PI emitiu ~ 83 % mais que PE e CA consumiu ~ 67 % menos que CC. Enquanto PI e CA emitiram ~ 31 e 26 % mais N₂O do que PE e CC, respectivamente. Apesar das emissões nos tratamentos fertilizados terem sido maiores do que nos tratamentos controle, elas não foram diferentes estatisticamente, mostrando que não houve efeito significativo da aplicação dos fertilizantes.

Considerando um valor anual médio de 147 kg CO₂-eq ha⁻¹ano⁻¹ nas soqueiras de cana-de-açúcar, os valores de CO₂-eq foram ~ 78 % maiores em cana-planta (2013-2014) e ~ 16 % menor na pastagem nesse mesmo período. Assim, fica evidente que o preparo do solo e a fertilização no sulco de plantio influenciaram nas emissões anuais da cana-de-açúcar no primeiro ano, tornando-as maiores do que na pastagem. Tal condição, porém, não é observado nos ciclos de soqueira, período em que a pastagem passa a apresentar um valor médio de 450 kg CO₂-eq ha⁻¹ano⁻¹, bem acima das emissões equivalentes observadas na cana-de-açúcar. Os resultados do comparativo entre o cultivo convencional de cana-de-açúcar e pastagem intensificada, avaliando-se somente a aplicação de fertilizantes inorgânicos, obtido a partir de cinco anos de avaliações, mostrou que ao final do período na área com pastagem houve emissão ~ 34 % maior na pastagem, que representam 653,69 kg CO₂-eq ha⁻¹(Tabela 19).

CARMO et al. (2013b) encontraram valores de CO-eq, para um tratamento em cana-planta com aplicação de ureia, na ordem de $312 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, valores menores do que os observados no experimento, onde foram feitas adubações com nitrato de amônio.

No experimento, o FE em pastagem variou de 0,41 a 2,24 % com valor médio de 0,91 % (Figura 17 a;b). A partir do segundo ano, quando não foi mais realizado o preparo do solo na cana-de-açúcar, os FE em PI foram maiores do que em CA. Os maiores FE na pastagem, podem ser atribuídos a adição do fertilizante em superfície. CLAYTON et al. (1997), encontraram FE na ordem de 0,80 % em áreas de pastagens com duas fertilizações, enquanto VELDKAMP; KELLER; NUÑEZ (1998), encontraram FE próximos a 1,3 % em pastagens fertilizadas com fontes sintéticas.

Figura 17. Fator de emissão baseado nas taxas de nitrogênio aplicadas na forma de NH_4NO_3 nos tratamentos PI e CA.



a: fator de emissão obtido das aplicações anuais de fertilizantes; b: fator de emissão médio (n=5).

Considerando o FE dos tratamentos com cana-de-açúcar o valor observado em cana-planta foi maior do que na primeira, terceira, quarta e quinta soqueira, onde variaram de 0,11 a 0,18 % (Figura 17a). Os fatores de emissão observados por BORGES et al. (2019) foram menores quando o fertilizante nitrogenado foi incorporado ao solo (cana-planta) do que quando é aplicado em cobertura (soqueiras). O fator de emissão observado na cana-planta está de acordo com o valor de 0,48 % obtido por SIQUEIRA NETO et al. (2016) em aplicações de 60 kg ha^{-1} de NH_4NO_3 e por SILVA et al. (2017), de FE de 0,16 e 0,05 %, em tratamentos com e sem irrigação, respectivamente. Em cana-soca, outros trabalhos relataram FE mais elevados para cana-de-açúcar em casos de adubação combinada e uso de fontes sintéticas

diferentes ou não às usadas no experimento (ALLEN et al., 2010; CARMO et al., 2013b; CAROLINO et al., 2018; DENMEAD et al., 2010). SILVA et al. (2017), também observaram FE médios de 0,78 e 0,57%, que estão acima dos 0,20% observados neste experimento. Porém, SIQUEIRA NETO et al. (2016) observaram valores acumulados de 0,24% para aplicações de 80 e 120 kg ha⁻¹ de NH₄NO₃, que estão de acordo com os obtidos no experimento. Um FE maior (1,7%) do que o observado no experimento foi constatado por SOARES et al. (2016) para aplicações de ureia como fonte nitrogenada.

O FE mais elevado no primeiro ano está de acordo com o esperado, uma vez que nesse período que o preparo do solo é realizado (DE MORAIS et al., 2013; LA SCALA; BOLONHEZI; PEREIRA, 2006a). Os menores FE obtidos nas soqueiras ocorreram, provavelmente, à aplicação do fertilizante e ao acúmulo de palhada conforme os anos de soqueira (PITOMBO et al., 2017; SIQUEIRA NETO et al., 2016).

O FE para CA foi inferior ao FE de 1% estimado pelo IPCC para a cana-de-açúcar para produção de etanol e de 1% estimado para emissões diretas de N₂O, causadas por fontes nitrogenadas sintéticas aplicadas no solo (IPCC, 2013). Estudos que avaliaram o efeito da fertilização nas emissões de N₂O na cana-de-açúcar conduzidos no Brasil, também têm encontrado valores de FE inferiores ao definido pelo IPCC (JANTALIA et al., 2008; SIGNOR; CERRI; CONANT, 2013). No Brasil, a variação esperada para emissões oriundas da fertilização nitrogenada estão entre 0,2 e 1% (FILOSO et al., 2015).

6. CONCLUSÕES

O preparo do solo e as fertilizações inorgânicas anuais com nitrato de amônio, superfosfato simples e cloreto de potássio, seguindo o modelo de manejo adotado neste experimento, resultaram em aumentos nos teores que MPT. A fertilização, avaliada isoladamente, causou aumento nos teores de cádmio. Os parâmetros físico-químicos apresentaram elevada correlação com os conteúdos e com a dinâmica dos MPT na solução do solo. Assim, a *hipótese* de que há aumento nos teores de MPT devido ao cultivo de cana-de-açúcar deve ser *aceita*. Considerando as concentrações de base, as observações de outros autores e os limites máximos estabelecidos nas leis brasileiras, os resultados experimentais mostraram que o manejo do solo para cana-planta e soqueiras, quando convertida de pastagem extensiva, não representa risco, ao menos durante os cinco primeiros anos de cultivo, quanto ao acúmulo de MPT no solo.

Na pastagem extensiva houve diminuição do carbono total em superfície e aumento em profundidade de 2013 para 2019. Comparado com a quantidade inicial na pastagem extensiva, o manejo para o cultivo da cana-de-açúcar e para a intensificação da pastagem reduziu o carbono em superfície de 2013 para 2014, mas aumentou em profundidade. De 2013 para 2019, houve aumento do carbono na superfície e em profundidade na pastagem intensiva, porém na cana-de-açúcar o aumento foi observado somente em profundidade. De 2013 para 2019, a relação C/N diminuiu na cana-de-açúcar comparada com a pastagem extensiva, mostrando maior velocidade de decomposição da matéria orgânica, evidenciada pelo aumento no carbono lábil em relação ao carbono total, causando diminuição na taxa de mineralização do carbono. Conseqüentemente, a taxa de acúmulo no estoque de carbono caiu na pastagem intensiva e manteve-se na cana-de-açúcar. A fertilização não aumentou os teores de carbono do solo e os estoques de carbono na cana-de-açúcar, mas aumentou na pastagem intensiva. Apesar do maior acúmulo de carbono na pastagem intensiva em comparação com a cana-de-açúcar, o carbono acumulado pelo cultivo da cana-de-açúcar apresentou maior qualidade. Assim, a *hipótese* de que há aumento na quantidade de carbono deve ser *aceita* para a pastagem e para a cana-de-açúcar. Enquanto a *hipótese* de que há aumento na qualidade do carbono deve ser *rejeitada* para a pastagem intensiva.

As emissões acumuladas de CO₂ foram maiores na pastagem extensiva do que na cana-de-açúcar e menores do que na pastagem intensiva. As emissões acumuladas de N₂O na pastagem intensiva e na cana-de-açúcar foram maiores do que na pastagem extensiva. Os tratamentos com pastagem intensiva comportaram-se como fonte de CH₄ para a atmosfera e os tratamentos com cana-de-açúcar como dreno. O CO₂ equivalente foi 653,7 kg CO₂-eq ha⁻¹ maior na pastagem intensiva do que na cana-de-açúcar. Os fatores de emissão ficaram dentro da faixa observada por outros autores, porém abaixo do valor determinado pelo IPCC para a cana-de-açúcar. Na pastagem extensiva o fator de emissão de N₂O foi 77% maior do que na cana-de-açúcar. A *hipótese* de que a intensificação de pastagem aumenta as emissões de GEE deve ser *aceita*. Enquanto a *hipótese* de que o cultivo convencional da cana-de-açúcar aumenta as emissões de GEE deve ser *rejeitada*, pois, não houve emissão acumulada de CH₄.

Considerando as atividades de manejo adotadas nesse experimento para o cultivo da cana-de-açúcar e para a intensificação da pastagem, pode-se concluir que (i) uma vez que o cultivo de cana-de-açúcar apresentou aumento da taxa anual de acúmulo de carbono no solo, emissões de CO₂ menores que a pastagem extensiva, consumiu CH₄ e apresentou baixo fator de emissão de N₂O, a conversão a partir de áreas de pastagem extensiva é uma opção para que se evite a expansão em direção a áreas de vegetação nativa, e que (ii) apesar da pastagem

intensiva ter acumulado maior quantidade de carbono no solo, houve maior potencial de emissão de GEE em comparação com a pastagem extensiva e com a cana-de-açúcar. No processo de expansão da cana-de-açúcar para regiões de pastagem extensiva, caso haja a necessidade de intensificar áreas de pastagem, as opções de manejo adotadas devem se basear em práticas conservacionistas que se evitem impactos negativos a cadeia dos biocombustíveis.

REFERÊNCIAS

- ADAMI, M. et al. Remote sensing time series to evaluate direct land use change of recent expanded sugarcane crop in Brazil. **Sustainability**, v. 4, n. 4, p. 574–585, 2012.
- ALKIMIM, A.; CLARKE, K. C. Land use change and the carbon debt for sugarcane ethanol production in Brazil. **Land Use Policy**, v. 72, n. December 2017, p. 65–73, 2018.
- ALKIMIM, A.; SPAROVEK, G.; CLARKE, K. C. Converting Brazil's pastures to cropland: An alternative way to meet sugarcane demand and to spare forestlands. **Applied Geography**, v. 62, p. 75–84, 2015.
- ALLEN, D. E. et al. Effect of nitrogen fertilizer management and waterlogging on nitrous oxide emission from subtropical sugarcane soils. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 136, n. 3–4, p. 209–217, 2010.
- ANDERSON-TEIXEIRA, K. J. et al. Changes in soil organic carbon under biofuel crops. **GCB Bioenergy**, v. 1, n. 1, p. 75–96, 2009.
- APPENROTH, K. J. What are “heavy metals” in Plant Sciences? **Acta Physiologiae Plantarum**, v. 32, n. 4, p. 615–619, 2010.
- AZEVEDO, R. A. et al. Sugarcane Under Pressure: An Overview of Biochemical and Physiological Studies of Abiotic Stress. **Tropical Plant Biology**, v. 4, n. 1, p. 42–51, 2011.
- BALL, B. C. BALL, B. C. et al. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation no-tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil & Tillage Research**, v. 53, p. 287–301, 1999.
- BARCELÓ, J. POSCHENRIEDER, C. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. **Suelo Planta**, v. 2, p. :345-361, 1992.
- BARTLETT, K. B.; HARRISS, R. C. Review and assessment of methane emissions from wetlands. **Chemosphere**, v. 26, p. 261–320, 1993.
- BARZEGAR, A. R. et al. Concentration changes of Cd, Ni and Zn in sugarcane cultivated soils. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 161, n. 1–4, p. 97–112, 2005.
- BATEMAN, E. J.; BAGGS, E. M. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, v. 41, n. 6, p. 379–388, 2005.
- BATISTA, I. et al. Teores e estoque de carbono em frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica do solo sob integração lavoura-pecuária no bioma Cerrado. **Ciências Agrárias**, v. 34, n. 6, p. 3377–3388, 2013.
- BAYER, C.; AL., E. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 54, p. 101–109, 2000.
- BENTO, C. B. et al. Impacts of sugarcane agriculture expansion over low-intensity cattle ranch pasture in Brazil on greenhouse gases. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 980–988, 2018.
- BICALHO, E. S. et al. Spatial variability structure of soil CO₂ emission and soil attributes in a sugarcane area. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 189, p. 206–215, 2014.
- BIONDI, C. M. et al. Teores de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni E Co em solos de referência de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 1057–1066, 2011.
- BIZARRO, V. G.; MEURER, E. J.; TATSCH, F. R. P. Teor de cádmio em fertilizantes fosfatados comercializados no Brasil. **Ciencia Rural**, v. 38, n. 1, p. 247–250, 2008.
- BOECKX, O.; AL., E. Methane oxidation in soils with different textures and land use. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 49, p. 91–95, 1997.
- BOGAERTS, M. et al. Climate change mitigation through intensified pasture management: Estimating greenhouse gas emissions on cattle farms in the Brazilian Amazon. **Journal of Cleaner Production**, v. 162, p. 1539–1550, 2017.
- BORDONAL, R. DE O. et al. Changes in quantity and quality of soil carbon due to the land-use conversion to sugarcane (*Saccharum officinarum*) plantation in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 240, p. 54–65, 2017.
- BORGES, C. D. et al. Biomass and Bioenergy Can alternative N-fertilization methods influence GHG emissions and biomass production in sugarcane fields? **Biomass and Bioenergy**, v. 120, n. November 2018, p. 21–27, 2019.
- BORJESSON, P. Good or bad bioethanol from a greenhouse gas perspective – what determines this? **Applied**

- Energy**, v. 86, p. 589–594, 2009.
- BOWDEN, R. D. et al. Annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soils in the northeastern United States. **Journal of Geophysical Research**, v. 95, n. D9, 1990.
- BRAZ, S. P. et al. Soil carbon stocks under productive and degraded pastures in the Brazilian Cerrado. **Soil Science Society of America Journal**, v. 77, p. 914–928, 2013.
- BREMNER, J. M.; BLACKMER, A. M. Nitrous oxide: Emission from soils during nitrification of fertilizer nitrogen. **Science**, v. 199, n. 4326, p. 295–296, 1978.
- BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, v. 124, p. 3–22, 2005.
- BROWN, H. A.; WAGNER-RIDDLE, C.; THURTELL, G. W. Nitrous oxide flux from solid dairy manure in storage as affected by water content and redox potential. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, n. 2, p. 630–638, 2000.
- BRUINSMA, J. World agriculture: Towards 2015/2030: An FAO Study. **World Agriculture: Towards 2015/2030: An FAO Study**, p. 1–431, 2017.
- CAMARGO, O. A. et al. Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas. **Boletim técnico**, v. 106, p. 77, 2009.
- CAMILOTTI, F. et al. Avaliação dos teores de metais pesados no solo e na planta de cana-de-açúcar sob adubação com lodo de esgoto e vinhaça. **Bioscience Journal**, v. 25, n. 6, p. 23–31, 2009.
- CAMPOS, M. L. et al. Baseline concentration of heavy metals in Brazilian Latosols. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 34, n. 3–4, p. 547–557, 2003.
- CANTARELLA, H. et al. Ammonia volatilisation from urease inhibitor-treated urea applied to sugarcane trash blankets. **Scientia Agricola**, v. 65, n. 4, p. 397–401, 2008.
- CARBONELL, G. et al. Effects of municipal solid waste compost and mineral fertilizer amendments on soil properties and heavy metals distribution in maize plants (*Zea mays* L.). **Chemosphere**, v. 85, n. 10, p. 1614–1623, 2011.
- CARMO, J. B. DO et al. Conversion of the coastal Atlantic forest to pasture: Consequences for the nitrogen cycle and soil greenhouse gas emissions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 148, p. 37–43, 2012.
- CARMO, J. B. DO et al. Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: Effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. **GCB Bioenergy**, v. 5, n. 3, p. 267–280, 2013a.
- CARMO, J. B. DO et al. Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: Effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. **GCB Bioenergy**, v. 5, n. 3, p. 267–280, 2013b.
- CAROLINO, L. et al. Biomass and Bioenergy Crop residue removal and nitrification inhibitor application as strategies to mitigate N₂O emissions in sugarcane fields. **Biomass and Bioenergy**, v. 119, n. September, p. 206–216, 2018.
- CERRI, C. C. et al. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, v. 66, n. 6, p. 831–843, 2009.
- CERRI, C. C. Greenhouse gas mitigation options in Brazil for land-use change. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 1, p. 102–116, 2010.
- CERRI, C. C.; AL., E. Carbon cycling and sequestration opportunities in South America: the case of Brazil. **Soil Use and Management**, v. 20, p. 248–254, 2004.
- CERRI, C. E. P. et al. Quantifying soil carbon stocks and greenhouse gas fluxes in the sugarcane agrosystem: Point of view. **Scientia Agricola**, v. 70, n. 5, p. 361–368, 2013.
- CHADWICK, D. R.; PAIN, B. F. Methane fluxes following slurry applications to grassland soils: Laboratory experiments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 63, n. 1, p. 51–60, 1997.
- CHALCO VERA, J.; ACRECHE, M. M. Towards a baseline for reducing the carbon budget in sugarcane: three years of carbon dioxide and methane emissions quantification. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 267, n. July, p. 156–164, 2018.
- CHAN, K. Y. et al. Soil carbon stocks under different pastures and pasture management in the higher rainfall areas of south-eastern Australia. **Soil Research**, v. 48, n. 1, p. 7–15., 2010.
- CHOPIN, P.; SIERRA, J. Reduced tillage and organic amendments can offset the negative impact of climate change on soil carbon: A regional modelling study in the Caribbean. **Soil & Tillage Research**, v. 192, n. January, p. 113–120, 2019.
- CLAYTON, H. et al. Nitrous oxide emissions from fertilised grassland: A 2-year study of the effects of N fertiliser form and environmental conditions. **Biology and Fertility of Soils**, v. 25, n. 3, p. 252–260, 1997.
- CONAB. **Acompanhamento da safra brasileira cana - Safra 2019/20**. V.6, N.3 ed. [s.l.: s.n.].
- CONCEIÇÃO, F. T. et al. Distribution of ²²⁶Ra, ²³²Th and ⁴⁰K in soils and sugar cane crops at Corumbataí river basin, São Paulo State, Brazil. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 67, n. 6, p. 1114–1120, 2009.
- CORBI, J. J. et al. Environmental diagnosis of metals in streams near sugarcane cultivation areas: Current and historical analysis in the central region of the state of São Paulo. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 3, p. 2711–2719, 2018.
- CULMAN, S.; FREEMAN, M.; SNAPP, S. Procedure for the Determination of Permanganate Oxidizable

- Carbon. **KBS POXC Protocol – Last revised**, v. 1, p. 1–5, 2012.
- CULMAN, S. W. et al. Permanganate oxidizable carbon reflects a processed soil fraction that is sensitive to management. **Soil Science Society of America Journal**, v. 76, n. 2, p. 494–504, 2012.
- DA SILVA PAREDES, D. et al. Nitrous oxide emission and ammonia volatilization induced by vinasse and N fertilizer application in a sugarcane crop at Rio de Janeiro, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 98, n. 1, p. 41–55, 2014.
- DAVIDSON et al. Minimising artifacts and biases in 20 chamber-based measurements of soil respiration. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 113, p. 21–37, 2002.
- DAVIDSON, E. A. et al. Testing a Conceptual Model of Soil Emissions of Nitrous and Nitric Oxides. **BioScience**, v. 50, n. 8, p. 667, 2000.
- DE CARVALHO, V. G. B.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M. Potencial de Fertilizantes e Corretivos no Aporte de Micronutrientes ao Solo. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 36, n. 3, p. 931–938, 2012.
- DE FIGUEIREDO, E. B. et al. Short-term CO₂-C emissions from soil prior to sugarcane (*Saccharum spp.*) replanting in southern Brazil. **GCB Bioenergy**, v. 7, n. 2, p. 316–327, 2015.
- DE MORAIS, R. F. et al. Ammonia volatilization and nitrous oxide emissions during soil preparation and N fertilization of elephant grass (*Pennisetum purpureum* Schum.). **Soil Biology and Biochemistry**, v. 64, p. 80–88, 2013.
- DENMEAD, O. T. et al. Emissions of methane and nitrous oxide from Australian sugarcane soils. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 150, n. 6, p. 748–756, 2010.
- DILL, M. D. et al. Factors affecting adoption of economic management practices in beef cattle production in Rio Grande do Sul state, Brazil. **Journal of Rural Studies**, v. 42, p. 21–28, 2015.
- DUIKER, S. W.; LAL, R. Carbon budget study using CO₂ flux measurements from a no till system in central Ohio. **Soil & Tillage Research**, v. 54, p. 21–30, 2000.
- DUNFIELD, P. F.; AL., E. The soil methane sink. **CAB International**, p. 152–170, 2007.
- DUVAL, B. D. et al. Predicting Greenhouse Gas Emissions and Soil Carbon from Changing Pasture to an Energy Crop. **PLoS ONE**, v. 8, n. 8, 2013.
- ECLESIA, R. P. et al. Shifts in soil and organic carbon for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. **Global Change Biology**, v. 18, p. 3237–3251, 2012.
- ECO-SSLS. **Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels (Eco-SSLs)**. [s.l.: s.n.].
- ELDER, J. W.; LAL, R. Tillage effects on gaseous emissions from an intensively farmed organic soil in North Central Ohio. **Soil and Tillage Research**, v. 98, n. 1, p. 45–55, 2008.
- EMBRAPA. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: [s.n.]. v. 2
- EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: [s.n.].
- EZE, S.; PALMER, S. M.; CHAPMAN, P. J. Soil organic carbon stock and fractional distribution in upland grasslands. **Geoderma**, v. 314, n. October 2016, p. 175–183, 2018.
- FARGIONE, J. et al. Land clearing and the biofuel carbon debt. **Science**, v. 319, n. 5867, p. 1235–1238, 2008.
- FERNANDES, F. A.; FERNANDES, A. H. B. M. Atualização dos Métodos de Cálculo dos Estoques de Carbono do Solo sob Diferentes Condições de Manejo. **Embrapa Pantanal. Comunicado Técnico**, 95, n. 1995, p. 5, 2013.
- FERREIRA, D. A. et al. Contribution of N from green harvest residues for sugarcane nutrition in Brazil. **GCB Bioenergy**, v. 8, n. 5, p. 859–866, 2016.
- FIGUEIREDO, E. B. DE et al. Soil CO₂-C Emissions and Correlations with Soil Properties in Degraded and Managed Pastures in Southern Brazil. **Land Degradation and Development**, v. 28, n. 4, p. 1263–1273, 2017.
- FILOSO, S. et al. Reassessing the environmental impacts of sugarcane ethanol production in Brazil to help meet sustainability goals. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 52, p. 1847–1856, 2015.
- FONSECA DA SILVA, J. et al. Nitrous oxide emissions from sugarcane fields in the Brazilian Cerrado. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 246, n. May, p. 55–65, 2017.
- FORNAZIER, R. F. et al. Cadmium stress in sugar cane callus cultures: Effect on antioxidant enzymes. **Plant Cell, Tissue and Organ Culture**, v. 71, n. 2, p. 125–131, 2002.
- FRANCO et al. Soil carbon, nitrogen and phosphorus changes under sugarcane expansion in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 515–516, p. 30–38, 2015.
- GABE, U.; RODELLA, A. A. Trace elements in Brazilian agricultural limestones and mineral fertilizers. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 30, n. 5–6, p. 605–620, 1999.
- GALDOS, M. V. et al. Net greenhouse gas fluxes in Brazilian ethanol production systems. **GCB Bioenergy**, v. 2, n. 1, p. 37–44, 2010.
- GALLOWAY, J. N. ET AL. Nitrogen cycles: past, present, and future. **Biogeochemistry**, v. 70, p. 153–226, 2004.
- GARCIA-MONTIEL, D. C. et al. Controls on soil nitrogen oxygen emissions from forest and pastures in the Brazilian Amazon. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 15, n. 4, p. 1021–1030, 2001.

- GARCIA-MONTIEL, D. C. et al. Nitrogen oxide emissions following wetting of dry soils in forest and pastures in Rondônia, Brazil. **Biogeochemistry**, v. 64, n. 3, p. 319–336, 2003.
- GÁRCIA, G. E.; ANDREU, V.; BOLUDA, R. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. **Environmental Pollution**, v. 92, n. 1, p. 19–25, 1996.
- GOLDEMBERG, J. Ethanol for a sustainable energy future. **Science**, v. 315, n. 5813, p. 808–810, 2007.
- GOLDEMBERG, J. et al. Meeting the global demand for biofuels in 2021 through sustainable land use change policy. **Energy Policy**, v. 69, p. 14–18, 2014.
- GOLDEMBERG, J. et al. Scaling up biofuels? A critical look at expectations performance and governance. **Energy Policy**, v. 118, p. 655–657, 2018.
- GOLDEMBERG, J.; COELHO, S. T.; GUARDABASSI, P. The sustainability of ethanol production from sugarcane. **Energy Policy**, v. 36, n. 6, p. 2086–2097, 2008.
- GONÇALVES, H. M.; BORGES, J. D. Acúmulo De Metais Pesados E Enxofre No Solo Em Áreas Heavy Metals and Sulphur Accumulation on Soil in Areas of. **Bioscienc.**, v. 25, n. 6, p. 66–74, 2009.
- GRAHAM, M. H.; HAYNES, R. J. Organic matter status and the size, activity and metabolic diversity of the soil microbial community in the row and inter-row of sugarcane under burning and trash retention. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 1, p. 21–31, 2006.
- HASSINK, J. Effects of soil texture and structure on carbon and nitrogen mineralization in grassland soils. **Biology and Fertility of Soils**, v. 14, n. 2, p. 126–134, 1992.
- HASSINK, J. Effects of soil texture and grassland management on soil organic C and N and rates of C and N mineralization. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 26, p. 1221–1231, 1994.
- HÜTSCH, B.; WEBSTER, C.; POWLSON, D. Methane Oxidation in Soil as Affected by Land Use , Soil pH and N Fertilization. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 26, n. 12, p. 1613–1622, 1994.
- IBGE. **Censo Agropecuário - 2006** Censo Agropecuário 2006 - **Segunda Apuração**. Rio de Janeiro: [s.n.].
- IBGE. **Monitoramento da cobertura e uso da terra do Brasil (2014-2016)**. Rio de Janeiro: [s.n.].
- IFDC. **World Fertilizer Consumption (I)**.
- IKEMATSU, P. et al. Dimensionamento e estudo dos fatores condicionantes de duas voçorocas localizadas no município de Sorocaba (SP). **Caminhos de Geografia**, v. 8, n. 24, p. 76–85, 2007.
- IPCC. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories for Econ. Coop. Dev.** Paris: [s.n.].
- IPCC. **Good practice guidance for land use, land-use change and forestry**. INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Japan: [s.n.].
- IPCC. N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. In: H.S., E.; L., B.; K., M. ET AL. (Eds.). . **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme**. Hayama, Japan.: IGES, 2006. v. 4p. 664.
- IPCC. **Climate Change 2007: impacts, adaptation and vulnerability: contribution of Working Group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, UK,: Cambridge University Press, 2007a.
- IPCC. **Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**. NY: Cambridge University Press, 2007b.
- IPCC. Anthropogenic and natural radiative forcing. In: IN: NEWS, R. (ED. . (Ed.). . **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2013.
- JABRO, J. D. et al. Carbon dioxide flux as affected by tillage and irrigation in soil converted from perennial forages to annual crops. **Journal of Environmental Management**, v. 88, n. 4, p. 1478–1484, 2008.
- JAHANGIR, M. M. R.; ET, A. Denitrification potential in subsoils: a mechanism to reduce nitrate leaching to groundwater. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 18, 2011.
- JAISWAL, D. et al. Brazilian sugarcane ethanol as an expandable green alternative to crude oil use. **Nature Climate Change**, n. October, p. 1–8, 2017.
- JANTALIA, C. P. et al. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 82, n. 2, p. 161–173, 2008.
- JOBBAGY, E. G.; JACKSON, R. B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. **Ecological Applications**, v. 10, p. 423–436, 2000.
- JULIANO ASSUNÇÃO; BRENO PIETRACCI; SOUZA, P. Fueling Development: Sugarcane Expansion Impacts in Brazil. **Clim.Police Initiat.**, p. 1–56, 2016.
- JULIATTI, M. A. . et al. Cádmi em Latossolo Vermelho cultivado com milho em colunas: mobilidade e biodisponibilidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 4, p. 1075–1081, 2002.
- JUNIOR, P. R. D. R. et al. Soil carbon stock in silvopastoral system, pasture and sugarcane culture. **Idesia (Arica)**, v. 32, n. 1, p. 35–42, 2014.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace Elements in Soils and Plants**. third ed. Washington: [s.n.].

- KELLER, M.; REINERS, W. A. Soil Atmosphere Exchange of Nitrous-Oxide, Nitric-Oxide, and Methane Under Secondary Succession of Pasture to Forest in the Atlantic Lowlands of Costa-Rica. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 8, n. 4, p. 399–409, 1994a.
- KELLER, M.; REINERS, W. A. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide, and methane under secondary succession of pasture to forest in the Atlantic lowlands of Costa Rica. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 8, n. 4, p. 399–409, 1994b.
- KHALIL, K.; MARY, B.; RENAULT, P. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O₂ concentration. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, n. 4, p. 687–699, 2004.
- KIM, H.; KIM, S.; DALE, B. E. Biofuels, land use change, and greenhouse gas emissions: Some unexplored variables. **Environmental Science and Technology**, v. 43, n. 3, p. 961–967, 2009.
- LA SCALA, N.; BOLONHEZI, D.; PEREIRA, G. T. Short-term soil CO₂ emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 91, n. 1–2, p. 244–248, 2006a.
- LA SCALA, N.; BOLONHEZI, D.; PEREIRA, G. T. Short-term soil CO₂ emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 91, n. 1–2, p. 244–248, 2006b.
- LAKE, D. L. Sludge disposal to land. In: Heavy metals in waste. In: LESTER, J. N. (Ed.). **water and sludge treatment process**. Boca Raton: CRC Press, 1987. p. 91–130.
- LAL, R. Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. **Environmental Pollution**, v. 116, p. 353–362, 2002.
- LAL, R. D. A.-6/11. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. **Science**, v. 304, n. 5677, p. 1623–1627 ST- Soil Carbon Sequestration Impacts, 2004.
- LAPOLA, D. M. et al. Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 8, p. 3388–3393, 2010.
- LAPOLA, D. M. et al. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 1, p. 27–35, 2014.
- LAURANCE, W. F.; ET.AL. The fate of amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **The fate of amazonian forest fragments: a 32-year investigation**, v. 144, p. 56–67, 2011.
- LE MERAND, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. **European Journal of Soil Biology**, v. 37, p. 25–50, 2001.
- LORENÇATTO, R. **Determinação de multielementares em fertilizantes usando o MP-AES Agilent 4210.**, 2019.
- LORENZI, B. R.; ANDRADE, T. H. N. O ETANOL DE SEGUNDA GERAÇÃO NO BRASIL Políticas e redes sociotécnicas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 100, p. 1–19, 2019.
- LOTTERMOSER, B. G. Trace metal enrichment in sugarcane soils due to the long-term application of fertilisers, north Queensland, Australia: Geochemical and Pb, Sr, and U isotopic compositions. **Australian Journal of Soil Research**, v. 47, n. 3, p. 311–320, 2009.
- LOURENÇO, K. S. et al. Dominance of bacterial ammonium oxidizers and fungal denitrifiers in the complex nitrogen cycle pathways related to nitrous oxide emission. n. November 2017, p. 645–660, 2018.
- LOURENÇO, K. S. et al. Strategies to mitigate the nitrous oxide emissions from nitrogen fertilizer applied with organic fertilizers in sugarcane. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 1476–1486, 2019.
- LOURO, A. et al. Effect of slurry and ammonium nitrate application on greenhouse gas fluxes of a grassland soil under atypical South West England weather conditions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 181, p. 1–11, 2013.
- MACEDO, I. C.; SEABRA, J. E. A.; SILVA, J. E. A. R. Green house gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: The 2005/2006 averages and a prediction for 2020. **Biomass and Bioenergy**, v. 32, n. 7, p. 582–595, 2008.
- MANZATTO, C. V. et al. **Zoneamento Agroecológico da Cana-de Açúcar Expandir a produção, preservar a vida, garantir o futuro** Documentos 110. [s.l: s.n.].
- MARIANO, E. et al. Mineral nitrogen forms alter ¹⁴C-glucose mineralization and nitrogen transformations in litter and soil from two Sugarcane fields. **Applied Soil Ecology**, v. 107, p. 154–161, 2016.
- MARIN, F.; NASSIF, D. S. P. Climate change and the sugarcane in Brazilian: Physiology, conjuncture and future scenario. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 2, p. 232–239, 2013.
- MARQUES, O. M. et al. Teores de Cr, Ni, Pb e Zn em Argissolo Vermelho tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 7, n. 1, p. 133–143, 2007.
- MAZZETTO, A. M. et al. Improved pasture and herd management to reduce greenhouse gas emissions from a Brazilian beef production system. **Livestock Science**, v. 175, p. 101–112, 2015.
- MCLEAN, J. E.; BLEDSOE, B. E. Ground Water Issue Behavior of Metals in Soils. **Director**, p. 1–25, 1992.
- MELLO, F. F. C. et al. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 7, p. 605–609, 2014.
- MINARI, G. D. et al. Agricultural management of an Oxisol affects accumulation of heavy metals.

- Chemosphere**, v. 185, p. 344–350, 2017.
- MOSIER, A. et al. Methane and nitrous-oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. **Nature**, v. 350, n. 6316, p. 330–332, 1991.
- MOSIER, A. et al. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: Sources, sinks and mechanisms. **Environment, Development and Sustainability**, v. 6, n. 1–2, p. 11–49, 2004.
- MOSQUERA, O. et al. Carbon stocks and dynamics under improved tropical pasture and silvopastoral systems in Colombian Amazonia. **Geoderma**, v. 189–190, p. 81–86, 2012.
- NAVARRETE, A. A. et al. Multi-Analytical Approach Reveals Potential Microbial Indicators in Soil for Sugarcane Model Systems et al. (2015) Multi- Analytical Approach Reveals Potential Microbial Indicators in Soil for Sugarcane Model Systems. p. 1–19, 2015.
- NELSON, D.W.; SOMMERS, L. E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: PAGE, A.L., HELMKE, P.A., LOEPPERT, R.H., SOLUANPOUR, P.N., TABATABAI, M.A., JOHNSTON, C.T., SUMNER, M. E. (Ed.). **Methods of soil analysis. Part 2**. 2. ed. Madison, WI: American Society of Agronomy, 1996. p. 961–1010.
- NETO, M. S. et al. Greenhouse gas emission caused by different land-uses in Brazilian savannah. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 35, n. 1, p. 63–76, 2011.
- NOGUEIRA, T. A. R. et al. Short-term usage of sewage sludge as organic fertilizer to sugarcane in a tropical soil bears little threat of heavy metal contamination. **Journal of Environmental Management**, v. 114, p. 168–177, 2013.
- NOGUEIROL, R. C. et al. Concentrations of Cu, Fe, Mn, and Zn in tropical soils amended with sewage sludge and composted sewage sludge. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 4, p. 2929–2938, 2013.
- OJIMA, D. S.; AL., E. Assessment of C budget for grasslands and drylands of the world. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 70, p. 95–109, 1993.
- OLIVEIRA, D. M. DA S. et al. Soil carbon changes in areas undergoing expansion of sugarcane into pastures in south-central Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 228, p. 38–48, 2016.
- OLIVEIRA, D. M. DA S. et al. Assessing labile organic carbon in soils undergoing land use change in Brazil: A comparison of approaches. **Ecological Indicators**, v. 72, p. 411–419, 2017.
- OMWOMA, S. et al. Impact of fertilizers on heavy metal loads in surface soils in Nzoia Nucleus estate sugarcane farms in Western Kenya. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 85, n. 6, p. 602–608, 2010.
- ORGILL, S. E. et al. Sensitivity of soil carbon to management and environmental factors within Australian perennial pasture systems. **Geoderma**, v. 214–215, p. 70–79, 2014.
- ORGILL, S. E. et al. Removing grazing pressure from a native pasture decreases soil organic carbon in southern new south wales, Australia. **Land Degradation and Development**, v. 283, n. June 2016, p. 274–283, 2018.
- PERIS, M. et al. Increasing the knowledge of heavy metal contents and sources in agricultural soils of the European Mediterranean region. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 192, n. 1–4, p. 25–37, 2008.
- PHILIPPOT, L.; ET. AL. Ecology of denitrifying prokaryotes in agricultural soil. **Adv. Agron.**, v. 96, p. 249–305, 2007.
- PINTO, J. C. et al. Soil organic carbon stocks in a Brazilian Oxisol under different pasture systems. v. 2, p. 121–124, 2014.
- PIRES, M. V. et al. Nitrogen-use efficiency, nitrous oxide emissions, and cereal production in Brazil: Current trends and forecasts. **PLoS ONE**, v. 10, n. 8, p. 1–19, 2015.
- PITOMBO, L. M. et al. Exploring soil microbial 16S rRNA sequence data to increase carbon yield and nitrogen efficiency of a bioenergy crop. **GCB Bioenergy**, v. 8, n. 5, p. 867–879, 2016.
- PITOMBO, L. M. et al. Straw preservation reduced total N₂O emissions from a sugarcane field. **Soil Use and Management**, v. 33, n. 4, p. 583–594, 2017.
- POPIN, G. V. et al. Sugarcane straw management for bioenergy: effects of global warming on greenhouse gas emissions and soil carbon storage. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, p. 1–19, 2019.
- RAIJ, V. B. et al. **BOLETIM TÉCNICO N.º 100: RECOMENDAÇÕES DE ADUBAÇÃO E CALAGEM PARA O ESTADO DE SÃO PAULO**. 2ª edição ed. Campinas-SP: [s.n.].
- RAMALHO, J. F. G. P.; SOBRINHO, N. M. B. D. A. Heavy Metals Accumulation Due To the Use of Residues in Soils Cultivated with sugarcane. **Floresta e Ambiente**, v. 8, n. 1, p. 120–129, 2001.
- REICOSKY, D. C.; DUGAS, W. A.; TORBERT, H. A. Tillage induced soil carbon dioxide loss from different cropping systems. **Soil and Tillage Research**, v. 41, p. 105–118, 1997.
- REICOSKY, D. C.; LINDSTROM, M. J. Fall tillage method: Effect on short-term carbon dioxide flux from soil. **Agronomy Journal**, v. 85, n. 6, p. 1237–1243, 1993.
- REINSCH, T. et al. Renovation and conversion of permanent grass-clover swards to pasture or crops: Effects on annual N₂O emissions in the year after ploughing. **Soil and Tillage Research**, v. 175, n. October 2016, p. 119–129, 2018.
- RISK, A.; FORUM, A. Framework for Metals Risk Assessment. **EPA:USEPA-120/R-07/001**, 2007.

- ROBAK, K.; BALCEREK, M. Review of Second Generation Bioethanol Production from Residual Biomass. **Food Technology and biotechnology**, v. 56, n. 2, p. 0–3, 2018.
- ROLANDO, J. L. et al. Soil organic carbon stocks and fractionation under different land uses in the Peruvian high-Andean Puna. **Geoderma**, v. 307, n. March, p. 65–72, 2017.
- SÁNCHEZ-MARTÍN, L. et al. The influence of soluble carbon and fertilizer nitrogen on nitric oxide and nitrous oxide emissions from two contrasting agricultural soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, n. 1, p. 142–151, 2008.
- SANT'ANNA, A. C. et al. Ethanol and sugarcane expansion in Brazil: what is fueling the ethanol industry? **International Food and Agribusiness Management Review**, v. 19, n. 4, p. 163–182, 2016.
- SATTOLO, T. M. S. et al. Soil carbon and nitrogen dynamics as affected by land use change and successive nitrogen fertilization of sugarcane. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 247, p. 63–74, 2017.
- SEGURA-MUÑOZ, S. I. et al. Metal levels in sugar cane (*Saccharum* spp.) samples from an area under the influence of a municipal landfill and a medical waste treatment system in Brazil. **Environment International**, v. 32, n. 1, p. 52–57, 2006.
- SIGNOR, D. et al. Estoques de carbono e qualidade da matéria orgânica do solo em áreas cultivadas com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 5, p. 1402–1410, 2014.
- SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P.; CONANT, R. N₂O emissions due to nitrogen fertilizer applications in two regions of sugarcane cultivation in Brazil. **Environmental Research Letters**, v. 8, n. 1, p. 015013, 2013.
- SILVA-OLAYA, A. M. et al. Carbon dioxide emissions under different soil tillage systems in mechanically harvested sugarcane. **Environmental Research Letters**, v. 8, n. 1, 2013.
- SILVA-OLAYA, A. M. et al. Modelling SOC response to land use change and management practices in sugarcane cultivation in South-Central Brazil. **Plant and Soil**, v. 410, n. 1–2, p. 483–498, 2017.
- SILVA, F. B. V. et al. Assessing heavy metal sources in sugarcane Brazilian soils: an approach using multivariate analysis. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 8, 2016.
- SILVA, J. et al. Agriculture, Ecosystems and Environment Nitrous oxide emissions from sugarcane fields in the Brazilian Cerrado. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 246, n. May, p. 55–65, 2017.
- SIQUEIRA NETO, M. et al. Direct N₂O emission factors for synthetic N-fertilizer and organic residues applied on sugarcane for bioethanol production in Central-Southern Brazil. **GCB Bioenergy**, v. 8, n. 2, p. 269–280, 2016.
- SMITH, K. A. et al. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere. n. December, p. 779–791, 2003.
- SNYDER, C. S. et al. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 133, n. 3–4, p. 247–266, 2009.
- SOARES, A. DE P.; WEBER, O. L. DOS S.; ESPÍRITO SANTO, O. DO. Metais pesados em calcários do estado de Mato Grosso. **Geociências**, v. 34, n. 3, p. 465–474, 2015.
- SOARES, J. R. et al. Enhanced-efficiency fertilizers in nitrous oxide emissions from urea applied to sugarcane. **Journal of Environmental Quality**, v. 44, n. 2, p. 423–430, 2015.
- SOARES, J. R. et al. Nitrous oxide emission related to ammonia-oxidizing bacteria and mitigation options from N fertilization in a tropical soil. **Scientific Reports**, v. 6, n. July, p. 1–11, 2016.
- SOUSA NETO, E. et al. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, methane and carbon dioxide in a gradient of elevation in the coastal Brazilian Atlantic forest. **Biogeosciences**, v. 8, n. 3, p. 733–742, 2011.
- SPAROVEK, G. et al. Environmental, land-use and economic implications of Brazilian sugarcane expansion 1996–2006. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 14, n. 3, p. 285–298, 2009.
- SPERA, S.; VANWEY, L.; MUSTARD, J. The drivers of sugarcane expansion in Goiás, Brazil. **Land Use Policy**, v. 66, n. March, p. 111–119, 2017.
- STEUDLER, P. A. et al. Trace gas responses of tropical forest and pasture soils to N and P fertilization. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 16, n. 2, 2002.
- STIGLIANI, W.; AL., E. **Química ambiental**. . 2. ed. ed. São Paulo: 339 p., 2009.
- TEIXEIRA, J. M. et al. Estoque de nitrogênio total e relação C/N influenciados pelo sistema de manejo e uso do solo de Cerrado. **XXVIII Congresso Nacional de Milho e Sorgo**, p. 1928–1933, 2010.
- TILMAN, D. et al. Beneficial Biofuels—The Food, Energy, and Environment Trilemma. **Science**, v. 325, n. 5938, p. 270–271, 2009.
- TOWNSEND, C. R. Recomendações técnicas para o cultivo da cana-de-açúcar forrageira em Rondônia. . **Agência Embrapa de Informação Tecnológica**, n. 21, p. 1–5, 2000.
- UNICA. **Etanol total de 1980-1981 a 2018-2019**.
- USEPA. Ecological Soil Screening Level for Iron. **Eco-SSL**, 2003.
- USEPA. Ecological soil screening levels for Chromium. OSWER Directive 9285.7-66. **United States Environmental Protection Agency**, n. April, p. 1–82, 2005a.
- USEPA. Ecological soil screening levels for Cadmium. OSWER Directive 9285.7-68. **United States Environmental Protection Agency**, n. April, p. 1–139, 2005b.

- USEPA. Ecological Soil Screening Level for Lead. OSWER Directive 9285.7-70U. **US Environmental Protection Agency**, n. March, p. 118, 2005c.
- USEPA. Method 3051A: microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils. p. 1–34, 2007a.
- USEPA. Ecological Soil Screening Levels for Manganese - Interim final. OSWER Directive 9285.7-71. **U.S. Environmental Protection Agency**, n. April, p. 1–311, 2007b.
- USEPA. Ecological soil screening levels for Copper. OSWER Directive 9285.7-68. n. April 2008, p. 1–236, 2007c.
- USEPA. Ecological soil screening levels for Zinc. OSWER Directive 9285.7-68. **United States Environmental Protection Agency**, n. April 2008, p. 808, 2007d.
- VARGAS, V. P. et al. Sugarcane Crop Residue Increases N₂O and CO₂ Emissions Under High Soil Moisture Conditions. **Sugar Tech**, v. 16, n. 2, p. 174–179, 2014.
- VARGAS, V. P. et al. Sugarcane Straw, Soil Temperature, and Nitrification Inhibitor Impact N₂O Emissions from N Fertilizer. **Bioenergy Research**, v. 12, p. 801–812, 2019.
- VELDKAMP, E.; KELLER, M.; NUÑEZ, M. Effects of pasture management on N₂O and NO emissions from soils in the humid tropics of Costa Rica. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 12, n. 1, p. 71–79, 1998.
- VELDKAMP, E.; WEITZ, A. M.; KELLER, M. Management effects on methane fluxes in humid tropical pasture soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 33, n. 11, p. 1493–1499, 2001.
- WANG, Y. et al. Relationships between ammonia-oxidizing communities, soil methane uptake and nitrous oxide fluxes in a subtropical plantation soil with nitrogen enrichment. **European Journal of Soil Biology**, v. 73, p. 84–92, 2016.
- WEILER, D. A. et al. Carbon balance in sugarcane areas under different tillage systems. p. 778–788, 2019.
- WEITZ, A. M. et al. N₂O emissions from humid tropical agricultural soils: Effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 33, n. 7–8, p. 1077–1093, 2001.
- WILLIAMS, J. Global energy strategies. The implications of CO₂. **Futures**, v. 10, n. 4, p. 293–302, 1978.
- YADAV, D. V.; JAIN, R.; RAI, R. K. Impact of heavy metals on sugarcane. **in: Heavy metals on soils**, n. Chapter 16, p. 340–367, 2004.
- YU, L. et al. Methane uptake in global forest and grassland soils from 1981 to 2010. **Science of the Total Environment**, v. 607–608, p. 1163–1172, 2017.
- ZANATTA, J. A. et al. Nitrous oxide and methane fluxes in south brazilian gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 34, n. 1, p. 1653–1665, 2010.
- ZUURBIER, P.; VAN DE VOOREN, J. **Sugarcane ethanol: contributions to climate change mitigation and the environment**. Wageningen: Wageningen Academic, 2008.

APENDICE - A

Quadro mostrando os anos de cultivo e as principais atividades de manejo realizadas na área experimental de 2013 a 2019.

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
JAN	-	Amostragem (gases);	Amostragens (gases);	-	Amostragem (gases);	Amostragem (gases); Roçagem da pastagem;	Amostragem (gases); Roçagem da pastagem;
FEV	-	Amostragem (gases);	Amostragens (gases);	-	Amostragem (gases);	Amostragem (gases);	Amostragem (gases);
MAR	-	Amostragem (gases);	Amostragens (gases);	-	Amostragem (gases);	Amostragem (gases);	Amostragem (gases e densidade do solo);
ABR	-	Amostragem (gases);	Amostragens (gases);	Roçagem da pastagem;	Amostragem (gases);	Amostragem (gases);	Amostragem (gases e estoque de carbono);
MAI	-	Amostragem (gases);	Amostragens (gases);	-	Amostragem (gases); Roçagem da pastagem;	Amostragem (gases); Roçagem da pastagem;	-
JUN	-	Amostragem (gases); Roçagem pastagem;	Amostragens (gases);	-	Amostragem (gases);	Amostragem (gases e metais);	-
JUL	-	Amostragem (gases);	-	-	Amostragem (gases);	Amostragem (gases e metais);	-
AGO	Início do experimento;	Amostragem (gases);	-	-	Amostragem (gases);	Amostragem (gases);	-
SET	Amostragens (estoque de carbono e metais).	Amostragem (gases);	-	-	Amostragem (gases);	Amostragem (gases);	Final do experimento.
OUT	Amostragem (gases); Preparo do solo; Plantio da cana-de-açúcar; Fertilização inorgânica	Colheita da cana-de-açúcar; - Fertilização inorgânica;	Colheita da cana-de-açúcar; - Fertilização inorgânica;	Amostragem (gases); Colheita da cana-de-açúcar; Fertilização inorgânica;	Colheita da cana-de-açúcar;	Amostragem (gases); Colheita da cana-de-açúcar; Fertilização inorgânica;	-
NOV	Amostragem (gases, densidade do solo e carbono lábil);	Amostragens (carbono lábil, estoque de carbono e metais);	-	Amostragens (gases, carbono lábil);	Fertilização inorgânica; - Amostragem (gases);	Amostragem (gases e carbono lábil);	-
DEZ	Amostragem (gases);	Amostragens (gases); - Roçagem da pastagem;	-	Amostragens (gases); - Roçagem da pastagem;	Amostragem (gases);	Amostragem (gases);	-

APÊNDICE - B

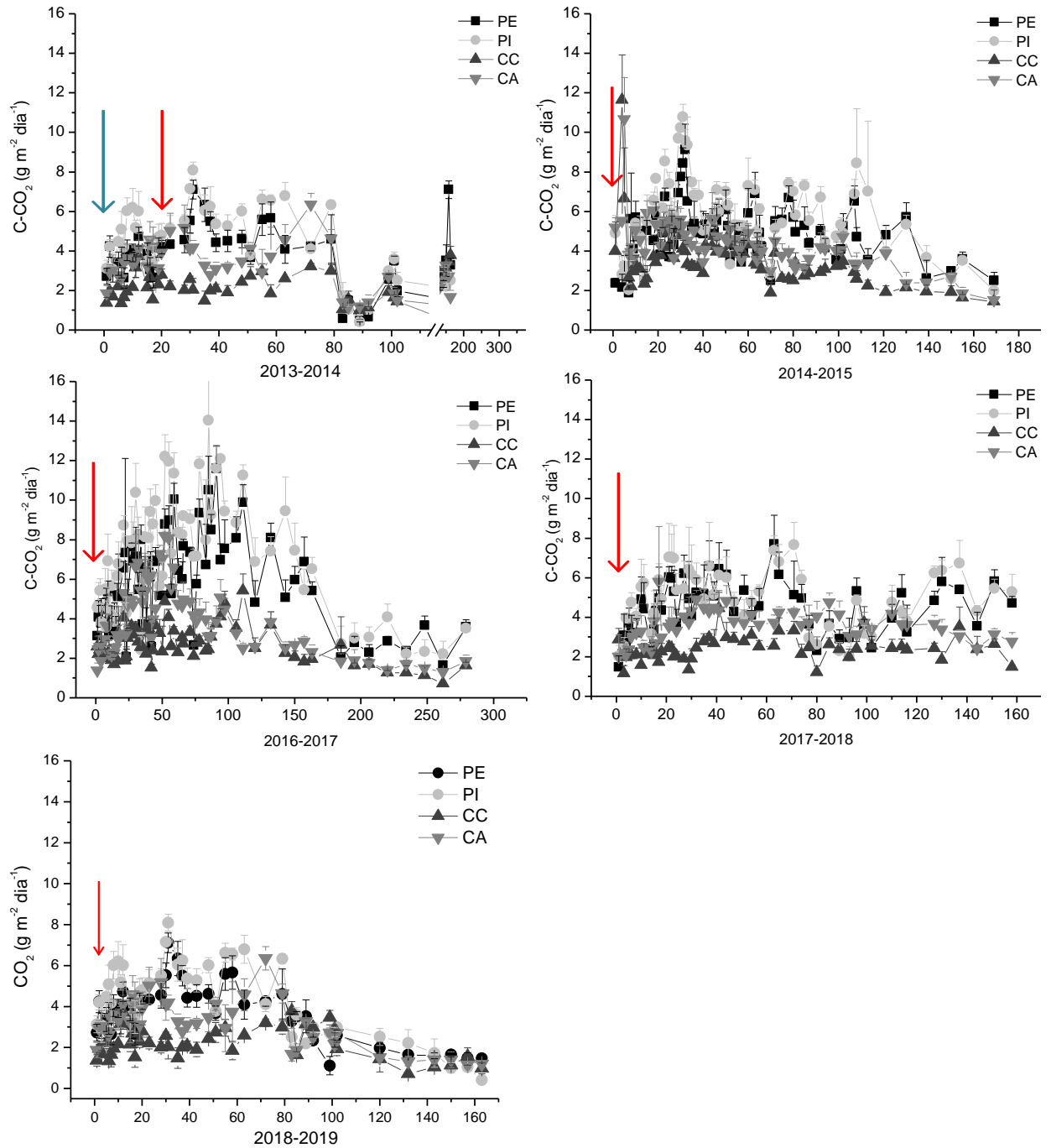
Teores de MPT observados por diferentes autores considerando modelos experimentais similares.

Citação	Cultura	Local	Fonte MPT	Tempo anos	Prof cm	Tipo solo	Método	MPT mg kg ⁻¹						
								Cr	Mn	Fe	Cu	Zn	Cd	Pb
Camillotti et al. 2007	Cana	Brasil	Vinhaça/LE ¹	3	0-10	Latossolo	-	31.9	ND ⁵	ND	ND	ND	1.80	32.90
Camillotti et al. 2009	Cana	Brasil	Vinhaça/ LE	-	10-20	Latossolo	AAS	29.67	ND	ND	ND	ND	1.58	24.08
Conceição et al. 2013	Cana	Brasil	FI ² /calcario	40	0-18	-	AAS	41	ND	ND	13	12	<1	29
Gonçalves et al. 2009	Cana	Brasil	Canais de vinhaça	-	0-25	Latossolo	AAS	17.6	225.3	700	12.5	15.3	0.8	14
Marques et al. 2007	Cana	Brasil	FI	1	0-20	Argissolo	AAS	28.6	ND	ND	ND	71.5	ND	23.1
Nogueirol et al. 2013	Cana	Brasil	LE	13	10-20	Hapludalfs	ICP-OES	ND	165.18	24455	13.53	47.82	ND	ND
Oliveira et al. 2001	Cana	Brasil	LE	2	0-20	Latossolo	AAS	18.14	ND	ND	26.17	50.03	ND	ND
Ramalho et al. 1999	Cana	Brasil	FI	25	10-20	Latossolo	-	ND	148.20	ND	ND	41.20	1.33	33.9
Ramalho et al. 2001	Cana	Brasil	Torta de filtro	20+	10-20	Cambissol	AAS	ND	1116	ND	ND	134.1	1.5	56.5
Silva et al. 1997	Cana	Brasil	LE/FI	2	0-20	-	ICP-OES	1.9	252	38	2.8	2.6	0.19	1.34
Silva et al. 2001	Cana	Brasil	LE/FI	272 d	0-20	Argissolo	ICP-OES	40.5	80	ND	20	60.9	0.5	9.8
Silva et al. 2016	Cana	Brasil	NE ³	-	0-20	-	ICP-OES	18.8	ND	ND	6.4	16.2	1.9	11.2
Rayment et al. 2002	Cana	Austrália	FI	10	0-25	-	ICP-OES	ND	ND	ND	74	193	0.11	16
Lottermoser et al. 2009	Cana	Austrália	FI	-	0-10	-	ICP-MS	ND	ND	ND	10.14	49.5	0.07	25.3
Yin et al. 2018	Cana	China	Vinhaça	7	0-20	Latossolo	ICP-MS	59.28	ND	ND	17.84	30.97	0.045	23.32
Barzegar et al. 2005	Cana	Irã	DAP ⁴ /Ureia	-	0-30	Inceptisols	DTPA	ND	ND	ND	ND	0.7	0.1	ND
Onwoma et al. 2010	Cana	Kenia	DAP/Ureia	-	0-20	-	AAS	146.95	ND	225	51.55	120	ND	55.59
Minari et al. 2017	Milho	Brasil	FI	50+	0-20	Latossolo	AAS	64	ND	ND	ND	ND	1.0	ND
Nacke et al. 2013	Milho	Brasil	FI	2	0-20	Latossolo	FAAS	1.31	ND	ND	ND	ND	1.68	47.43
Pierangeli et al. 2015	Diversas	Brasil	NE ³	-	0-20	Latossolo	-	82	51.6	ND	11.1	19.7	ND	30.8
Carbonelli et al. 2011	Milho	Espanha	FI	-	-	-	-	27.97	ND	ND	14.01	61	0.28	28.81
Garcia et al. 1996	Arroz	Espanha	FI	-	0-15	Latossolo	-	-	158	12537	20.35	55.8	1.83	45.96

¹LE: Lodo de esgoto.²FI: Fertilizante inorgânico³NE: não especificado.⁴DAP: diamonio fosfato⁵: não detectado.

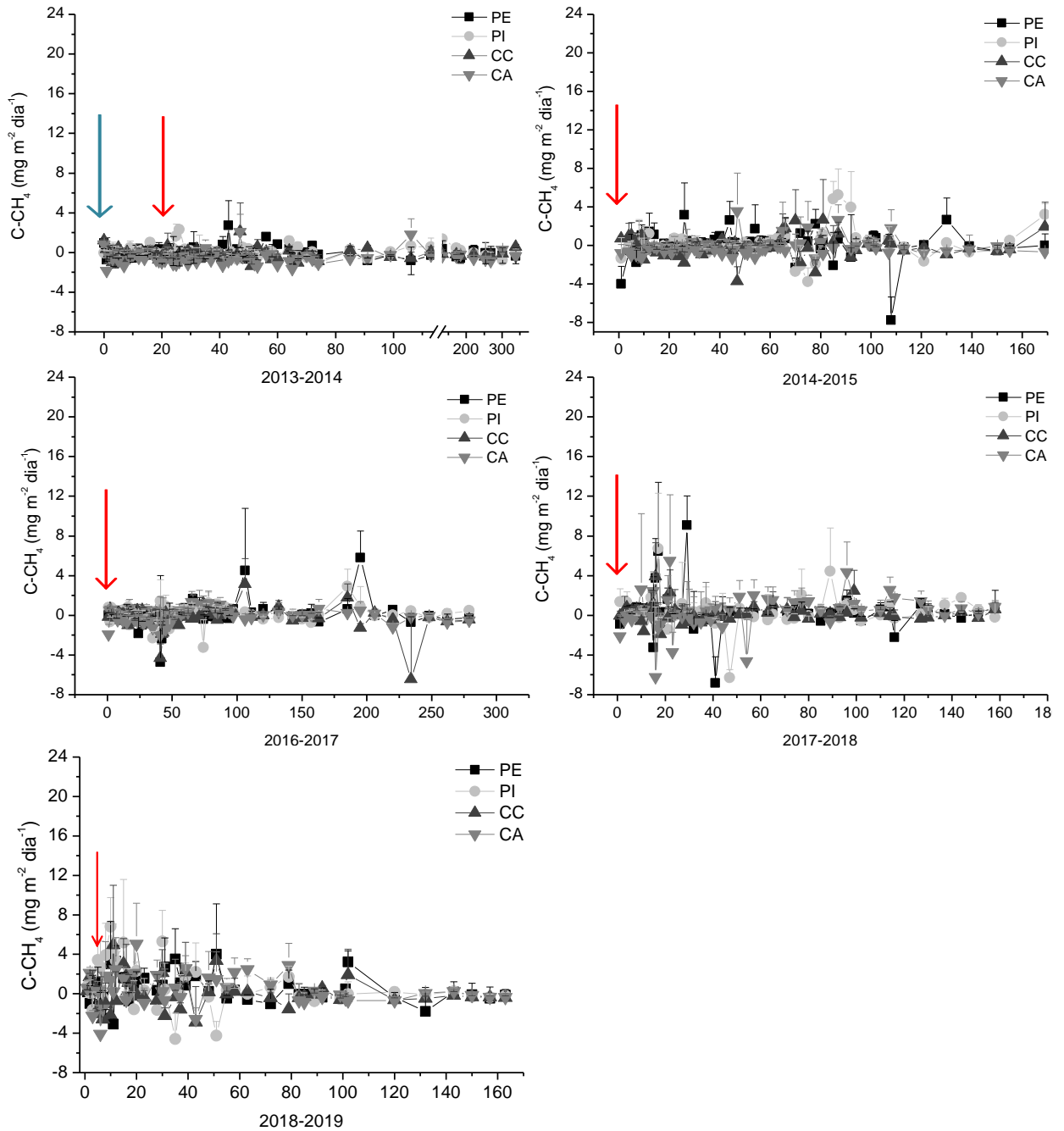
APÊNDICE - C

Dinâmica dos fluxos de CO_2 durante o período de manejo da pastagem e da cana-de-açúcar. A seta azul representa o momento do preparo do solo e as setas vermelhas indicam a aplicação de fertilizantes. No eixo x estão representados os dias de amostragem.



APÊNDICE - D

Dinâmica dos fluxos de CH_4 durante o período de manejo da pastagem e da cana-de-açúcar. A seta azul representa o momento do preparo do solo e as setas vermelhas indicam a aplicação de fertilizantes. No eixo x estão representados os dias de amostragem.



APÊNDICE - E

Dinâmica dos fluxos de N_2O durante o período de manejo da pastagem e da cana-de-açúcar. A seta azul representa o momento do preparo do solo e as setas vermelhas indicam a aplicação de fertilizantes. No eixo x estão representados os dias de amostragem.

