

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA**

ANA LUISA SOARES DE VASCONCELOS

**Emissão de gases de efeito estufa do solo devido à remoção de quantidades
de palha de cana-de-açúcar e à adubação nitrogenada**

Piracicaba

2016

ANA LUISA SOARES DE VASCONCELOS

**Emissão de gases de efeito estufa do solo devido à remoção de quantidades
de palha de cana-de-açúcar e à adubação nitrogenada
Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011**

**Dissertação apresentada ao Centro de Energia
Nuclear na Agricultura da Universidade de São
Paulo para obtenção do título de Mestra em
Ciências**

**Área de Concentração: Química na Agricultura e
no Ambiente**

Orientador: Prof. Dr. Carlos Clemente Cerri

Piracicaba

2016

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

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Vasconcelos, Ana Luisa Soares de

Emissão de gases de efeito estufa do solo devido à remoção de quantidades de palha de cana-de-açúcar e a adubação nitrogenada / Ana Luisa Soares de Vasconcelos; orientador Carlos Clemente Cerri. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2016.

83 p. : il.

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

1. Carbono 2. Ciclos biogeoquímicos 3. Etanol 4. Matéria orgânica do solo 5. Nitrogênio 6. Palhada 7. Resíduos vegetais como adubo 8. Vinhaça I. Título

CDU 504.7 (631.872 + 631.84)

*À minha mãe Sonia,
por todo o esforço e dedicação.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

Ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura pela oportunidade de participar deste prestigiado programa de Mestrado.

Ao orientador, Prof. Dr. Carlos Clemente Cerri pela oportunidade e confiança aplicada na condução projeto de pesquisa.

À Prof^a. Dra. Brigitte Feigl e ao Prof. Dr. Carlos Eduardo Cerri pelos conselhos e suporte científico.

Ao BNDES pelo suporte financeiro do projeto e à agência de fomento CAPES pela bolsa concedida durante o curso.

Aos funcionários e estagiários do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do CENA-USP não apenas me auxiliaram, mas me apresentaram com o bom humor e companheirismo Ralf, Lilian, Dagmar, Margatto, Zezinho, Sandra, William, Paulo, Maísa, Laís, Guilherme e Gean.

À funcionária da biblioteca do CENA – USP, Marília Henyei pelas correções e formatação desta dissertação.

Aos funcionários e estagiários da DELTA-CO₂, pelo apoio durante as fases iniciais do meu mestrado Bruno, Ricardo, Priscila, Cindy, Gabriel, Vinicius, Lana, Vitão, Pedro e Marcela.

Aos colegas e amigos do Projeto Palha e do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental: Arthur, Izaias, Silvia, Maristela, C-ntido, Maria Regina, Laisa, Ingrid, Zani, Paul, Tati, Naissa, Noveleiro, Letícia, Lucas. Aos pós doutorandos Marcos, André, Cherubin e Bruna, por sempre estarem dispostos a dividirem seus conhecimentos comigo.

À ESALQ, por me proporcionar mais um pouquinho de seus ares. Às minhas amigas Jandira, Avalon, Rafa e Xuântês. Aos amigos do laboratório multiusuários LPV (Kskata, Adriene, Txarli, Boia, D-20, Fadel e claro, Prof. Favarin).

Aos meus amigos da República K-labouço, que me ajudam a espalhar com boas risadas desde 2008. Ao meu Vibão, meus amigos Poços de Caldas, que conheço a tantos carnavais.

Ao Dipé, meu namorado, por me fazer tão bem.

E principalmente à minha família: meus queridos primos Isabela e Henrique e à minha mãe, avó e tia, devo tudo a vocês.

Obrigada!

EPIGRAFE

“A wise man ought always to follow the paths beaten by great men, and to imitate those who have been supreme, so that if his ability does not equal theirs, at least it will savour of it. Let him act like the clever archers who, designing to hit the mark which yet appears too far distant, and knowing the limits to which the strength of their bow attains, take aim much higher than the mark, not to reach by their strength or arrow to so great a height, but to be able with the aid of so high an aim to hit the mark they wish to reach”.

Nicolo Machiavelli

RESUMO

VASCONCELOS, A. L. S. **Emissão de gases de efeito estufa do solo devido à remoção de quantidades de palha de cana-de-açúcar e à adubação nitrogenada.** 2016. 83 p. Dissertação (Mestrado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.

A palha de cana-de-açúcar tem sido uma importante matéria prima para aumentar a produção de bioenergia no Brasil. Porém a dinâmica das emissões de gases de efeito estufa no campo devido à prática de remoção de palha ainda não é totalmente compreendida. O objetivo deste trabalho foi quantificar as emissões de GEE do solo devido à remoção da palha de cana-de-açúcar com e sem adição de nitrogênio. Foram realizados dois experimentos com câmaras amostrais de gás mantidas em condições naturais com quatro tratamentos: sem palha, 3, 6 e 12 Mg ha⁻¹, os quais equivalem as intensidades de 100, 75, 50 e 0% de remoção. O primeiro foi conduzido por 180 dias sem adição de N e o segundo experimento conduzido por 100 dias, foi adicionado 80 kg ha⁻¹ de N no sulfato de amônio e 32 kg ha⁻¹ de N na vinhaça. Conjuntamente ao experimento 1, foi conduzido um ensaio de decomposição com as mesmas quantidades de palha limitadas por caixas plásticas sem fundo (0,3 x 0,5 m). No Experimento 1 a presença de palha aumentou 35 - 45% os fluxos acumulados N₂O e CO₂ em relação ao solo descoberto. O influxo de CH₄ aumentou 40% na presença total de palha (12 Mg ha⁻¹) em relação ao sem palha. O fator de emissão de N₂O encontrado para a palha em decomposição foi de 0,2%. No Experimento 2 ocorreu uma intensificação das emissões devido à adubação nitrogenada, com isso as emissões em razão das quantidades de palhas não foram significantes. O fator de emissão médio foi de 0,42%. Os resultados indicam que a palha, sem N, possui um efeito na emissão de GEE e, que para manter o estoque de C do solo, é necessário a manutenção de pelo menos 6 Mg ha⁻¹ para compensar as perdas de CO₂ por respiração. Este trabalho contribuirá para os cálculos de pegada de carbono do bioetanol e na decisão da usina sobre a intensidade de remoção de palha de cana-de-açúcar para a produção de energia e etanol 2G.

Palavras-chave: *Saccharum* spp. Manejo de resíduos culturais. Bioenergia. Dióxido de carbono. Óxido nitroso. Metano. Decomposição.

ABSTRACT

VASCONCELOS, A. L. S. **Greenhouse gas emission due to sugarcane straw removal and nitrogen fertilization**. 2016. 83 p. Dissertação (Mestrado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.

Sugarcane straw has been point out as an important feedstock to increase bioenergy production in Brazil. However, the field greenhouse gas (GHG) emission dynamic due straw removing management is not completely understood yet. Two experiments were conducted with gas sampling chambers that was kept under natural conditions with four treatments: bare soil, 3, 6 and 12 Mg ha⁻¹, which is approximately the equivalent of the 100, 75, 50 and 0 % intensities of removing. The first was conducted for 180 days without the N addition and the second experiment was conducted for 100 day and its was added 80 kg ha⁻¹ N in ammonium sulfate and 32 kg ha⁻¹ N in the vinasse. Parallely to the experiment 1, a decomposing trial was conducted with the same straw amounts in a side limited bottomless plastic boxes (0.3 x 0.5 m). In Experiment 1, the presence of straw increased 35-45% the N₂O and CO₂ accumulated flux compared to the bare soil. While the influx of CH₄ increased by 40% in the maximum straw amount (12 Mg ha⁻¹) compared to zero. The N₂O emission factor found for the straw decomposition was 0.2%. In Experiment 2 occurred an intensification of emissions due to nitrogen fertilization which raised the average emission factor for 0.42%. Thus emission due straw quantities were not significant. The results indicate that the straw without N has an effect of GHG emissions, and in order to maintain the C stock in soil is need keep at least 6 Mg ha⁻¹ of straw to compensate for the loss of CO₂ thru respiration. This work will contribute to the bioethanol carbon footprint calculation and in the grower decision taking of straw removing intensity for energy and 2G ethanol.

Keywords: *Saccharum* spp. Crop residue management. Bioenergy. Carbon dioxide. Nitrous oxide. Methane. Decomposition.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Proporção global das emissões de gases de efeito estufa (a) Proporções globais entre as fontes emissoras de gases de efeito estufa (b).....	27
Figura 2	Média histórica dos últimos 10 anos de precipitação mensal (mm) e temperatura média do ar (°C) em Piracicaba, SP.....	32
Figura 3	Temperatura média do ar (°C) e precipitação diária (mm) durante os 180 dias de experimento	39
Figura 4	Emissões diárias de C-CO ₂ (mg m ⁻² h ⁻¹) (a); fluxos de C-CH ₄ (μg m ⁻² h ⁻¹) (b) e; de N-N ₂ O (μg m ⁻² h ⁻¹) (c) durante os 180 dias de experimento. Os tratamentos estão representados pelas quantidades de palha: sem palha, 3, 6, 12 Mg ha ⁻¹ . Os pontos representam a média (n = 4) e as barras verticais representam os erros padrões e; (i) representa a pluviosidade e a temperatura média	41
Figura 5	Emissões acumuladas de C-CO ₂ (g m ⁻²) (a); de C-CH ₄ (mg m ⁻²) (b) e; de N-N ₂ O (mg m ⁻²) (c) em 180 dias de experimento	45
Figura 6	Proporções entre as emissões de GEE em CO ₂ -eq. para cada quantidade de palha.....	47
Figura 7	Modelos exponenciais ajustados a decomposição das quantidades de palha de cana-de-açúcar depositadas no solo.....	48
Figura 8	Temperatura média do ar (°C) e precipitação diária (mm) durante os 100 dias de experimento	55
Figura 10	Emissões diárias de C-CO ₂ (mg m ⁻²) (a); de C-CH ₄ (μ m ⁻²) (b) e; de N-N ₂ O (μg m ⁻²) (c) em 100 dias no Experimento 2.....	57
Figura 11	Emissões acumuladas de C-CO ₂ (g m ⁻²) (a); de C-CH ₄ (mg m ⁻²) (b) e; de N-N ₂ O (mg m ⁻²) (c) em 100 dias no Experimento 2; os tratamentos estão representados pelas quantidades de palha: sem palha, 3, 6, 12 Mg ha ⁻¹	62
Figura 12	Proporções entre as emissões de GEE para cada quantidade de palha.....	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Caracterização dos atributos químicos selecionados do solo coletado na área experimental da Usina Bom Retiro em Capivari, SP	34
Tabela 2 -	Conversão dos fluxos acumulados de C-CH ₄ e N-N ₂ O em CO ₂ -equivalente (CO _{2e})	47
Tabela 3 -	Massa seca remanescente (%), tempo de meia vida e constante de decomposição da palha.....	48
Tabela 4 -	Porcentagens das emissões de C-CO ₂ em relação a taxa de perda da C (CO ₂ :C _{tx}) da palha e em relação ao C-remanescente (CO ₂ :C _R) na palha	50
Tabela 5 -	Conversão dos fluxos acumulados de C-CH ₄ e N-N ₂ O em CO ₂ -equivalente.....	64
Tabela 6 -	Emissões acumuladas de N-N ₂ O e fator de emissão (FE) das quantidades de palha de cana-de-açúcar depositada na superfície do solo com aplicação de N	65
Tabela 7 -	Compilação de trabalhos em cana-de-açúcar com palha com aplicação de N	67

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	19
1.1. Hipótese	21
1.2. Objetivo.....	21
2. REVISÃO DA LITERATURA.....	22
2.1. Biocombustíveis de primeira geração - um breve histórico.....	22
2.2. A produção de cana-de-açúcar no Brasil	24
2.3. A vinhaça	24
2.4. A palha da cana-de-açúcar e o bioetanol 2G	25
2.5. Efeito estufa e gases de efeito estufa em solos agrícolas.....	27
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	32
3.1. Localização e caracterização da área de estudo	32
3.2. Delineamento experimental e tratamentos.....	33
3.3. Preparação das câmaras amostrais	33
3.4. Instalação dos experimentos de gases.....	34
3.5. Amostragem e quantificação dos fluxos de GEE	35
3.6. Instalação e coletas da palha durante sua decomposição.....	37
3.7. Análises dos resultados	38
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
4.1. Experimento 1 - Efeito da palha nos fluxos dos GEE	39
4.1.1. Condições climáticas no período experimental	39
4.1.2. Fluxos diários de GEE da palha.....	40
4.1.3. Fluxos acumulados de GEE da palha	43
4.1.4. Fluxos de GEE em CO ₂ -equivalente e suas proporções	45
4.1.5. Decomposição da palha e as emissões de GEE	46
4.1.6. Fator de emissão de N ₂ O da palha	50
4.1.7. Considerações sobre o Experimento 1	50

4.2. Experimento 2 - Efeito da palha com adição de N nos fluxos dos GEE.....	54
4.2.1. Condições climáticas no período experimental.....	54
4.2.2. Fluxos diários de GEE da palha	55
4.2.3. Fluxos acumulados de GEE da palha com adição de N.....	59
4.2.4. Fluxos de GEE em CO ₂ -equivalente e suas proporções	62
4.2.5. Fator de emissão do N ₂ O da palha com N	63
4.2.6. Considerações do Experimento 2.....	66
5. CONCLUSÕES.....	68
REFERÊNCIAS.....	69

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas o aumento da demanda energética e preocupação com as mudanças climáticas aumentaram significativamente a produção de bioenergia (FAO, 2011). No Brasil, essa demanda impulsionou o cultivo da cana-de-açúcar, considerada uma das matérias-primas mais economicamente e ambientalmente sustentável para a produção de bioetanol do mundo (GOLDEMBERG; COELHO; GUARDABASSI, 2008)

O Brasil é responsável por 35% da produção mundial de cana-de-açúcar. Em 2015 foram colhidos 655 milhões de toneladas de colmos em 9,7 milhões de hectares (COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB, 2016), sendo a região centro-sul do país responsável por aproximadamente 91% da produção nacional deste colmo (CONAB, 2015).

No passado, os canaviais eram queimados para aumentar a eficiência do corte manual e o transporte do campo para a usina (RIPOLI; RIPOLI, 2004). No entanto os particulados emitidos pela queima resultaram na redução da qualidade do ar e problemas de saúde para a população das cidades entorno das áreas produtoras (MARTINELLI et al., 2002; CANÇADO et al., 2006; TSAO et al., 2011). Portanto, a partir do início dos anos 2000, com o decreto (Lei Estadual 47.700, de 11 de março de 2003, que regulamenta a Lei Estadual 11.241, de 19 de setembro de 2002) a queima prévia do canavial para a colheita foi proibida e, gradualmente substituída pela colheita mecânica. Na safra 2013/2014 84% da cana-de-açúcar do estado de SP foi colhida sem queima (UNICA, 2016). Esta mudança no manejo fez com que o resíduo pós-colheita (palha, folhas verdes e ponteiros) passasse a se acumular na superfície do solo.

A quantidade de palha anualmente produzida pela cana-de-açúcar é aproximadamente 14 (7,4-24,3) Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (LEAL et al., 2013). A manutenção palha da cana na superfície do solo é benéfica, pois promove o acúmulo de carbono no solo e a ciclagem de nutrientes (PRADO; PANCELLI, 2008; CERRI et al., 2011), protege contra a erosão e compactação do solo aumenta a atividade biológica (SPAROVEK; SCHNUG, 2001; FRACETTO, 2013), proporciona o controle de ervas daninhas (LUCA et al., 2008) reduz as variações de temperatura (DOURADO-NETO et al., 1999) e a disponibilidade de água (TOMINAGA et al., 2002). No entanto, esses benefícios ambientais estão contrabalançados por um possível aumento das emissões dos gases de efeito estufa (GEE) (CARMO et al., 2013; SILVA OLAYA et al., 2013). De fato, sabe-se que as principais fontes de GEE no campo em cultivos agrícolas são associadas à manutenção dos resíduos culturais e a adubação nitrogenada

(BRASIL, 2010). Essas emissões de GHG são principalmente N_2O (FAO, 2015) e correspondem a 10% das emissões totais oriundas do cultivos agrícolas (CERRI et al., 2009). O aumento nas emissões dos GEE devido à palha de cana-de-açúcar deve ser proporcionada por dois principais motivos: primeiramente ao aumento do fornecimento de substrato aos micro-organismos (*e.g.*, C oxidável e fontes reativas N) em razão da decomposição da palha (FIRESTONE; DAVIDSON, 1989; IQBAL et al., 2010). A outra razão está relacionada ao aumento das condições propícias ao desenvolvimento da microbiota do solo que produz os GEE (*e.g.*, alta umidade do solo, baixa troca gasosa no solo, sítios de anaerobiose) proporcionada pela manutenção da palha (PITOMBO et al., 2016; ZHU et al., 2016). Afinal, após o primeiro corte, a palha mantém cobrindo o solo durante todo o período de condução e crescimento da cana soca, num ciclo de deposição-decomposição.

Os estudos que avaliaram as emissões dos GEE provenientes da manutenção ou remoção de resíduos culturais sobre o solo não são conclusivos com relação ao aumento ou redução dos fluxos dos gases (CAMPBELL et al., 2014; VARGAS et al., 2014; PITOMBO et al., 2016; SIQUEIRA NETO et al., 2016). Contudo, em todos os estudos, os autores comentaram que devido à alta variabilidade dos resultados é difícil determinar a interação entre fatores que podem influenciar nas emissões dos GEE.

A palha da cana é um resíduo com uma alta relação C:N, ~ 100 (LEAL et al., 2013), e possui uma grande quantidade de lignina e polifenóis que reduzem a taxa de decomposição e disponibilização de nutrientes (ABIVEN et al., 2005; FORTES et al., 2012; FRIMPONG; ADU; BAGGS, 2014;). Desta forma, como possui baixas concentrações de N e C prontamente assimiláveis, entende-se que este material é fonte de nutrientes e energia escassa para os processos microbiológicos. E portanto, não é um potencial ativador de micro-organismos e emissor de GEE. Contudo, o aumento nas emissões pode ocorrer devido à outra razão: o seu papel da palha na superfície do solo como promotor das condições edáficas.

Por outro lado, o aumento na co-geração de energia a partir da queima de biomassa e, mais recentemente, a tecnologia da produção de etanol de celulósico ou bioetanol 2G (segunda geração), aumentou o interesse da agroindústria pela remoção da palha remanescente nos canaviais (GOLDEMBERG; COELHO; GUARDABASSI, 2008). O bioetanol 2G é produzido pela fermentação de açúcares provenientes da transformação de materiais celulósicos (DASHTBAN et al., 2009; BHATIA; JOHRI; AHMAD, 2012). Estima-se que a retirada de 50% de palha, quando convertida em açúcar, poderá aumentar em 35% a produção de bioetanol (ADLER; DEL GROSSO; PARTON, 2010). Além desse ganho direto, o aumento na produção de bioetanol de cana deverá reduzir a pressão sobre a abertura

de novas áreas, sendo mudança de uso da terra um dos grandes vilões do aquecimento global (EGESKOG et al., 2016).

Desta forma a partir do aumento demanda energética e de biocombustíveis aumenta-se a valorização desta palha e portanto, o aumento da pressão sobre a sua remoção no campo. (DAVIS et al., 2012) Isto tem ocorrido tanto durante a colheita, a partir do recolhimento de uma parte dos resíduos culturais junto com os colmos ou, por meio do enfardamento da palha deixada no campo com posterior transporte dos fardos para a agroindústria.

1.1. Hipóteses

A remoção de quantidades palha de cana-de-açúcar proporcionam condições físico-químicas de decomposição distintas que reduzem a quantidade e alteram as proporção de gases de efeito estufa (CO_2 , CH_4 , N_2O) emitidos pelo o solo.

A adição de fertilizantes nitrogenados aumentam a quantidade e alteram a proporção dos gases de efeito estufa (CO_2 , CH_4 , N_2O).

1.2. Objetivos

Quantificar as emissões de gases do efeito estufa (CO_2 , CH_4 e N_2O) com remoções de quantidades de palha de cana-de-açúcar no solo com e sem N (vinhaça e sulfato de amônio).

Para atingir o objetivo principal foram delineados os seguintes objetivos específicos:

- Quantificar as emissões diárias e acumuladas dos principais GEE provenientes (das intensidades) de remoção de palha de cana-de-açúcar (Experimento 1)
- Determinar as diferenças nas proporções de emissão dos GEE do solo (Experimento 1);
- Relacionar a decomposição da palha de cana-de-açúcar e emissão de GEE (Experimento 1);
- Quantificar as emissões diárias e acumuladas dos principais GEE provenientes a remoção de palha de cana-de-açúcar adubada com N (Experimento 2);
- Determinar as diferenças nas proporção das emissão dos GEE do solo (Experimento 2);
- Calcular o fator de emissão dos gases estufa das quantidades de palha com e sem adubação N.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. Biocombustíveis de primeira geração - um breve histórico

No início dos anos 1970, as hostilidades no conflito árabe-israelense lançou pressão econômica sobre os preços do petróleo, que quadruplicou em 1974, passando de US\$ 3/barril para cerca de US\$ 12 (WALTZ, 2002; NYE JUNIOR, 2002). Na busca por alternativas energética em substituição aos combustíveis derivados do petróleo, neste período houve o incentivo da popularização dos motores adaptados ao uso do etanol - obtido da fermentação alcoólica de monossacarídeos, provenientes das reservas energéticas dos vegetais (*i.e.*, beterraba, cereais, cana-de-açúcar, etc.). Neste sentido, o governo brasileiro criou o Pró-Álcool (Programa Nacional do Álcool) como política de popularização dos veículos movido a álcool e, desta forma, aumentar da produção do bioetanol.

Atualmente, os biocombustíveis líquidos é a solução mais viável para conciliar a redução das emissões dos GEE ao crescente número de veículos. Até 2050, acredita-se que o número de veículos atingirá de 1,7 a 2,1 bilhões. E até lá, os biocombustíveis poderão contribuir com 30% da demanda total de combustíveis (SOUZA et al., 2015). Nos anos 2000, os biocombustíveis eram a aposta mundial da mitigação dos GEE. Novas políticas e regulamentos foram implantados visando estimular a produção para substituir os combustíveis fósseis. No Brasil e nos EUA as metas foram agressivas (*i.e.*, US. EISA¹ de 2007 em que foi estipulado o uso de 22,3 bilhões de galões de combustíveis renováveis até 2020 e iNDC² brasileira de 2005 que compromete-se a reduzir 37% das emissões de CO₂) até 2025, tornando-os, entre outros fatores, os maiores produtores e usuários de bioetanol (HOEKMAN, 2009; SOUZA et al., 2015).

Os EUA são o maior produtor mundial de bioetanol feito a partir de amido extraído dos grãos de milho (USDA, 2016), sendo responsável por 52% (56,1 bilhões de litros) da produção de biocombustíveis do mundo em 2015. O Brasil é o segundo maior produtor mundial, respondendo a 26% (28,6 bilhões de litros) do bioetanol produzido e, o maior exportador – responsável por ~ 40% de bioetanol comercializado no mundo. No entanto o bioetanol brasileiro é feito a partir do açúcar extraído dos colmos de cana-de-açúcar. (OECD-FAO, 2015).

¹ Energy Independence and Security Act of 2007. Public Law 110-140 to 110th Congress.

² intended Nationality Determined Contribution of 2005. Lei 12.187/2009.

Há 10 anos atrás a produção dos biocombustíveis gerou muitas críticas, principalmente relacionadas à baixa eficiência do processo produtivo, isto é, a falta de tecnologia na conversão de colmos (cana) e grãos (milho) em biocombustível, que tinham por consequência a necessidade do uso extensas áreas para este fim (MELAMU; VON BLOTTNITZ, 2011). As implicações destas críticas foram relacionados à segurança alimentar, a mudança de uso da terra e desmatamento (SPANGENBERG, 2008; SEARCHINGER et al., 2008; ANDERSON-TEIXEIRA et al., 2009; LISKA; PERRIN et al., 2009).

Desta forma, a real mitigação das emissões de GEE foi colocada em xeque a partir das pesquisas de análise ciclo de vida dos biocombustíveis. Estes estudos apontaram para um aumento nas emissões de GEE devido à dois principais motivos: a mudança de uso da terra direta e indireta e as grandes quantidades de fertilizantes usados na produção da matéria-prima, principalmente N que contribuem para problemas ambientais, como a emissão de N₂O e seu consequente impacto no aquecimento global (CHERUBINI et al., 2009; CRUTZEN et al., 2008; FARGIONE et al., 2008; HARRIS; SPAKE; TAYLOR, 2015).

Neste contexto, alguns autores argumentaram sobre a necessidade da não generalização dos biocombustíveis, afinal cada biocombustível produto possui um ciclo de vida independente, e, portanto, uma pegada de carbono diferente (*e.g.*, matéria prima, forma de produção, fonte energética e país de origem) (BÖRJESSON, 2009). Estes estudos indicaram que a cana-de-açúcar brasileira tem potencial de reduzir em até 85% das emissões de GEE em relação aos combustíveis fósseis (SEARCHINGER et al., 2008), enquanto o bioetanol de milho norte-americano poderia dobrar as emissões ao longo de 30 anos .

Os motivos que acarretam a maior sustentabilidade agrícola do uso da cana-de-açúcar em relação ao milho como matéria prima de biocombustível estão relacionados à alta produtividade, ao baixo revolvimento do solo (apenas na reforma de 5 a 7 anos). A baixa demanda por fertilizante nitrogenado (MACEDO et al., 2008; ROBINSON et al., 2011). No Brasil outra vantagem é a baixa quantidade de nitrogênio aplicado na cana-de-açúcar que varia de 60 a 100 kg ha⁻¹ ano⁻¹, sendo que em boa parte das áreas a cultura é pouco a não responsiva a adubação de N (HARTEMINK et al. 2008; OTTO et al., 2016). Isso é uma vantagem não apenas em relação a adubação do milho - média americana da adubação de milho é de 160 a 200 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (USDA, 2016) - mas também em relação a cana-de-açúcar de outros países com Austrália – média de adubação de cana-de-açúcar de 160 a 200 kg N ha⁻¹ (WOOD et al., 2001). Sendo necessário o olhar individual de cada biocombustível e suas cadeias produtivas.

2.2. A produção de cana-de-açúcar no Brasil

O Brasil é responsável por 35% da produção mundial de cana-de-açúcar, sendo que mais da metade da produção (55%) concentra-se no estado de São Paulo (CONAB, 2016). Sua produção destina-se a produção de açúcar, energia e etanol. Recentemente, o aumento da demanda global por biocombustíveis incentivou uma maior produção de cana, assim, a expansão da área plantada foi a solução mais rápida. A cultura ocupa uma área de 9,7 Mha o dobro de 10 anos atrás (CONAB, 2016).

Na cana-de-açúcar, o corte e o manejo do canavial é baseado no teor de açúcar total do colmo. Quando este atinge o valor esperado para a variedade cultivada (11 - 18%) - que conforme a variedade e as práticas de manejo ocorrerão entre 12 e 18 meses - procede-se o corte do canavial (RIPOLI; RIPOLI, 2004). O corte pode ser manual ou mecanizado. No caso de corte manual era comum proceder à queima prévia do canavial, para facilitar a colheita. Porém com o corte mecanizado, a cana passou a ser colhida sem queima e, os resíduos culturais a permanecer na superfície do solo e atualmente, ser recolhido para a produção de energia e futuramente, etanol 2G (MACEDO; LEAL; SILVA, 2004).

2.3. A vinhaça

A vinhaça é o principal resíduo utilizado no campo. Sua produção ocorre durante a etapa de destilação após a fermentação do mosto (SHEEHAN; GREENFIELD, 1980), a cada litro de etanol produzido são gerados entre 10 e 18 L de vinhaça (FREIRE; CORTEZ, 2000). A composição da vinhaça se caracteriza pela alta concentração de C (8000 a 22000 g dm⁻³) e açúcares residuais de baixa eficiência da destilação (WILKIE; RIEDESEL; OWENS, 2000; FREIRE; CORTEZ et al., 2000). Quanto a concentração de nutrientes, o mais abundante é o potássio, seguido de cálcio e magnésio e, em menores concentrações, nitrogênio e fósforo. O que confere a vinhaça um significativo potencial para substituir fertilizantes sintéticos (DE BARROS; VIEGAS; DA SILVA, 2010; SILVA; BONO; PEREIRA, 2014; FUESS; GARCIA, 2012). Hoje, a vinhaça é utilizada nas áreas distantes até 35 km da usina (UNICA, 2016). E, sua aplicação segue normativa estabelecidas pela CETESB P4.231 /dez./06, a fim de evitar a poluição do solo e águas.

2.4. A palha da cana-de-açúcar e o bioetanol 2G

A demanda energética mundial, principalmente voltada ao setor de transporte, aliada a necessidade de mitigação das emissões dos GEE, apontam a necessidade do aumento quantitativo por biocombustíveis líquidos, mais especificamente do bioetanol. Contudo, somente a expansão de áreas de cultivo devido à razões ambientais e econômicas é limitada, pois, somente no Brasil, seriam necessários mais 6 milhões de hectares adicionais para produção de cana-de-açúcar até 2021 (GOLDEMBERG, 2014).

Diante disso, pesquisas recentes tem estudado a tecnologia para a produção do bioetanol celulósico como uma alternativa viável para maximizar a produtividade do setor de biocombustíveis. Trata-se de um etanol produzido a partir da transformação de materiais lignocelulósicos em açúcares e, posteriormente fermentados gerando o bioetanol (HAHN-HÄGERDAL et al., 2006; HALLIN; BRAKER; PHILIPPOT, 2007). Dessa forma, todos os tipos de resíduos lignocelulósicos apresentam potencial para se tornar matéria prima de etanol 2G, principalmente a palha da cana-de-açúcar - uma vez que apresenta grande quantidade de biomassa de material celulósico (SANTOS et al., 2012).

A palha por muito tempo foi vista como um problema operacional, desta forma o canavial todo era queimado para facilitar e aumentar a velocidade da colheita manual (RIPOLI; RIPOLI, 2010). Essas queimadas além de fonte de GEE (principalmente CO₂) causavam problemas respiratórios na população de cidades próximas devido ao aumento de material particulado (TSAO et al., 2011; CANÇADO et al., 2006). Com decreto da Lei Estadual 47.700, de 11 de março de 2003, que regulamenta a Lei Estadual 11.241, de 19 de setembro de 2002, ficou estabelecido a eliminação gradativa do emprego do fogo nos canaviais paulistas. Segundo a UNICA (2016), a área colhida com cana-de-açúcar sem queima da palhada, na safra 2014/15, foi de 4 milhões de hectares, o que representa quase 84% da área total plantada no país.

A produção média de palha no solo varia entre 7,4-24,3 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (LEAL et al., 2013) e sua manutenção possui um papel fundamental na saúde do solo. Entre essas vantagens está a ciclagem de nutrientes (PRADO; PANCELLI, 2008), o acúmulo de carbono no solo e (CERRI et al., 2011), proteção contra a erosão e compactação do solo, aumento da atividade biológica (SPAROVEK; SCHNUG, 2001; FRACETTO, 2013), controle de ervas daninhas (LUCA et al., 2008), redução das variações de temperatura (DOURADO-NETO et al., 1999) e da disponibilidade de água (TOMINAGA et al., 2002).

O tempo de permanência deste resíduo no solo depende da velocidade de decomposição de material vegetal (LANDERS, 1995), que por sua vez é dependente dos fatores ambientais e quantidade e qualidade dos resíduos adicionados ao solo (GARCIA-RUIZ; BAGGS, 2007). Os resíduos da cana-de-açúcar possuem uma relação C:N em torno de 100 e alto teor de lignina e celulose (LEAL et al., 2013) que torna alta a taxa de decomposição do resíduo (FARONI et al., 2002; LEAL et al., 2013). Em estudos de decomposição os valores encontrados foram entre 50 a 61% de perda de C durante um ano, variando de acordo com a quantidade de palha adicionada (ZOTELLI, 2012; FORTES et al., 2012; SOUSA JUNIOR, 2015).

A manutenção total do resíduo também pode apresentar desvantagens agrônomicas devido à alta produção de biomassa deste resíduo, a alta permanência (*i.e.*, baixa decomponibilidade devido à alta C:N) e deposição anual - como a dificuldade de rebrota das cana-soca (PRADO et al., 2008; MANECHINI et al., 2000), do desenvolvimento superficial (0-20 cm) do sistema radicular (SMITH et al., 2005), aumento na incidência de pragas de solo (DINARDO-MIRANDA; FRACASSO, 2013) e, a menor eficiência da adubação em razão da maior imobilização de nutrientes (TRIVELIN et al., 2013). Alguns trabalhos ainda apontam para o aumento das emissões de GEE em decorrência da manutenção de palha de cana-de-açúcar no solo (CARMO et al., 2013; VARGAS et al., 2014; PITOMBO et al., 2016).

Desta forma, há um grande potencial para a palha de cana-de-açúcar ser empregada como fonte de biomassa para produção do bioetanol celulósico (2G) e bioenergia (RIPOLI; RIPOLI, 2010). Trata-se de um grande passo para as reduções de GEE dos biocombustíveis, pois, com a retirada da palha que, potencialmente pode contribuir para as emissões de GEE do campo, além do aumento sobre a produtividade devido ao maior aproveitamento da cultura bioenergética, proporciona a redução da pressão para a mudança de uso da terra. Afinal, estima-se que para a atual tecnologia de produção do bioetanol 2G, utilizando aproximadamente 50% da palha que permanece no campo tem potencial de aumentar em 35% a produção do bioetanol (ADLER; DEL GROSSO; PARTON, 2010).

A remoção parcial dos restos de colheita para produção de biocombustível parece ser uma estratégia viável para mitigar a emissão de gases do efeito estufa (GEE) do solo (DENDOOVEN et al., 2012). No entanto, os resultados dos estudos disponíveis por meio de modelagem, que abordam os efeitos da remoção de resíduos sobre as emissões de GEE do solo, simularam apenas a remoção completa da palha, algo que prejudicaria os benefícios proporcionados pela manutenção da palha e ainda, pode ocasionar um aumento em 7% nas emissões devido à redução do sequestro de C no solo conforme foi relatado no milho por

Liska et al. (2014). Desta forma, são necessários estudos para avaliar os impactos da retirada de quantidades de palha, de forma que ocorra um equilíbrio da retirada de palha, que seja viável pela agroindústria e a fração mantida no solo que maximize/mantenha os benefícios para o ambiente.

2.5. Efeito estufa e gases de efeito estufa em solos agrícolas

O efeito estufa é um fenômeno natural do planeta, causado pela presença de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera, entre os quais se incluem o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), e gases fluoretados como hidrofluorcarbonos (HFCs), perfluorcarbonos (PFCs), hexafluoreto de enxofre (SF_6) (IPCC, 2014). Entre os GEE, o CO_2 se destaca por sua maior proporção (aprox. 76% do total de GEEs) na atmosfera do planeta, seguido do CH_4 , N_2O e dos gases fluoretados (Figura 1A).

Estes gases aprisionam o calor na atmosfera, regulando a temperatura média da superfície da Terra, atualmente em $15\text{ }^\circ\text{C}$. Sem este fenômeno, a temperatura média seria de $-18\text{ }^\circ\text{C}$ (USEPA, 2016). Contudo, a concentração destes gases tem aumentado, ocasionando as elevações das médias térmicas e suas implicações conhecidas com Mudanças Climáticas. O Painel Internacional sobre as Mudanças Climáticas (IPCC, 2014) prevê que o aumento da temperatura média global entre de 1 a $3\text{ }^\circ\text{C}$ até o ano de 2050.

Dentre emissões antrópicas de GEE, o setor agrícola, florestal e a mudança de uso da terra são responsáveis por cerca de 25% das emissões (Figura 1B). Desta forma, é necessário entender os principais processos de produção desses gases e os fatores que interferem suas emissões no meio agrícola.

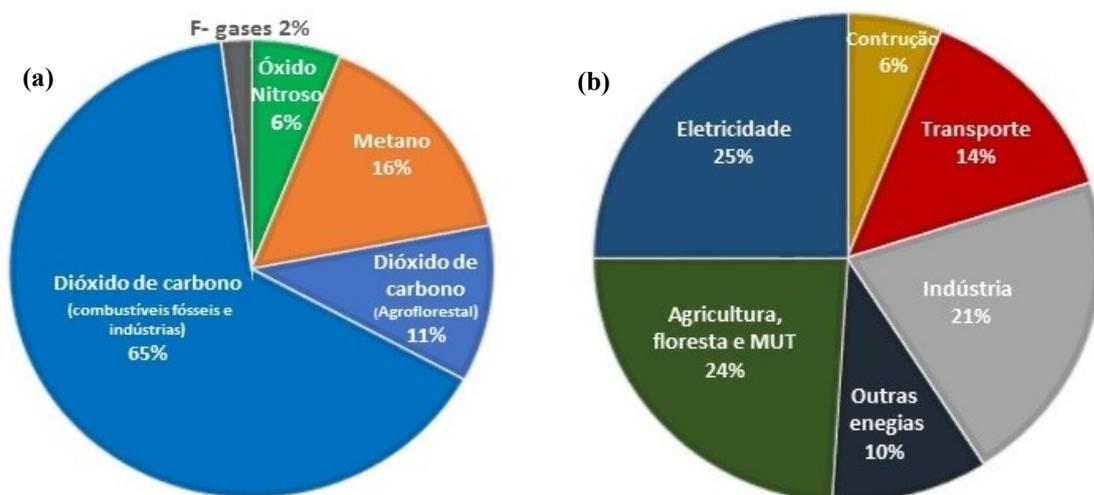


Figura 1 - Proporção global das emissões de gases de efeito estufa (a) Proporções globais entre as fontes emissoras de gases de efeito estufa (b). Fonte: IPCC (2014), baseado nas emissões globais de 2010.

O dióxido de carbono (CO₂) é o principal contribuinte antropogênico do aquecimento global e o mais abundante. Em razão disso todos os potenciais de aquecimento global são realizados em função do potencial de aquecimento do dele, como denominador em definição dos PAG, o que permite comparações entre os impactos cumulativos de um determinado GEE em uma quantidade equivalente em massa de CO₂, num determinado período (MASTERS; ELA, 2008). Atualmente, a concentração de CO₂ atmosférico tem aumentado em 3.4 ± 0.1 Pg C ano⁻¹ (EPA, 2016). Dentre as fontes emissoras cerca de 25% são originadas de solos. O solo é um importante reservatório de carbono, contém cerca de 1500 Pg C, o dobro do conteúdo de C da atmosfera (KIRCHMANN et al., 2004). A manutenção desta reserva de carbono é depende principalmente do balanço entre a mineralização e a imobilização, isto é entre entrada de material orgânico e saída via CO₂.

As emissões de CO₂ do solo é, sobretudo, decorrência da respiração da rizosfera e da microbiana do solo (SILVA-OLAYA et al., 2013). Isto faz que as emissões de CO₂ sejam dependentes de fatores como disponibilidade de O₂, umidade, temperatura, além da fonte de energia - C, estes fatores que regem a atividade e população microbiana no solo (ROCHETTE et al., 1991).

Um dos principais fatores que interfere no consumo de matéria orgânica, e portanto nas emissões de CO₂ do solo, é a presença de O₂. Assim manejos que contribuem para a aeração do solo, como aração e gradagem, aumentam a perda de matéria orgânica (REICOSKY et al., 1999) por meio do revolvimento do solo quebra os macroagregados (complexos organo-minerais, formados por ligações entre compostos de C presentes na matéria orgânica do solo com os minerais de argila do solo (DUXBURY et al., 1989; STEVENSON, 1999), expondo o carbono que se encontra protegido no interior dos agregados, ocasionado a sua mineralização e, conseqüente, emissão de CO₂ (CAMBARDELLA; ELLIOTT, 1992). Assim, a perda de C na forma de CO₂ é fortemente correlacionada com a intensidade da ruptura dos agregados e volume do solo revolvido (DAO, 1998; RASTOGI et al., 2002; LA SCALA et al., 2006; REICOSKY; ARCHER, 2007; TEIXEIRA et al., 2011).

As práticas conservacionistas de solo tendem a reduzir a mineralização da matéria orgânica, pois, além de manter o C dentro dos agregados, favorece a manutenção do C imobilizado nos resíduos na superfície do solo. Isto ocorre em sistemas de cultivo como plantio direto, assim como em culturas perenes e semi-perenes que promovem a manutenção dos resíduos culturais no campo, criando um “colchão de palha” ou cobertura morta (LAL et al., 1995; BERNOUX et al., 2005; DING et al., 2007; SILVA-OLAYA et al., 2013).

De maneira geral, após a adição de resíduos, ocorre um aumento das emissões de CO₂ em decorrência do aumento da população e intensidade respiratória de micro-organismos. Esse rápido estímulo aos micro-organismos perante a adição do material orgânico é chamado de efeito *priming* (KUZYAKOV; FRIEDEL; STAHR, 2000; KUZYAKOV, 2010). E, após esse período de crescimento da biomassa e atividade microbiana, há uma estabilização na atividade e os produtos da decomposição serão incorporados na forma de matéria orgânica estável, sequestrando assim o C atmosférico no solo (CERRI et al., 2011).

O metano (CH₄) é o segundo gás de efeito estufa mais abundante na atmosfera (CICERONE; OREMLAND, 1988). Apesar de possuir um período de residência na atmosfera de 12 anos, apresenta um potencial de aquecimento global 25 vezes maior que o CO₂ (IPCC, 2007). Esse potencial se deve a sua estrutura química, que o permite absorver a luz infravermelha em 7,66 μm, ou seja, uma região espectral na qual a água e o gás carbônico não absorvem (RAMANATHAN, 1985; DICKINSON; CICERONE, 1986).

Os estudos de amostras de ar aprisionadas em cores de gelo retirados na Antártida e na Groelândia foram mensurados as concentrações de metano atmosférico em períodos pré-históricos, quando as concentrações ainda não haviam sofrido perturbação antrópica. Os valores encontrados nestes estudos durante os período glaciais e interglaciais variaram entre 400 e 700 ppb, respectivamente (ETHERIDGE et al., 1998). Atualmente a concentração atmosférica deste gás encontra-se superior a 1780 ppb (DLUGOKENCKY et al., 2009), aumentando a uma taxa de 7 ppb ano⁻¹ (SPAHLNI et al., 2005; IPCC, 2007).

A metanogênese é um processo complexo, que depende de várias etapas e conseqüentemente de vários substratos até a produção de ATP. Ferry (2010) descreve a necessidade de seis coenzimas no processo de metanogênese [ferredoxina (Fd), methanofuran (MFR), tetrahydromethanopterin (H4MPT), coenzima F420 (F420), coenzima M (CoM) e coenzima B (CoB)] e, três como principais substratos para as archaeas metanogênicas: CO₂, acetato e grupos metil. Existem dois processos de metanogênese - a hidrogenotrófica e a acetotrófica. Na hidrogenotrófica os micro-organismos são capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono, isto é, o CO₂ atua como acceptor de elétrons que é posteriormente reduzido a CH₄. No caso da metanogênese acetotrófica, os micro-organismos convertem diretamente o carbono orgânico na forma de acetato em metano (MCINERNEY; BRYANT, 1981; SOUBES, 1994; CHERNICHARO, 1997).

As fontes biogênicas naturais de metano são exemplificada pela eructação dos ruminantes, digestão da celulose em cupins, degradação geológica sedimentos marinhos e água doce (O'CONNOR et al., 2010) e, principalmente, em áreas alagadas de água doce

(CHEN; PRINN, 2006) E As fontes antropogênicas correspondem por 63% das emissões totais de metano. Desta porcentagem, 7% correspondem a áreas agrícolas em terras secas e 10% os arrozais irrigados por inundação (NAZARIES et al., 2013).

Por outro lado, em solos não inundados prevalece a oxidação de CH₄, auxiliando no consumo do metano atmosférico. Apesar desde consumo ser pequeno, como essas áreas são extensas, o consumo se torna significativo em níveis globais (LE MER; ROGER, 2001). Estima-se que 10% do metano atmosférico são consumidos pelos solos, sendo os solos florestais e de ambientes extremos como desertos e geleiras os mais eficientes neste processo (IPCC, 1995). Contudo, quando perturbados os micro-organismos metanotróficos (*i.e.*, preparo do solo), podem ter sua capacidade de oxidação do metano comprometida (BALL et al., 1999). Outro fator que inibe os metanotróficos é a presença de NH₄⁺ em altas concentrações (LAUREN et al., 1994). Segundo alguns trabalhos o amônio inibe a oxidação do CH₄ no solo ao competir pela enzima monoxigenase, que exerce a função de catalisar a oxidação de CH₄ (MOSIER et al., 1991; MAJUMDAR; MITRA, 2004).

O óxido nitroso (N₂O) é um gás traço (baixas concentrações na atmosfera - detectadas em partes por bilhão em volume) de longa duração, acima de 120 anos e que está naturalmente presente na atmosfera. Este gás é capaz de absorver a radiação infravermelha e retransmiti-lo sob a forma de energia térmica com um potencial de aquecimento de 298 vezes maior do que o CO₂ (IPCC, 2001), além disso, o N₂O juntamente com outros NO_x participam diretamente na destruição do ozônio estratosférico (RAVISHANKARA et al., 2009).

Assim como para o metano, as amostras de ar contidas no gelo Antártico mostraram que a concentração de N₂O atmosférico manteve-se em 270 ppbv desde o último período glacial até a chamada Revolução Verde, quando houve o advento do uso de fertilizantes nitrogenados (FLÜCKIGER et al., 1999). No entanto, atualmente, a concentração aumentou para 325,9 ppbv, com um aumento absoluto médio durante a última década de 0,82 ppbv ano⁻¹ (WMO, 2014).

A atividade agrícola com aplicação de grandes quantidades de fertilizantes nitrogenado obtidos a partir da síntese de Haber-Bosch é a fonte mais importante de N₂O para a atmosfera (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). Na 2ª Comunicação Nacional à Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima do Brasil estima-se que 84% (456,8 Gg) do total das emissões de N₂O no Brasil foram em solos agrícolas, dos quais 17% (77,8 Gg) foram devido ao uso de fertilizantes sintéticos e resíduos culturais (BRASIL, 2010). Estimativas do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2007) mostraram que em

condições climáticas favoráveis aproximadamente 1% do fertilizante nitrogenado aplicado pode ser emitido na forma de N_2O .

Os principais produtores de N_2O são os micro-organismos que são responsáveis pela transformação N no solo (BOUWMAN, 1998). O N_2O é um produto intermediário de ambas as vias de nitrificação e desnitrificação (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). A nitrificação ocorre quando o amônio (NH_4^+) é sequencialmente oxidado para nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) sob condições aeróbicas, a formação do N_2O ocorre com a redução do NO_2^- . A desnitrificação, em contraste, consiste na redução de NO_2^- e NO_3^- para N_2 (como produto final) na condição anóxica por processos anaeróbios (MEYER et al., 2008; CHEN et al., 2012). Por fim, a produção de N_2O também pode ocorrer através da oxidação anaeróbica de amônio (anammox), em que o N_2O resulta da nitrificação parcial (THOMSON et al., 2012).

O consumo de N_2O pelo solo é possível, entretanto, CHAPUIS-LARDY et al. (2007) concluíram que o influxo de N_2O não é relevante globalmente. Uma vez que, os autores ao revisarem o consumo de N_2O por solos agrícolas, identificaram que a maioria dos estudos que suportam essa hipótese foi realizada *in vitro* com os solos mantidos em ambientes com alto potencial de redutor, sendo, desta forma, pouco representativo em condições de campo.

Além deste aspecto, há uma limitação gênica para o consumo de N_2O , pois em contraste com os numerosos mecanismos de formação de N_2O no solo (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013), há apenas um gene responsável por reduzir o N_2O em N_2 (N_2OR) que se encontra nas bactérias desnitrificantes. E ainda, a inativação da enzima relacionada a este gene (N_2OR) ocorre em várias situações como; baixo pH, presença de oxigênio e ausência do agrupamento Cu-S no seu sítio catalítico (ZUMFT; MATSUBARA, 1982; THOMSON et al., 2012).

3. MATERIAL E MÉTODOS

Para atingir os objetivos deste estudo foram realizados dois experimentos simultâneos com as mesmas quantidades de palha de cana-de-açúcar, em que apenas um, (Experimento 2) houve a adição de N. As quantidades de palha de cana-de-açúcar foram depositadas em câmaras para coleta de amostras de ar, durante 180 (Experimento 1) e 100 dias (Experimento 2). As amostras foram analisadas no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (USP/CENA).

Paralelamente, em uma área contígua a instalação dos experimentos de GEE, foi instalado um ensaio para monitorar a taxa de decomposição da palha da cana-de-açúcar depositada sobre o solo. Este ensaio de decomposição está descrito no Experimento 1 e serviu para comparar e relacionar as taxas de decomposição com as emissões de CO₂.

3.1. Localização e caracterização da área de estudo

Os experimentos foram instalados no Centro de Energia Nuclear na Agricultura (USP/CENA) situado em Piracicaba, SP (latitude 22 ° 41' 55" S, longitude 47 ° 33' 33" O) (Figura 2). O clima local é subtropical de inverno seco e verão quente (Cwa), segundo a classificação de Köppen, com média anual de temperatura de 22 °C e precipitação de 1.400 mm.

Os experimentos começaram no mês de janeiro e finalizaram no mês de abril (Experimento 2) e agosto (Experimento 1 e ensaio de decomposição) de 2016.

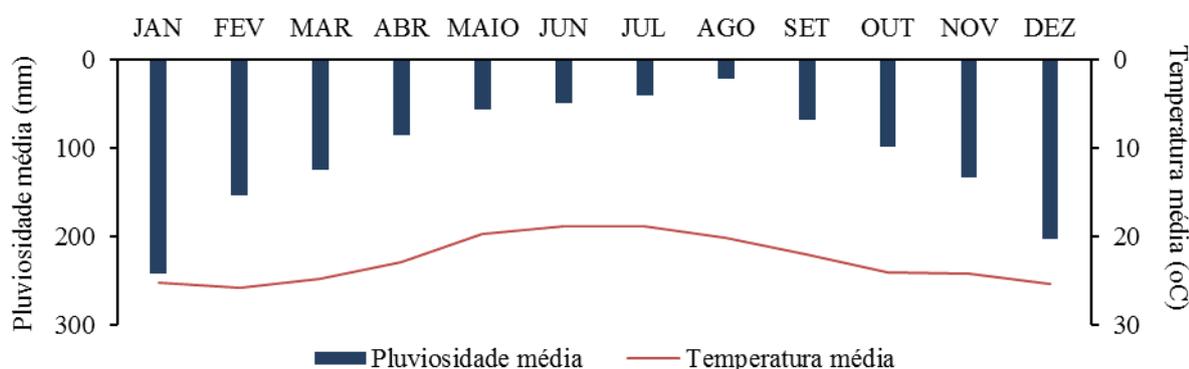


Figura 2 – Média histórica dos últimos 10 anos de pluviosidade mensal (mm) e temperatura média do ar (°C) em Piracicaba, SP. Fonte: Dados climáticos da Estação Meteorológica da ESALQ-USP (2016).

3.2. Delineamento experimental e tratamentos

Para atingir o objetivo foi realizado dois experimentos com câmaras amostrais de gás mantidas em condições naturais de luminosidade e chuva, com quatro tratamentos: sem palha, 3, 6 e 12 Mg ha⁻¹. No Experimento 2 foram os mesmo tratamentos com adição de fertilizante nitrogenado (80 kg ha⁻¹ de N no sulfato de amônio e 32 kg ha⁻¹ de N na vinhaça) sobre as quantidades de palha.

O ensaio de decomposição foi instalado em blocos dispostos em faixas, sendo quatro blocos, cada um com três faixas e três linhas. As faixas corresponderam aos tratamentos e, as linhas corresponderam aos tempos coleta da palha (30, 70, 120 dias após a instalação). Os tratamentos estudados corresponderam as três quantidades de palha de cana-de-açúcar (3, 6, 12 Mg ha⁻¹ de massa seca).

3.3. Preparação das câmaras amostrais

Os Experimentos 1 e 2 foram realizados em câmaras amostrais em condições não controladas. As câmaras amostrais foram confeccionadas em tubos de policloreto de polivinil (PVC) com 20 cm de diâmetro e área de 0,314 cm².

Para determinar a massa de palha depositada na superfície do solo, em outubro de 2015, procedeu-se uma amostragem em campo após a colheita de primeiro corte da variedade CTC-14. Para isso foi utilizado um gabarito de metal de 0,25 m² (0,5 x 0,5 m) distribuído aleatoriamente no campo repetido vinte vezes. Toda a palha presente no gabarito foi recolhida e, em seguida transportada ao LBA (Laboratório de Biogeoquímica Ambiental) onde foram determinadas as massas fresca e seca e, os teores de C e N totais.

Para as determinações de massa seca e análise elementar, o material foi seco em estufa de circulação de ar a 60 °C até atingir massa constante. As concentrações de C e N totais nas amostras de palha foram determinadas usando o analisador elementar (LECO CN 2000[®], St. Joseph, Michigan). Assim a quantidade de palha produzida foi estimada em 12 Mg ha⁻¹ com uma composição de 42% de C e 0,82% de N.

O solo dos experimentos foi coletado e classificado como um Latossolo Vermelho distrófico (EMBRAPA, 2013) de textura médio argilosa com 59% de areia, 7% de silte e 34% de argila.

A caracterização física e química do solo foi realizada no Laboratório de Solos do Departamento de Solos e Nutrição de Plantas (ESALQ/USP) e estão apresentados na

Tabela 1. O pH foi determinado em água. A matéria orgânica (MO) foi determinada pelo método titulométrico de Walkley-Black - digestão úmida com dicromato de potássio (NELSON; SOMMERS, 1982). O fósforo disponível, potássio e sódio foram extraídos via resina extratora Mehlich 1. A soma de bases (SB), CTC potencial foi calculado conforme Raij e Quaggio (1983).

Tabela 1 - Caracterização dos atributos químicos selecionados do solo coletado na área experimental da Usina Bom Retiro em Capivari, SP

Atributos	pH	MO ¹	P-disp ²	H+Al	SB ³	CTC ⁴
	água	(g dm ⁻³)	(mg dm ⁻³)		(mmol dm ⁻³)	
0 - 5 cm	7,7	23	27	< 0,1	51,9	67,9
5-10 cm	6,1	19	32	4	19,5	69,5
10-20 cm	4,7	15	44	13	8,4	62,4
30-50 cm	4,3	10	10	11	7	50
50-70 cm	4,5	10	2	15	45	4,5
70-100 cm	4,7	8	2	9	35	6,9

MO¹ = matéria orgânica, P-disp² = fósforo disponível, SB³ = Soma de bases, CTC⁴ = Capacidade de troca de cátions potencial.

Ainda em novembro de 2015 iniciou-se a montagem das câmaras amostrais. Na parte inferior foi colocado uma malha de aço (0,53 mm) e instalada uma saída de drenagem. Na parte superior foi instalada a válvula para a coleta de gás. As câmaras amostrais foram dispostos em uma estrutura metálica suspensa para evitar contato com o chão. Em dezembro de 2015, o solo foi adicionado respeitando a sequência das camadas coletadas no campo. As quantidades de palha depositadas em cada câmara amostral foi de 37,6; 18,8; 9,4 g equivalente a quantidades 12, 6 e 3 Mg ha⁻¹; respectivamente.

3.4. Instalação dos experimentos de gases

Com o termino do preparo das câmaras amostrais procedeu-se um período de vinte dias de descanso em condições ambientais para estabilização da coluna de solo.

As doses de fertilizantes objetivaram representar quantidades comumente utilizadas na maioria dos canaviais do centro-sul do Brasil. Para a aplicação de vinhaça utilizou-se uma dose equivalente a 150 m³ ha⁻¹ (0,5 ml por câmara) e, para o sulfato de amônio na dose equivalente a 80 N ha⁻¹ (9,5 g por câmara), ambos aplicados sobre a palha.

Para os cálculos da adubação de sulfato de amônio utilizou-se o espaçamento duplo (1,5 x 0,9). A vinhaça utilizada no Experimento 2 foi coletada no dia 10 de dezembro na usina Costa Pinto, situada em Piracicaba - SP. A coleta foi realizada diretamente na válvula da bomba na saída da usina sentido tanque de resfriamento. A vinhaça foi armazenada em garrafas de polietileno tereftalato (PET) à temperatura de -5 °C. Para a caracterização físico-química as amostras foram diluídas em proporção 1:9 e analisadas em triplicata no LBA. Foi determinado o pH em pHmetro modelo: 611 (Orion Research™, Boston, Mass.) e a condutividade elétrica no condutivímetro digital modelo: 501 (Orion Research™, Boston, Mass.). A leitura do amônio foi realizada pelo método colorimétrico e, o nitrato por condutividade, ambos realizados em analisador de fluxo contínuo (RUZICKA; HANSEN, 1981). O carbono total dissolvido foi determinado no equipamento TOC-V_{CPN} (Shimadzu® Kyoto, Japão) contendo um módulo TNM-1 para determinação do nitrogênio total dissolvido. Os resultados das análises físico-química da vinhaça foram pH de 4,5; condutividade elétrica de 4,03 mS cm⁻¹; conteúdo de amônio de 8,80 mg dm⁻³ e; nitrato de 0,66 mg dm⁻³; teor de carbono total dissolvido de 6,73 g L⁻¹ e o nitrogênio total dissolvido de 0,49 g L⁻¹ e uma Relação C:N de 13,7.

3.5. Amostragem e quantificação dos fluxos de GEE

A amostragem dos gases teve início no dia 04 de janeiro de 2016, em ambos os experimentos. Para o Experimento 1, a frequência amostral foi diária até o vigésimo dia de experimento. Depois desse período as amostragens dos gases foram espaçadas, a cada dois ou três dias até durante o primeiro mês, passando a ser amostrada semanalmente até 180 dias.

Para o Experimento 2, no dia 05 de janeiro foi aplicada a vinhaça e depois de sete dias procedeu-se a aplicação do sulfato de amônio em 12 de janeiro de 2016. Após a aplicação da vinhaça, a frequência amostral foi diária até o décimo primeiro dia após aplicação do sulfato de amônio. Depois desse período as amostragens dos gases foram espaçadas, primeiramente, a cada dois ou três dias até 30 dias, passando a ser amostrada semanalmente até 100 dias.

Durante todo o período de condução dos experimentos as câmaras amostrais permaneceram abertas ao ambiente, sendo fechados somente no momento das amostragens de ar. As amostras de ar foram coletadas entre o período das 9:00 e 12:00 h conforme sugerido por Rochette e Eriksen-Hamel (2008). Durante a coleta as câmaras permaneceram fechadas com um a tampa hermética.

As amostragens dos GEE consistiram na coleta do ar retido nas câmaras em seringas náilon de 20 ml (Becton Dickinson Ind. Surgical Inc.) contendo uma válvula de retenção. As amostras contendo os GEE foram coletadas nos tempos 0, 15, 30 e 45 minutos.

Após coletadas, as amostras de ar foram encaminhadas ao LBA para análises. A determinação das concentrações de gases foi realizada por cromatografia gasosa no equipamento SRI-GC-110[®] (Torrance, USA) com coluna empacotada HAYESP[™] mantida a 82 °C para a separação molecular dos gases. Os gases CH₄ e CO₂ foram quantificados através do FID (Flame Ionization Detector), e o N₂O via ECD (Electron Capture Detector) operando a 325 °C. O fluxo dos GEE foi calculado pela alteração linear das concentrações em função do tempo de incubação dentro das câmaras, de acordo com a Equação 1 (HUTCHINSON; LIVINGSTON, 1993).

$$\text{Fluxo GEE} = \frac{(\delta \text{GEE})}{\delta t} \times \frac{V}{A} \times m \times \frac{P}{T \times R} \quad (1)$$

sendo: $(\delta [\text{GEE}] / \delta t)$ é a variação da concentração de GEE em função do tempo, seja ele o CO₂, CH₄, N₂O ($\mu\text{mol mol}^{-1} \text{s}^{-1}$); V é o volume que o ar ocupa na câmara (m^3); A é a área (m^2); m é o peso molecular do gás (g mol^{-1}); P é o potencial de pressão atmosférica (atm); T é a temperatura do solo (Kelvin) e R é a constante dos gases ($0.082 \text{ atm L mol}^{-1} \text{ K}$).

A emissão acumulada de gases ao longo do período experimental foi calculada pela interpolação linear dos fluxos obtidos entre duas coletas sucessivas e a integração numérica da área da curva foi realizada pela regra do trapézio (WHITTAKER; ROBINSON, 1967). Os fluxos de CH₄ e N₂O foram convertidos em CO₂ equivalente (CO₂e) de acordo com seu potencial de aquecimento global (Equações 2 a 4):

$$\text{CO}_2\text{e (CO}_2) = \text{CO}_2 \times (12/44) \quad (2)$$

$$\text{CO}_2\text{e (CH}_4) = \text{CH}_4 \times (16/12) \times (12/44) \times 25 \quad (3)$$

$$\text{CO}_2\text{e (N}_2\text{O)} = \text{N}_2\text{O} \times (44/28) \times (12/44) \times 298 \quad (4)$$

sendo: CO₂ = fluxo de CO₂; N₂O = fluxo de N₂O; CH₄ = fluxo de CH₄; (12/44) = relação entre o peso molecular do carbono e do CO₂; (16/12) = relação entre o peso molecular do CH₄ e do carbono; 25 = potencial de aquecimento global do CH₄ em relação ao CO₂; (44/28) = relação entre o peso molecular do N₂O e do nitrogênio 298 = potencial de aquecimento global do N₂O em relação ao CO₂.

O fator de emissão do N₂O foi calculado nos tratamentos com adição de fertilizantes (vinhaça e sulfato de amônio). O cálculo foi realizado conforme o IPCC (2006) descrito na equação 5:

$$FE (\%) = \frac{(\sum N_2O_{insumo} - \sum N_2O_{controle})}{N_{aplicado_{insumo}}} \times 100 \quad (5)$$

sendo: FE (%) = Fator de emissão; “ $\sum N_2O$ fertilizante” é o fluxo acumulado das emissões de N_2O das câmaras do tratamento, “ $\sum N_2O$ controle” é o fluxo acumulado das emissões de N_2O das câmaras controle, e “N aplicado fertilizante” é a quantidade do N aplicado dentro da câmara.

3.6. Instalação e coletas da palha durante sua decomposição

O experimento foi instalado dia 15 de dezembro de 2015 em um canavial recém-colhido em uma área próxima ao CENA. A palha de cana-de-açúcar (var. SP 80-3280) foi depositada no solo e delimitada por uma estrutura plásticas (0,20 m x 0.50 m) e uma tela hexagonal de aço galvanizado para evitar a perda do material. A quantidade de palha depositada equivalente aos tratamentos 12 Mg ha^{-1} , 6 Mg ha^{-1} , 3 Mg ha^{-1} foram respectivamente 307 g, 153,7 g e 76,7 g equivalente. As coletas do resíduo em decomposição foram realizadas logo após a instalação, e aos 30, 70 e 120 dias após a instalação (DAI) do experimento. Após cada coleta as amostras foram pesadas e secas em estufas de ventilação forçada a $70 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 72 horas, quando eram novamente pesadas.

A dinâmica da decomposição dos restos vegetais (Equação 5) foi obtida através do modelo matemático, apresentado na equação abaixo proposta por Thomas e Asakawa (1993):

$$R = I \cdot e^{-k \cdot t} \quad (6)$$

sendo: R é a fração remanescente em termos de fitomassa seca no tempo t em dias; I é a fração da fitomassa seca potencialmente decomponível e k é a constante de decomposição da fitomassa seca.

A partir do valor de k foi calculado o tempo médio ($T_{0,5}$) em meses para que ocorra a decomposição de metade da quantidades de palha (Equação 7), estimados através da equação de Shanks e Olson (1961):

$$T_{0,5} = \ln 2/k \quad (7)$$

3.7. Análises dos resultados

Os dados obtidos nos Experimentos 1 e 2 apresentaram distribuição normal e homogeneidade de variância (teste F). Foi realizada análise de variância simples- ANOVA e teste de média (Tukey $p < 0,05$) para os valores diários, fluxo acumulado e taxas de decomposição. Os dados foram analisados no programa *Statistical Analysis System*® (SAS Inc, Cary, NC, USA), versão 9.3.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Primeiramente serão apresentadas os resultados dos fluxos dos GEE provenientes do solo e da palha no Experimento 1, as emissões acumuladas e proporcionais em CO₂e, assim como, os resultados de decomposição da palha da cana-de-açúcar e sua relação com as emissões de C-CO₂.

Em seguida, serão apresentados os resultados do Experimento 2, referente aos fluxos de GEE do solo e da palha com a aplicação dos fertilizantes nitrogenados (vinhaça e sulfato de amônio) durante 100 dias, bem como as emissões acumuladas e proporcionais em CO₂e e os fatores de emissão do N₂O dos fertilizantes nitrogenados.

4.1. Experimento 1 - Efeito da palha nos fluxos dos GEE

4.1.1. Condições climáticas no período experimental

Durante o período de amostragem do Experimento 1, a média de temperatura foi de $23,4 \pm 2,2$ °C, com temperatura mínima de 11,5 °C e máxima de 38,7 °C. Foram registrados 54 dias com precipitação superior a 1 mm, totalizando 806,3 mm (Figura 3). A condução do Experimento 1, foi realizada entre os meses de Janeiro e Julho de 2016 e, devido ao tipo de clima da região (Cwa - Köppen) é normal a ocorrência de chuvas e temperaturas mais elevadas de verão. Entretanto, as intensas chuvas que ocorreram aos 150 dias (mês de junho) não são típicas da estação conforme pode ser verificado pela média histórica (Figura 2).

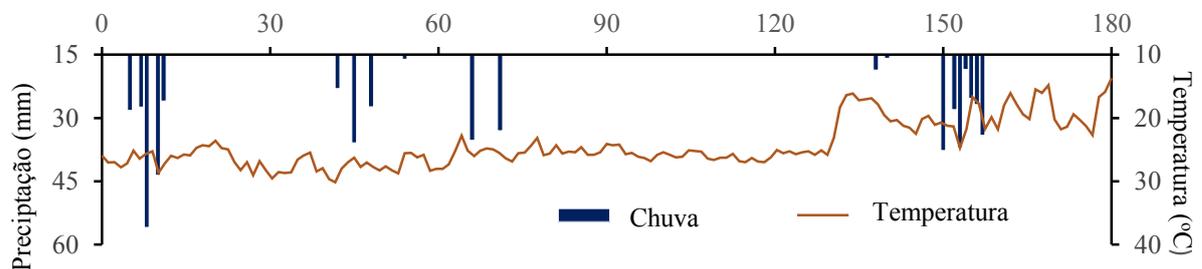


Figura 3 - Temperatura média do ar (°C) e precipitação diária (mm) durante os 180 dias de experimento.

4.1.2. Fluxos diários de GEE da palha

As emissões médias diárias de C-CO₂, não apresentaram um comportamento constante, ou seja, as emissões diárias foram altamente variáveis, intercalando valores elevados e valores reduzidos (Figura 4a). As médias de C-CO₂ variaram entre 2,4 e 89,2 mg m⁻² h⁻¹ com o menor valor encontrado para o tratamento sem palha, e o maior para tratamento com 12 Mg ha⁻¹, e valores intermediário crescentes para os tratamentos com incremento na quantidade de palha (3 e 6 Mg ha⁻¹).

Os valores mínimos e máximos para as emissões de C-CO₂ variaram entre 0,1 e 116 mg m⁻² h⁻¹, sendo o menor valor similar para todos os tratamentos e o maior para o tratamento com 6 Mg ha⁻¹. O menor valor máximo foi verificado no tratamento com 3 Mg ha⁻¹ de palha.

Os fluxos diários de C-CH₄ foram extremamente variáveis (Figura 4b), e apresentaram valores mínimos e máximos entre -68 e 98,07 µg C-CH₄ m⁻² h⁻¹ para o tratamento sem palha e 3 Mg ha⁻¹, respectivamente. Para os fluxos médios, todos os tratamentos apresentaram baixos valores, contudo, os tratamentos sem palha e 12 Mg ha⁻¹ apresentaram valores negativos, enquanto os tratamentos com 3 e 6 Mg ha⁻¹ foram positivos. A variabilidade nos fluxos de CH₄ foram relatadas também por Signor et al. (2014), que encontraram variações das emissões mínimas e máximas de 0 a 140 µg C-CH₄ m² h⁻¹ em um experimento com adição de palha de cana-de-açúcar sem uso de fertilizante.

Este comportamento para os fluxos de CH₄ é explicado pela a capacidade do solo de alternar suas funções de fonte e sumidouro desde GEE (DIAS, 2013). A absorção de CH₄ se deve a ocorrência de metanotróficas que oxidam CH₄ em CO₂, sendo frequente em solos aerados e com menor volume de água (NAZARIES et al., 2013). Estima-se que os solos aerados são responsáveis por 5% da absorção de CH₄ da atmosfera (CONRAD et al., 2009).

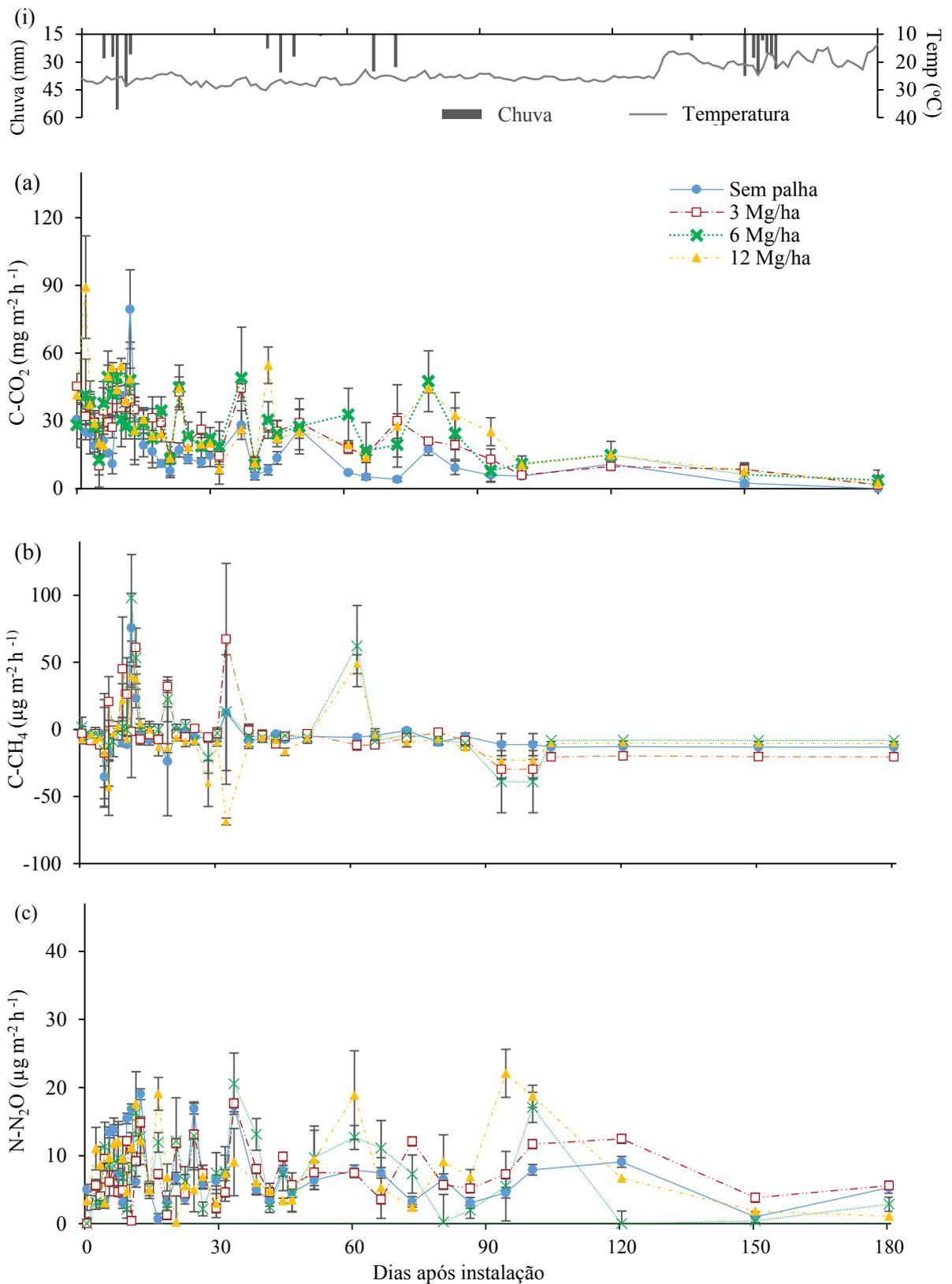


Figura 4 - Emissões diárias de C-CO₂ (mg m⁻² h⁻¹) (a); fluxos de C-CH₄ (μg m⁻² h⁻¹) (b) e; de N-N₂O (μg m⁻² h⁻¹) (c) durante os 180 dias de experimento. Os tratamentos estão representados pelas quantidades de palha: sem palha, 3, 6, 12 Mg ha⁻¹. Os pontos representam a média (n = 4) e as barras verticais representam os erros padrões e; (i) representa a chuva e a temperatura média

Os fluxos diários de C-CH₄ entre o 6º e 11º dia de amostragem apresentaram valores positivos em todos os tratamentos (Figura 4b), isso se deu devido à ocorrência de chuvas sequenciais de até o 55 mm neste período. Esse comportamento corrobora com estudos que afirmam que apesar dos solos aerados apresentarem capacidade de absorção de CH₄, quando são submetidos a eventos de chuva ou irrigação podem apresentar microssítios de anaerobiose resultando em emissão de metano (CORTON et al., 2000; ESCOBAR et al., 2010).

Nos fluxos de N-N₂O não foram verificados picos de emissão ou alterações drásticas no comportamento dos fluxos entre as quantidades de palha (Figura 4c). Desta forma, as emissões médias dos tratamentos se manteve entre 0 e 27 µg m⁻² h⁻¹. Contudo, o coeficiente de variação entre os tratamentos e repetições foram altos em média 80%.

Os fluxos de N-N₂O mínimos e máximos variaram entre -3,5 e 27,5 µg m⁻² h⁻¹, sendo os valores mais elevados obtidos no tratamento com menor quantidade de palha (3 Mg ha⁻¹), enquanto que para o mínimo foram verificados valores negativos em todos tratamentos. Em um estudo similar conduzido na mesma região, as emissões máximas foram de 40 µg m⁻² h⁻¹ de N-N₂O nos tratamentos com diferentes aportes de palha, um pouco superior ao fluxo máximo deste trabalho (SIQUEIRA NETO et al., 2016).

A presença de valores negativos de N₂O solo durante a amostragem permitiu inferir um influxo deste gás, que segundo alguns trabalhos esse processo ocorre mesmo que temporariamente nos solos (RYDEN, 1981; SLEMR; SEILER, 1984; MINAMI, 1997). Essas reações dependem do potencial de redução do solo para transformar N₂O para N₂, a facilidade de difusão de N₂O dentro do perfil do solo e a sua dissolução na água do solo (CHAPUIS-LARDY et al., 2007)(FIRESTONE; DAVIDSON, 1989).

A elevada variabilidade nos fluxos diários dos GEE é comum na literatura (VAN DEN HEUVEL et al., 2009; HENDRIKS et al., 2010; HENAULT et al., 2012; LEON et al., 2014) e, normalmente, estão associadas a heterogeneidade inerente ao solo (BALL et al., 1997; PARTON et al., 2001; YAO et al., 2009; DENMEAD, 2010) e as variações sazonais climáticas (LAVILLE et al., 2011).

Uma vez que a produção e o consumo dos GEE no solo são controlados por processos microbiológicos, é de se esperar que os fluxos de gases do sistema solo-atmosfera possuam a mesma variação dos processos biológicos do solo (MOONEY et al., 1987). Desta forma, os fluxos dos gases apresentam considerável variabilidade devido sua dinâmica estar relacionados a fatores como: temperatura, umidade, potencial redox, pH, disponibilidade de nutriente e quantidade de matéria orgânica (WALLENSTEIN et al., 2006), soma-se a isso, a

intensidade que cada um destes fatores em variar no tempo e no espaço (DEL GROSSO et al., 2005; GRANT; PATTEY, 2003; JACINTHE; LAL, 2006; MATHIEU et al., 2006).

Na literatura há críticas em relação as medidas de gases por meio de técnicas tradicionais, amostragem com câmaras estáticas, as poucas amostragens durante o decorrer do dia/noite, baixo número de repetições, e no pós-tratamentos dos dados, o uso de ferramentas estatísticas paramétricas e a ausência de informações sobre a variabilidade espacial e temporal que marcam os fluxos dos gases que frequentemente está associado às rápidas alterações da atividade microbiológica nos processos de formação dos GEE (MALJANEN et al., 2002; JONES et al., 2011; YAO et al., 2009; PAUSTIAN; 2016).

4.1.3. Fluxos acumulados de GEE da palha

De maneira geral, assim como os fluxos diários para os GEE, os fluxos acumulados apresentaram alta variabilidade nos resultados. As emissões acumuladas de C-CO₂ foram de 45,5; 70; 82,3 e 84,9 g C-CO₂ m⁻², para os solos sem palha e com 3, 6, 12 Mg ha⁻¹, respectivamente (Figura 5 a). Os valores obtidos mostraram incremento em relação a quantidade de palha e, mesmo com uma elevada variabilidade foram verificadas diferenças significativas entre as quantidades de palha, assim como para o solo controle ($p < 0,05$).

Signor et al. (2014) também reportaram aumento linear das emissões de CO₂ com o aumento da quantidade de palha, com valores variando de 58 a 80 g C-CO₂ m⁻² quando mantido 7 e 18 Mg ha⁻¹ sobre o solo, respectivamente durante 60 dias de experimento. Estes resultados eram esperados, uma vez que a manutenção de palha na superfície do solo aumente as taxas de respiração e teores de biomassa microbiana, devido ao aumento do carbono lábil, prontamente disponível (DEENDOVER et al., 2012). Entretanto, outros trabalhos que relacionaram a remoção de palha e emissão de CO₂ não apresentaram diferenças entre as taxas de respiração com o incremento das quantidades de palha (BAKER; FASSBINDER; LAMB, 2014; JIN et al., 2014) chegando até a apresentarem redução nas emissões de CO₂ em alguns estudos (SAINJU; JABRO; STEVENS, 2008; ALLUVIONE; HALVORSON; DEL GROSSO, 2009).

De modo geral, a adição das quantidades de palha de cana-de-açúcar alterou os fluxos acumulados de C-CH₄ ($p < 0,05$). Para todos os tratamentos os valores médios foram negativos, indicando a absorção de metano (Figura 5b). Weier (1996) descreveu em seu estudo com a palha de cana-de-açúcar pode atuar como um sumidouro de CH₄, com um consumo entre 15 a 105 kg ano⁻¹ C-CH₄. Este mesmo comportamento foi verificado em canaviais brasileiros com palha sobre o solo (SIGNOR et al., 2014).

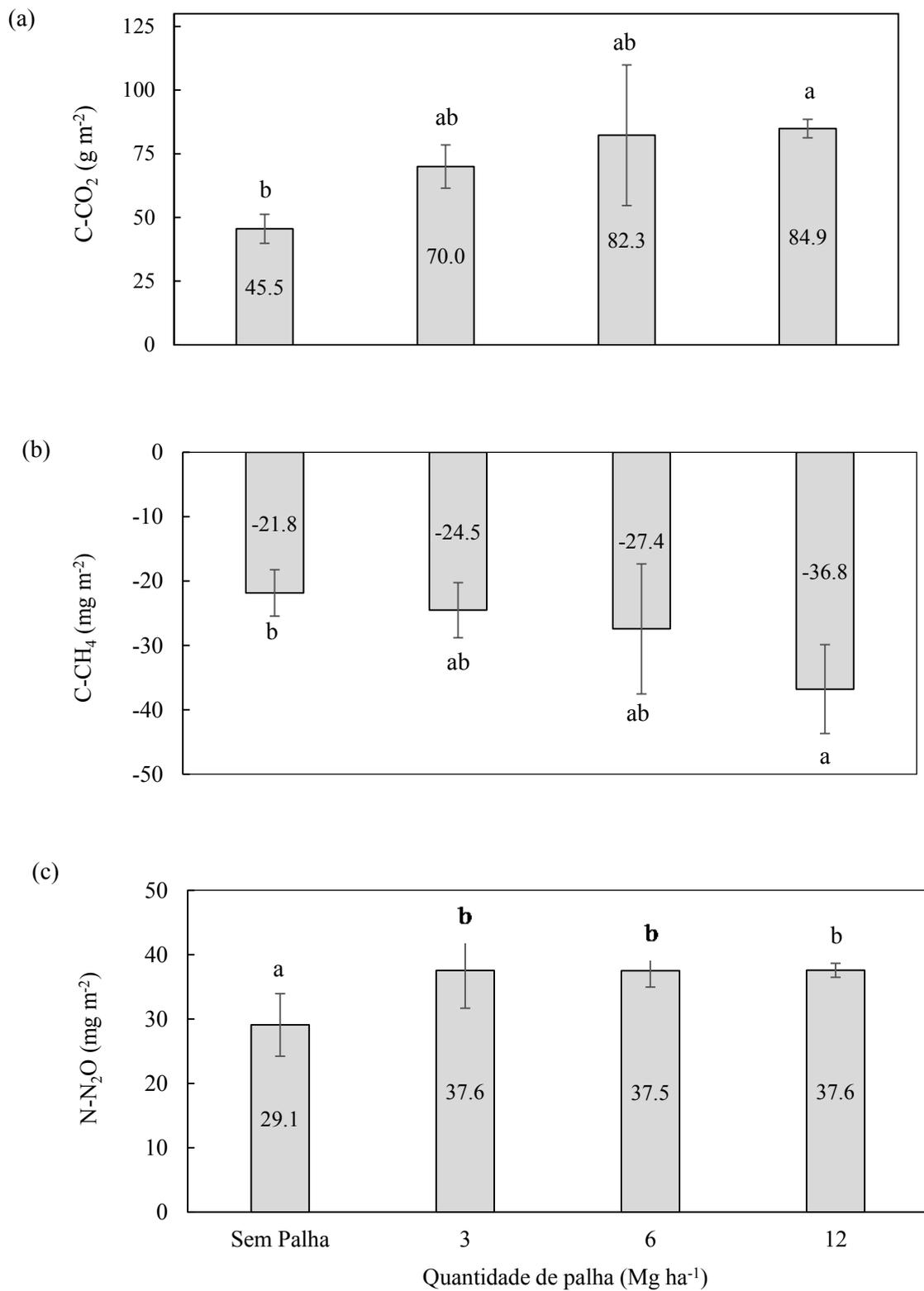


Figura 5 - Emissões acumuladas de C-CO₂ (g m⁻²) (a); de C-CH₄ (mg m⁻²) (b) e; de N-N₂O (mg m⁻²) (c) em 180 dias de experimento. Os tratamentos estão representados pelas quantidades de palha: sem palha, 3, 6, 12 Mg ha⁻¹. Os valores centrais representam à média (n = 4) e as barras os erros padrões de cada tratamento/ As letras próximas a barra média representam a diferença significativa no teste de Tukey ($p < 0,05$); ns = não significativo.

Os valores médios dos fluxos acumulados de N-N₂O não apresentam aumento significativo ($p > 0,05$) em relação às diferentes quantidades de palha de cana-de-açúcar (Figura 5 c). Contudo quando comparado somente com os valores do tratamento com 12 Mg ha⁻¹ e o sem palha (controle) foi encontrado diferença significativa ($p < 0,05$) utilizando o teste-T pareado. Wang et al. (2008) relataram uma redução entre 24 e 30% das emissões de N-N₂O devido à remoção da palha da cana. Outro autor apresentou resultados semelhantes, ainda que em quantidades maiores de deposição de palha (SIGNOR; PISSIONI; CERRI, 2014). Os valores acumulados para os fluxos de N-N₂O com diferentes quantidades de palha obtidos por (SIQUEIRA NETO et al., 2016) foram próximos a 30 mg m⁻², contudo, não foram significativamente diferente entre as quantidades de palha variando entre 0 e 15 Mg ha⁻¹. Malhi e Lemke (2007) não encontraram diferenças significativas nas emissões de N-N₂O devido à manutenção ou remoção de resíduos de diferentes culturas.

4.1.4. Fluxos de GEE em CO₂-equivalente e suas proporções

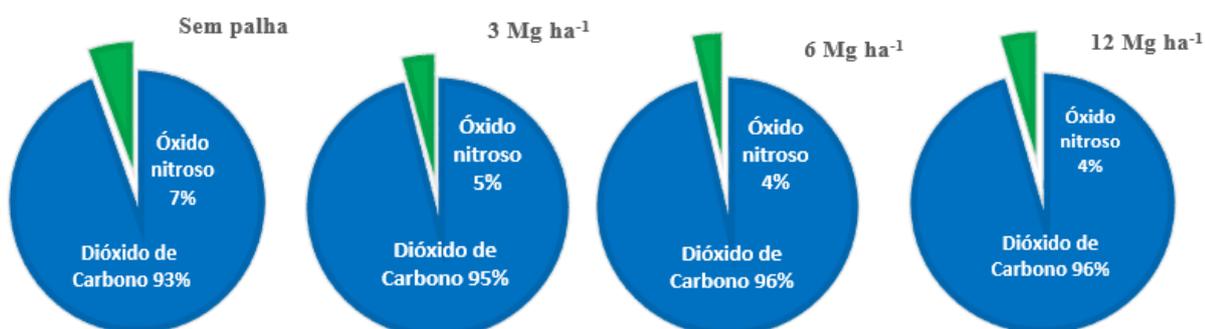
Na Tabela 2 estão apresentados os valores da conversão dos fluxos de C-CH₄ e N-N₂O em CO₂e. Para isso, como exposto na metodologia, foram utilizados os respectivos potenciais de aquecimento global (PAG) de cada gás. O N₂O possui um PAG 298 superior ao CO₂, enquanto que o CH₄ é 25 vezes maior que o CO₂ (ADDISCOTT et al., 2004). Desta forma, mesmo com fluxos mais baixos comparados aos de CO₂ provenientes do solo e da palha, quando convertidos estes certamente mostram a relevância das emissões desses gases para as fontes avaliadas. E assim como verificado para os fluxos acumulados de GEE, as emissões em CO₂e foram mais elevadas com os incrementos nas quantidades de palha, mas, sem diferenças significativas ($p > 0,05$).

Com base nas emissões dos gases em CO₂e foram calculadas as proporções dos GEE emitidos em função da presença e quantidades de palha depositadas na superfície do solo (Figura 6). Os resultados apontam que as quantidades de palha depositadas sobre o solo praticamente não alteraram as proporções entre os fluxos de gases. As emissões de CO₂ determinaram majoritariamente as proporções (93-96%), seguidas do N₂O (4-6%) e, finalmente, o metano (0-1%), que foi desprezível.

Tabela 2 - Conversão dos fluxos acumulados de C-CH₄ e N-N₂O em CO₂-equivalente (CO_{2e})

Tratamento	CO _{2e} CH ₄ (g m ⁻²)	CO _{2e} N ₂ O (g m ⁻²)	CO _{2e} Total (g m ⁻²)
Sem palha	-0,7	12,7	12,0 a
3	-0,8	17,8	16,8 b
6	-0,9	17,6	16,7 b
12	-1,2	17,8	16,6 b

Para o cálculo de CO₂-e foi utilizado o potencial de aquecimento global de cada gás (N₂O = 298; CH₄ = 25) fornecido pelo IPCC (2007); período de amostragem do experimento = 180 dias.

**Figura 6** - Proporções entre as emissões de GEE em CO₂-e. para cada quantidade de palha.

Mesmo que contabilizada nos cálculos de proporção entre os GEE do solo e da palha, a emissão de CO₂ é considerada neutra, pois o ciclo do carbono nas plantas é considerado fechado: todo C decomposto foi fixado na fotossíntese durante o período de crescimento da planta (MACEDO; LEAL; SILVA, 2004; FIGUEIREDO; LA SCALA JUNIOR, 2012). E, portanto, mesmo com os valores de maior ordem de grandeza, as emissões de CO₂ para fins de pegada de C são desconsideradas.

4.1.5. Decomposição da palha e as emissões de GEE

As porcentagens de massa seca remanescente indicaram um decaimento maior para as maiores quantidades de palha (Tabela 3). Este comportamento pode ser observado não apenas pelos valores médios, mas também em relação direta com a constante de decomposição, aumento com as quantidades e, inversamente no tempo de meia vida, com valores que descessem em relação às quantidades depositadas. Oliveira et al. (1999) observaram a redução na massa de palha de cana-de-açúcar de 22% após um ano, enquanto que Vitti et al. (2008) observaram reduções entre 64 a 75%.

Tabela 3 - Massa seca remanescente (%), tempo de meia vida e constante de decomposição da palha

Tratamentos	MS remanescente (%)				T 1/2 (dias)	Constante de decomposição (k)
	30 dias	70 dias	120 dias	180 dias		
3	92 b	88 b	76 a	69 a	355	-0,00195
6	91 b	87 b	78 a	70 a	383	-0,00181
12	81 a	76 a	73 a	68 a	316	-0,00219

MS= massa seca; T 1/2 = Tempo de meia vida é o tempo estimado para que a palha depositada reduza à metade da massa inicial; médias seguidas das mesmas letras não diferem entre si pelo Teste de Tukey ($p < 0.05$).

Com estes resultados foram gerados modelos exponenciais para expressar o decaimento da massa seca para as quantidades de palha depositadas (Figura 7). O valor exponencial mais negativo foi verificado na maior quantidade de palha, aumentando com o decréscimo da quantidade.

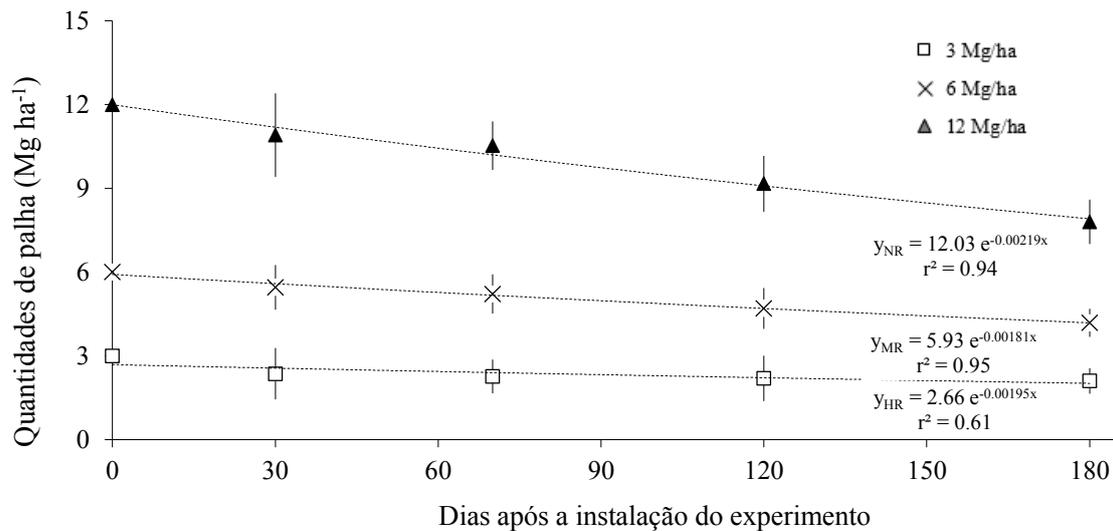


Figura 7- Modelos exponenciais ajustados a decomposição das quantidades de palha de cana-de-açúcar depositadas no solo.

Thorburn et al. (2001) apresentam que um modelo exponencial negativo é uma equação adequada para descrever o comportamento do material em função de sua degradação e propõem desdobramentos da função em relação aos parâmetros que mais influenciam a decomposição da fitomassa. Entre esses parâmetros estão os ambientais (*i.e.*, temperatura, evaporação, umidade e aeração do solo) (ROBERTSON; THORBURN, 2007a) e qualidade do material (*i.e.*, relação C:N, lignina, celulose, hemicelulose e polifenóis) (ROBERTSON; THORBURN, 2007b; ABIVEN et al., 2005).

Assim entende-se que a constante de decomposição (k) é alterada em função das condições climáticas, composição do material e a forma de contato da biomassa com o solo, sendo estes os principais parâmetros que interferem na decomposição da biomassa. Caso o estudo seja feito em outras condições de clima, solo e manejo a constante de decaimento k sofrerá ajustes para melhor adequar-se aos dados.

Outro fato que possui interferência na decomposição da biomassa vegetal é o seu contato com o solo. Neste sentido quando o aumento da quantidade de palha representa aumento da altura do colchão de palha estes resíduos deve apresentar estágios de decomposição a medida que se afasta do solo. Fortes et al. (2012) verificaram que após o período de um ano, das 9 Mg ha⁻¹ de palha de cana-de-açúcar, 72% havia sido decomposta após sua incorporação pelo preparo de solo. Sousa Junior (2015), após um ano, verificou a decomposição que 82% da palha de cana-de-açúcar inicialmente adicionado no solo (14 Mg ha⁻¹ de palha).

Neste estudo, a relação C:N da palha de cana-de-açúcar no início do experimento era de C:N = 142, decaindo para 107, 104 e 102 nas quantidades de 3, 6 e 12 Mg ha⁻¹, no decorrer de 180 dias de deposição. A redução na relação C:N do material remanescente é uma evidência que ao longo do decomposição, pelo menos no período avaliado, a mineralização do C, possivelmente emitido na forma de CO₂, enquanto os compostos nitrogenados permanecem imobilizados.

A adição de quantidades elevadas de resíduos vegetais com alta relação C:N, como o caso deste estudo, proporciona um aumento da microbiota que atuam na decomposição do material orgânico depositado, produzindo CO₂ em grandes quantidades. Nestas condições a relação C:N do material reduz, uma vez que o C está sendo perdido na forma de CO₂ e o N está imobilizado pela biomassa microbiana (VICTORIA et al., 1992). Com a continuidade da decomposição dos resíduos, a falta de C oxidável começa a ser limitante nos processo microbiológicos, há a redução da formação de CO₂, ocorrendo a disponibilidade de N mineralizado (CALDERÓN; JACKSON et al., 2002), e consequentemente, os processos de nitrificação, que aumentam os níveis de nitrato no solo (VICTORIA et al., 1992).

Considerando as emissões acumuladas de C-CO₂ nos tratamentos com diferentes quantidades de palha, descontadas as emissões do solo (sem palha) ao longo da avaliação dos gases, relacionados aos 180 dias de decomposição, verificou-se que as maiores frações emitidas em relação à taxa de decaimento do C presente na palha ocorreu no início da decomposição (Tabela 4), isto é justificável pela presença de materiais prontamente decomponíveis no material vegetal ainda verde como as folhas e os ponteiros da cana,

diminuindo ao longo do tempo. Estes comportamento foi bastante pronunciado para a menor quantidade inicial de palha (3 Mg ha⁻¹) que apresentou as maiores frações emitidas em relação as taxas de decaimento. Por outro lado, as deposições de 6 e 12 Mg ha⁻¹ de palha apresentaram menores frações emitidas, reduzindo em função do aumento da quantidade de palha, contudo, para a quantidade de 6 Mg ha⁻¹, a fração permaneceu praticamente inalterada ao longo do tempo. Estes resultados corroboram com a afirmação que o maior contato dos resíduos com o solo, aumenta a decomposição e, conseqüentemente, as emissões de CO₂.

Tabela 4 - Porcentagens das emissões de C-CO₂ em relação a perda da C durante a decomposição da palha (g m⁻²).

Tratamentos	30 dias	70 dias	120 dias	180 dias
3	30,0	45,3	59,3	60,8
6	41,7	48,8	50,0	44,7
12	24,2	30,0	23,9	20,7

Durante a decomposição dos resíduos vegetais entre 55 e 70% do C e N decomposto do material retornam para atmosfera na forma gasosa (CO₂, CH₄, NH₃, N₂O, N₂, etc.), o restante do material, inicialmente será incorporada a biomassa microbiana e, posteriormente, uma parte será disponibilizada para ser consumida por micro-organismos ou lixiviada e, uma pequena fração será incorporada a matéria orgânica do solo (STEVENSON, 1994; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006)

Neste trabalho a emissão de CO₂ em relação a quantidade de C na palha verificou-se que, para 3 Mg ha⁻¹ depois de 180 dias, ~ 70% mante-se no campo, ou seja 30% do material foi decomposto. Do material decomposto, 61% foram encontrados na forma de CO₂, ou seja, cerca de 2/3 dos materiais decompostos retornou à atmosfera, enquanto 1/3, (~ 160 kg C ha⁻¹) podem estar no solo.

Para o tratamento de 6 Mg ha⁻¹ foi encontrado aproximadamente metade das perdas de C (45%) na forma de CO₂, assim, estima-se que ~ 460 kg C ha⁻¹ pode ter sido liberado para o solo. Já para o tratamento de 12 Mg ha⁻¹ a decomposição foi semelhante ao de 6 Mg ha⁻¹ (~ 30% do residuo inicial foi decomposto), no entanto, a emissão de CO₂ correspondeu a menos de 1/4 das perdas, assim, estimou-se, adicionando-se a quantidade de C que permanece na palha com o CO₂ emitido, que até 1500 kg C ha⁻¹ em 180 dias pode ter sido liberado para o solo. Estes valores são próximos aos estimados para um ano segundo Cerri et al (2011) e La Scala Junior et al. (2012), 1500 e 1800 kg C, respectivamente.

Os valores de C disponibilizado ao solo, estimados para as menores quantidades de palha depositada estão adequadas aos estudos que avaliaram a incorporação de C no solo em sistemas de manejo com aporte de resíduos culturais no solo. Bernoux et al. (2006) em revisão verificaram que em solos agrícolas o aumento anual nos estoques de C devido à manutenção dos resíduos culturais foi entre 0,65 e 0,68 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Por outro lado, Cerri et al. (2011) em uma compilação de dados de estoque de C orgânico entre canaviais queimados e não queimados encontraram um aumento de 1,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. La Scala Junior et al. (2012) encontraram aumentos de até 1,8 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de C no solo cultivado com cana-de-açúcar, contra 0,41 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ em cultivos anuais. Os autores atribuíram tal fato a elevada produtividade primária da cultura, com alta quantidade de resíduos culturais depositados no solo.

4.1.6. Fator de emissão de N₂O da palha

Outro aspecto que cabe abordar aqui é em relação ao N proveniente da decomposição da palha da cana-de-açúcar e seu potencial em se tornar um substrato para as vias de produção de N₂O (nitrificação, desnitrificação) (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). Desta forma, as emissões acumuladas de N₂O, nos tratamentos com diferentes quantidades de palha, descontadas as emissões do solo (sem palha) ao longo dos 180 dias de avaliação dos gases, apresentaram um fator de emissão para o N₂O de 0,2%. Contudo, neste estudo, não é possível determinar se este valor efetivamente está associado à disponibilidade de N proveniente da palha, ou ainda é um efeito da palha como condicionador do solo favorecendo a formação deste gás, a partir do N presente no solo. Para tal confirmação, seria necessário um estudo envolvendo técnicas com marcação isotópica do material vegetal e assim, determinar a contribuição do elemento marcado no N₂O emitido. Vale a pena ressaltar que o valor default do IPCC (2007) para o fator de emissão proveniente da decomposição de resíduos agrícolas é de 1% do N depositado na forma de resíduos, sendo assim, o valor encontrado neste estudo, mesmo que incerta a fonte do substrato do gás emitido foi inferior a 20% do estimado.

4.1.7. Considerações sobre o Experimento 1

De maneira geral, os fluxos dos GEE provenientes do solo e das quantidades de palha apresentaram baixos valores médios diários e acumulados, com elevados coeficientes de variação. Estas constatações eram esperadas, uma vez que, como exposto ao longo da

discussão, a produção e emissão, assim como, o influxo e consumo dos destes gases ocorrem majoritariamente pela atividade de grupos altamente heterogêneos que compõem a microbiota do solo. E desta forma, fatores edáficos (tipos de solos, nutrientes, teor de matéria orgânica, etc.), climáticos (temperatura, precipitação, radiação solar, etc.), a natureza dos inputs dos resíduos vegetais, alteram a comunidade microbiana e conseqüentemente os fluxos dos GEE, assim como outros processos no solo.

Ao avaliar o fluxo dos GEE em função da manutenção de quantidades de palha da cana-de-açúcar, pode-se verificar que houve um efeito da cobertura do solo com a palha. Desta forma pode-se afirmar que o efeito das quantidades de palha depositadas no solo (3, 6 e 12 Mg ha⁻¹) estão além da simples diferença em massa de matéria seca, mas também na taxa de recobrimento do solo e, como explorado anteriormente, na superfície de contato entre o resíduo vegetal e o solo, que está diretamente relacionado com a formação de uma “manta” sobre o solo.

Com relação ao recobrimento, a partir de análise visual, nota-se que a palha na quantidade de 3 Mg ha⁻¹, inicialmente, por cerca de duas a três semanas, cobria aproximadamente de 80% da superfície do solo, porém passado este período, com a desidratação do material vegetal, além da degradação física e decomposição dos materiais mais finos (*i.e.*, limbo foliar) a cobertura diminuiu drasticamente para no máximo 1/3 da superfície. E esta forma, o tratamento com menor quantidade de palha, quanto ao recobrimento do solo, assemelha-se muito mais ao controle (solo sem palha) do que os tratamentos com maiores quantidades de palha. Por outro lado, as quantidades de 6 e 12 Mg ha⁻¹ mantiveram o recobrimento total do solo do início até o final do período amostral.

Outro aspecto observado está relacionado ao contato da palha com o solo. Na quantidade de 3 Mg ha⁻¹, complementando o que foi dito, após a ocorrência das chuvas no início do experimento, pode-se verificar que a palha estava bastante “contaminada” por partículas de solo e, já se apresentava parcialmente encoberta pela terra. Isto ocorreu devido ao impacto das gotas da chuva no solo que, ao respingar, carregou junto às partículas de solo. Diferentemente, as quantidades de 6 e 12 Mg ha⁻¹, a palha permaneceu recobrindo o solo e, desta forma, protegendo o solo dos impactos da chuva, minimizando o contato palha-solo.

No decorrer do tempo a quantidade de 6 Mg ha⁻¹, mesmo recobrindo totalmente o solo, apresentava-se como uma camada fina e contínua de cobertura, porém já bastante aderida ao solo. Entretanto, a quantidade de 12 Mg ha⁻¹ permaneceu recobrindo o solo, e mais, manteve-se até o final do período amostral, como uma camada mais espessa de palha. Não foi

observado partículas de solo na parte superior da câmara de resíduo, e, na parte inferior da câmara, foi verificada a presença de umidade.

Com isso, os resultados obtidos nos 180 dias de avaliação dos gases relacionados com a decomposição da palha, podem ser sumarizados em três partes: i) as frações de C emitidas da palha na forma de CO₂; ii) as proporções entre os fluxos dos GEE; e; iii) as emissões em CO₂e.

As porcentagens de C emitidos na forma de CO₂ provenientes da decomposição da palha mostraram que as maiores taxas de decaimento em massa de palha e as emissões de CO₂ foram relacionadas e que ocorrem de maneira mais intensa no início da decomposição. Entretanto, a constatação mais interessante foi em relação a quantidade total de CO₂ emitido comparada a quantidade remanescente de C na palha. Na situação com menor quantidade de palha (3 Mg ha⁻¹) após 4 meses de decomposição foi verificado que 63% do resíduo permaneceu na superfície do solo, ou seja, 37% do material foi decomposto. Considerando que 25% do C foram emitidos na forma de CO₂, ou seja, cerca de 2/3 do material decomposto voltou para atmosfera na forma gasosa, enquanto que 1/3, ou seja, aproximadamente 170 kg ha⁻¹ de C, pode ter sido disponibilizado ao solo.

Para a quantidade intermediária de palha depositada (6 Mg ha⁻¹), a decomposição foi de 45% e, desta forma, estima-se que cerca de 460 kg ha⁻¹ de C, pode ter sido disponibilizado ao solo. E, finalmente, na quantidade total de palha depositada (12 Mg ha⁻¹), apesar da quantidade de palha remanescente no solo ser semelhante a quantidade 6 Mg ha⁻¹, a perda em CO₂ correspondeu apenas a 1/4, isto é, estima-se que até 1500 kg ha⁻¹ de C pode ter sido disponibilizado ao solo.

Os valores foram calculados de forma simples, descontando do adicionado as quantidades em massa de palha e as emissões de gases, isto é, o C disponibilizado ao solo foi considerado como o C que não está na palha remanescente sobre o solo, tampouco o C-CO₂ das emissões. Assim, neste estudo não foi possível identificar o destino do C no solo, este pode ter sido incorporado na forma de matéria orgânica, ou mesmo ser lixiviado ou, ainda ser consumido com fonte energética pela biomassa microbiana do solo, ser remineralizado e emitido na forma de CO₂ posteriormente.

De qualquer forma, a quantidade de C disponibilizada pela palha deve compensar as emissões provenientes do solo sem palha, pois, uma vez que este estudo foi conduzido sem a presença das plantas de cana-de-açúcar em desenvolvimento, as emissões do CO₂ representaram exclusivamente a respiração microbiana, que estava consumindo o C da palha e do solo como fonte de energia. Desta forma, para manter o equilíbrio da matéria orgânica no

solo, as quantidades de C que é adicionado via resíduos vegetais devem ser, no mínimo, iguais às saídas via mineralização para que, ao longo do tempo, não ocorram reduções nos estoques de C do solo. Contudo, as mesmas variáveis envolvidas na decomposição da palha e na emissão dos gases, também interferem na dinâmica da matéria orgânica do solo, desta forma, o uso de modelos matemáticos deve ser uma ferramenta considerada para estimar a quantidade de palha a ser mantida sobre o solo (GALDOS et al., 2010; BRANDANI et al., 2014).

Com relação às proporções entre os fluxos dos GEE provenientes do solo e das quantidades de palha, não houve alterações significativas, contudo, é importante ressaltar que as emissões de CO₂ mesmo correspondendo a mais de 90% do total, não foram contabilizadas para fins de pegada de C, pois o C permanece em um ciclo fechado de incorporação fotossintética e a decomposição dos resíduos, sendo o valor de interesse verificado por meio da diferença no acúmulo/perda nos estoques de C do solo. Uma vez que as proporções, assim como os padrões diários de emissão, não foram alteradas, rejeitando-se parcialmente a hipótese apresentada para este estudo, este fator deixou de representar uma preocupação na dinâmica de produção/emissão dos GEE provenientes do solo e das quantidades de palha, e desta forma, as quantidades efetivamente emitidas, principalmente do N₂O assumem um papel de destaque.

As emissões de N₂O, expressas em CO₂e, provenientes do solo e das quantidades de palha representaram cerca de 5% das emissões proporcionais, entretanto, na ausência de emissões de metano e, desconsiderando as emissões do dióxido de carbono, o N₂O torna-se o único gás de interesse para estudos de mitigação de GEE. Bardonal et al. (2012) verificaram que as emissões em CO₂e provenientes dos resíduos pós-colheita corresponderam a 4-5% do total emitido para o cultivo da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo. Assim, segundo os valores obtidos neste estudo, as emissões de N₂O correspondem às emissões que necessariamente devem ser neutralizadas.

A remoção da palha da cana-de-açúcar para a produção do bioetanol de 2G representa uma alternativa viável para o aumento do fornecimento de bioetanol sem afetar a segurança alimentar pela expansão dos canaviais. As estimativas mostram que com a tecnologia atual de produção do bioetanol 2G pode-se obter entre 240 e 300 L do biocombustível a cada tonelada material lignocelulósico processado (MILANEZ et al., 2015). Com os resultados encontrados neste estudo, verificou-se uma redução da emissão de GEE com a remoção parcial e total de palha depositada no solo. Pode-se verificar também que existem perdas de C via respiração do solo e que para obter um balanço de carbono positivo, é necessário a manutenção da palha

sobre o solo. Considerando estas duas situações, pode-se concluir que a remoção de 50% da palha pode reduzir as emissões dos GEE e, ainda disponibilizar a quantidade de C suficiente para que não ocorram perdas nos estoques de C do solo. Resumidamente, as emissões de N₂O em CO₂e da quantidade de 6 Mg ha⁻¹ foi 10% menor em relação a 12 Mg ha⁻¹ (Tabela 4). Notavelmente, essa mesma quantidade de palha disponibilizou ao solo cerca de 470 kg ha⁻¹ de C (Figura 7).

Caso haja o recolhimento de metade da palha dos canaviais do estado São Paulo que corresponde a mais de 55% dos canaviais do Brasil (4,8 Mha⁻¹; IBGE, 2016), nos quais 93% das áreas são colhidas mecanicamente e, considerando uma média de 12 Mg ha⁻¹ de resíduos, potencialmente poderiam ser produzidos entre 240 e 300 L de biocombustível por cada tonelada de material lignocelulósico processado (Milanez et al., 2015). Além disso, uma redução nas emissões diretas dos resíduos culturais equivalente a 5,89 milhões litros de gasolina (2,3 kg L⁻¹ CO₂e gasolina). Desta forma, estas projeções ásperas mostram o grande potencial que a gestão de remoção de palha de cana pode contribuir para atender à crescente demanda por fontes de energia renováveis.

4.2. Experimento 2 - Efeito da palha com adição de N nos fluxos dos GEE

4.2.1. Condições climáticas no período experimental

Durante o período de amostragem dos experimentos a média de temperatura foi de $26,7 \pm 2,2$ °C, com média mínima de 22,8 °C e, média máxima de 30,1 °C. Foram registrados 45 dias com precipitação, totalizando 523,5 mm, dos quais 221,8 mm ocorreram nos 30 primeiros dias, concentrados principalmente entre o 5° e 11° dia após o início das amostragens (Figura 3). Cabe lembrar, que a condução do Experimento 2, foi entre os meses de Janeiro e Abril de 2016 e, devido ao tipo de clima predominante (Cwa - Köppen) é normal a ocorrência de chuvas e temperaturas mais elevadas no Verão.

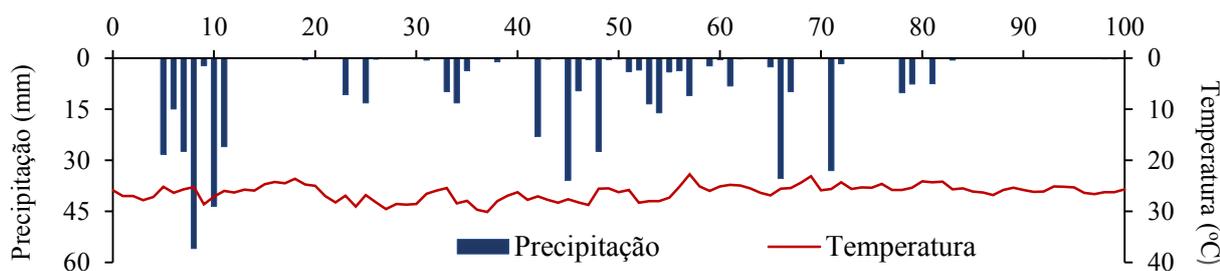


Figura 8 - Temperatura média do ar (°C) e precipitação diária (mm) durante os 100 dias de experimento.

4.2.2. Fluxos diários de GEE da palha

No Experimento 2, avaliou-se as emissões dos GEE provenientes de quantidades de palha com adição de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de vinhaça e 80 kg ha^{-1} de sulfato de amônio, e sua comparação com o solo sem fertilizante, apenas com as quantidades de palha. A vinhaça e o fertilizante foram aplicados no primeiro e no sétimo dia após a instalação do experimento, respectivamente.

As emissões médias diárias de C-CO₂ apresentaram picos acentuados, principalmente, nos primeiros 20 dias de avaliação (Figura 10 a). Os valores médios diários de C-CO₂ variaram entre $572,4$ a $7,4 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, sendo o menor valor referente a quantidade de 6 Mg ha^{-1} , enquanto mais elevado foi referente a quantidade 12 Mg ha^{-1} . A variação dos valores diários foram menores para a quantidade de 12 Mg ha^{-1} e, mais elevados para o solo sem palha. Este fato pode estar relacionado ao papel da palha em reduzir as amplitude térmica e umidade (DOURADO-NETO et al., 1999; PERES; SOUZA; LAVORENTI, 2010) do solo, fatores que influenciam diretamente as emissões de CO₂ (ROCHETTE et al., 1991). Ding et al. (2007) em um experimento com coberturas de solo, encontrou que a temperatura do solo foi o fator responsável por 50 a 66% das variações sazonais entre tratamentos.

Os valores mínimos e máximos para as emissões de C-CO₂ considerando todos os tratamentos variaram entre $5,3$ e $701,3 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Os valores máximos de emissão ocorreram após 48 horas da aplicação da vinhaça. Emissões semelhantes foram encontradas por Oliveira et al. (2013), no qual o pico das emissões alcançaram valores próximos a $700 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para o tratamento com aplicação de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ($\sim 46 \text{ kg N ha}^{-1}$) sobre solos com presença de palha de cana-de-açúcar.

Esse aumento abrupto de respiração após a aplicação de vinhaça se deve ao efeito *priming* ocasionado pela adição de formas oxidáveis de C ao solo, ou seja, um rápido estímulo dos micro-organismos mediante a adição de uma fonte de energia (KUZYAKOV, 2000; BLAGODATSKY et al., 2010). Este efeito ocorre devido aos micro-organismos não específicos - também denominados de estrategistas R que promovem a reciclagem rápida de C liberando CO₂ de forma intensa e momentânea, como os picos verificados neste trabalho (KUZYAKOV, 2010; KUZYAKOV; XU, 2013, FONTAINE; BAROT, 2005).

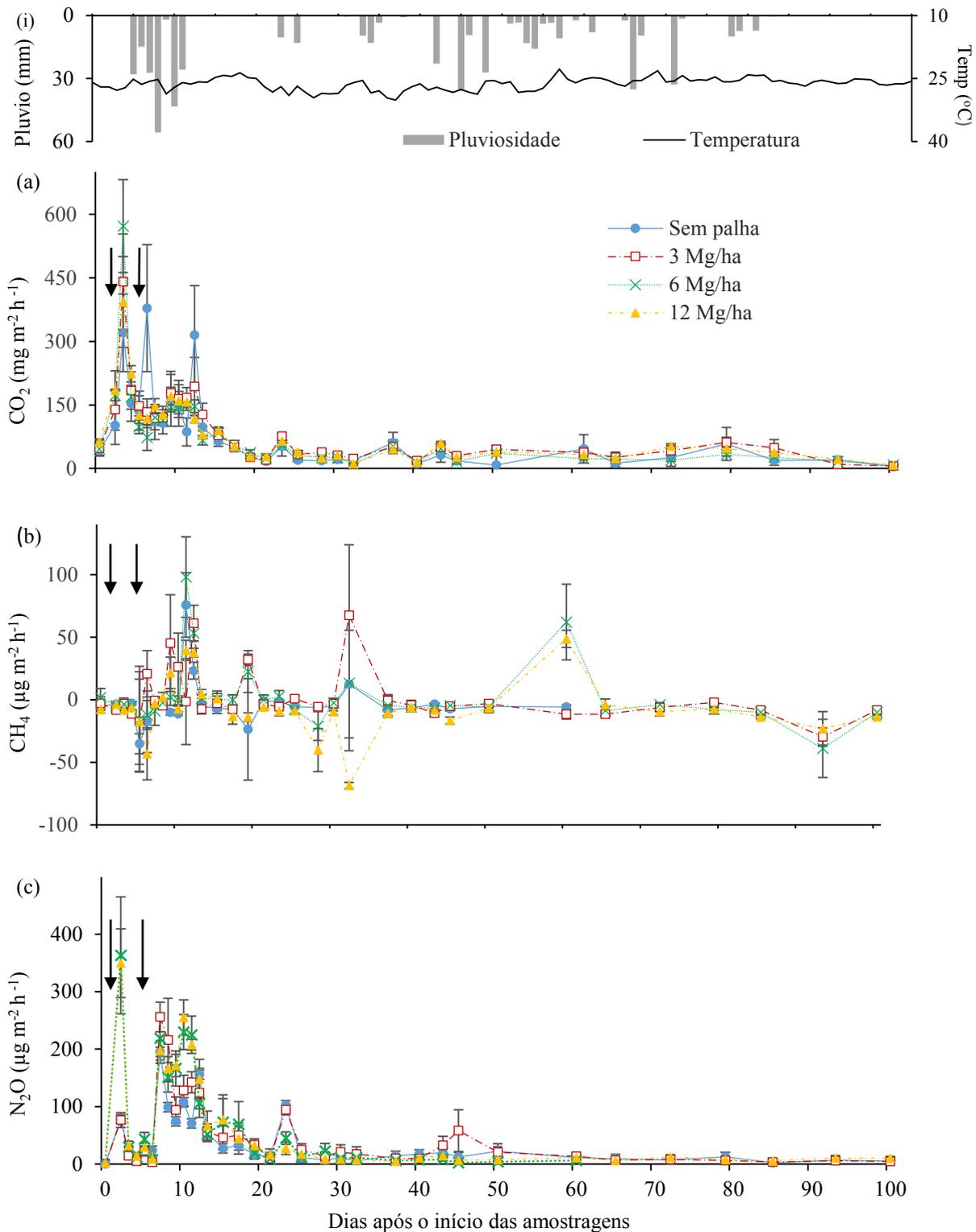


Figura 9 – Emissões diárias de C-CO₂ (mg m⁻² h⁻¹) (a); fluxos de C-CH₄ (μg m⁻² h⁻¹) (b) e; de N-N₂O (μg m⁻² h⁻¹) (c) durante os 100 dias de experimento. Os tratamentos estão representados pelas quantidades de palha: sem palha, 3, 6, 12 Mg ha⁻¹. As setas correspondem a aplicação da vinhaça e do fertilizante. Os pontos representam a média (n = 4) e as barras verticais representam os erros padrões e; (i) representa a pluviosidade e a temperatura média

Entretanto as emissões de C-CO₂ após a aplicação do adubo nitrogenado não tiveram esse mesmo comportamento da aplicação da vinhaça. Nos tratamentos com presença de palha não foram verificados picos de emissão, por outro lado, no tratamento sem palha, dois picos foram encontrados, no 7º e 12º dia (Figura 10 a).

Um dos possíveis motivos para a ausência de picos para os tratamentos com palha após a adição de sulfato de amônio pode estar relacionado com a “adaptação” dos micro-organismos do solo (KUZUYAKOV, 2010; KUZUYAKOV; BLAGODATSKAYA, 2015). Isto ocorreu após o aporte de C-oxidável proveniente da vinhaça associado ao C mais resiliente da palha, e desta forma, possivelmente ocorreu a adaptação dos micro-organismos a esta condição do substrato adicionado ao solo. Assim, observa-se que as emissões permanecem elevadas, em todos os tratamentos, contudo sem picos, ou seja, não prevaleceu a condição de estresses inicial, ocasionado pelo *priming* em curtos período de tempo, com a presença de picos.

A resposta do aumento da respiração em consequência aplicação nitrogenada é controversa na literatura. Alguns trabalhos relatam que há um aumento nas emissões de CO₂ (FISK; FAHEY, 2001; XIAO et al., 2005; IQBAL et al., 2009), enquanto, outros apresentam uma supressão (DING et al., 2007) e, outros ainda, que não há efeito nas emissões (LEE; DOOLITTLE; OWENS, 2007).

Entretanto nota-se que os trabalhos que apresentam aumentos nas emissões de CO₂ devido à adição de N foram áreas com elevados teores de matéria orgânica que por sua vez, estimulam a microbiota do solo (FISK; FAHEY, 2001; XIAO et al., 2005; IQBAL et al., 2009). A adição do fertilizante acelera a mineralização da matéria orgânica do solo; entretanto quando os teores de matéria orgânica são baixos, este efeito não será verificado devido à falta de energia para a atividade da microbiota (DING et al., 2006; LEE; DOOLITTLE; OWENS, 2007). O que explica os resultados neste trabalho, já que o solo apresenta baixa quantidade de matéria orgânica.

Os fluxos diários de C-CH₄ apresentaram alta variação, consequência do comportamento do solo em alternar entre sumidouro e emissor de C-CH₄ (DENMEAD et al., 2010). Como consequência, os coeficientes de variação foram extremamente altos alcançando valores entre 258% no tratamento com 3 Mg ha⁻¹ e 1797% para o tratamento sem palha. Os valores médios diários foram negativos entre -68 e -98 µg m² h⁻¹. Os valores mínimo e máximo variaram entre -69,2 e 148,0 µg C-CH₄ m⁻² h⁻¹ (Figura 10 b). Esses valores não se correlacionam com as datas de aplicação de N (vinhaça e sulfato de amônio),

esses valores extremos encontram-se dispersos ao longo do experimento, de forma que não houve alteração no comportamento do CH₄ com a adição de N.

Outros trabalhos com aplicação de vinhaça e fertilizante nitrogenado em solos bem drenados não apresentaram alteração de comportamento correlacionado à adição de fertilizantes químicos e/ou orgânicos (SOARES, 2009; DIAS, 2013; OLIVEIRA et al., 2013; OLIVEIRA, 2015). A emissão ou consumo de CH₄ é dependente do sistema de cultivo e das práticas relacionadas (MOSIER et al., 2004). Em geral, a absorção de CH₄ pelo solo é resultado da ação das bactérias metanotróficas, sendo aeróbias obrigatórias (MOSIER et al., 2004).

Os fluxos de N-N₂O apresentaram as maiores valores de emissão nos primeiros 20 dias, quando houve a aplicação de N. Os valores médios diários variaram entre 1,6 a 363 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ sendo o menor valor para o solo sem adição de palha e o maior para solo com a adição de 12 Mg ha⁻¹.

Os picos de emissão de N-N₂O ocorreram nos tratamentos de maior quantidade de resíduo (6 e 12 Mg ha⁻¹) alcançando fluxos médios máximos de 363 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Figura 10 c). Estes picos ocorreram no dia seguinte a aplicação de vinhaça. Esses valores estão de acordo com outros estudos reportados na literatura. Por exemplo, no estudo realizado por Dias (2013) foram encontrados valores médios de picos de 233 a 497 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ para doses de 150 e 300 m³ ha⁻¹ vinhaça, no dia seguinte à aplicação do fertilizante.

O sulfato de amônio foi aplicado no 6º dia. Os picos de emissão de N-N₂O foram verificados no dia seguinte a aplicação do fertilizante, assim como na vinhaça. Os picos neste dia corresponderam a valores máximos que variaram entre 197 e 268 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$. As altas intensidades de emissão nos primeiros 10º dias também podem ser associadas a uma sequência de eventos de chuva que ocorreram logo após a aplicação de N (9º até 15º dia). Essa variação pode ser representada no 9º dia, quando o volume de chuva reduz e a emissão de N₂O também foi menor, demonstrando a relação das emissões de N₂O com os eventos de precipitação.

Neste mesmo período (10 dias após aplicação), pode-se notar também que os picos ocorreram de forma intensa nos tratamentos de maiores quantidades de palha (Figura 10 c). Isto possivelmente está relacionado a maior retenção de umidade nos tratamentos 6 e 12 Mg ha⁻¹. Segundo alguns estudos a palha de cana-de-açúcar é capaz de reter até 50% da umidade (PERES; SOUZA; LAVORENTI, 2010), porém, a quantidade de vinhaça aplicada foi baixa, e possivelmente, a maior contribuição para o preenchimento dos poros com água tenha sido em decorrência da chuva e, provavelmente estes ficassem em condições (30 a 60%) para que

ocorresse a nitrificação (BOUWMAN, 1998; CHEN et al., 2013). No estudo de Vargas (2014) verificou-se um aumento linear das emissões de N₂O com o aumento dos poros preenchidos por água de 30 até 100%, sendo que as médias das emissões de N₂O foram duas vezes maiores para tratamentos com adição de palha de cana-de-açúcar (16 Mg ha⁻¹).

Por outro lado, alguns estudos indicaram que o aumento do C-oxidável, presente em altas concentrações na vinhaça (OLIVEIRA et al., 2013), e a adição de N pode ocasionar um consumo de O₂ pelos micro-organismos do solo, induzindo a anaerobiose, e conseqüentemente, uma condição favorável a desnitrificação (SMITH, 1998; MAGID et al., 2006;). Li et al. (2016) encontraram que a desnitrificação foi o principal responsável pela emissão de N₂O em um estudo com resíduos vegetais com baixa razão C:N com 40% dos poros do solo preenchidos com água, contradizendo o modelo conceitual de perda de N₂O devido à baixa porosidade (DAVIDSON et al., 2000).

Outro aspecto observado foi que o pico de emissão de C-CO₂ ocorreu dois dias após a aplicação de vinhaça (3 ° dia), um dia após o pico do N-N₂O da vinhaça. Isto é, houve um atraso entre os picos do C-CO₂ em relação ao de N-N₂O, assim como descrito em OLIVEIRA, 2013. Porém neste trabalho não permitiu derivar uma hipótese razoável para este efeito.

As emissões de N₂O estabilizaram próximas a zero após o 60° dias, pois apesar de aparentemente ocorrer um equilíbrio das emissões aos 20 dias, os valores encontram-se 10 vezes mais elevados que os fluxos iniciais do primeiro dia de experimento, sem adição de N (1,64 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹). Desta forma nota-se a importância da condução de experimentos a longo prazo e não apenas durante 30 dias, como é realizado grande parte dos trabalhos da de GEE na literatura. Outra importância deste tipo de estudos de longa duração é a possibilidade de servir como base para outros estudos de modelagem, que atualmente são limitados pelo baixo número de estudos desta natureza com um período amostrais maiores (OLIVEIRA; MORAES, 2017).

4.2.3. Fluxos acumulados de GEE da palha com adição de N

Não houve diferença entre as médias acumuladas de C-CO₂ em relação às quantidades de palha ($p > 0,05$). Os valores do solo sem palha foram os que apresentam as maiores variações (Figura 11 a), corroborando as observações dos dados diários.

Possivelmente, a adição da vinhaça foi a que mais corroborou para essas maiores emissões de CO₂. Afinal, esta relação entre respiração e a aplicação de fertilizantes nitrogenados é muito variável entre os trabalhos (IQBAL et al., 2009). Em alguns trabalhos,

este efeito foi até mesmo inverso, em que a adição de nitrogênio resultou em emissões três vezes menores que o controle (DING et al., 2006). Este fato pode estar relacionado ao N aumentar a biomassa microbiana, que aumentam a assimilação C e reduzem as perdas de CO₂. Isto é, a adubação nitrogenada pode auxiliar na fixação de C no solo (ANDERSON, 1994).

Entretanto, quando se trata de fontes de fertilizantes orgânicos e, portanto, aumento da quantidade de C, há uma maior respiração microbiana (GALANTINI; ROSELL, 2006). Os materiais com relação C:N baixa, como é o caso da vinhaça (C:N = 9) são facilmente decomponíveis, resultando em uma maior emissão de CO₂. Alguns trabalhos realizados somente com vinhaça suportam esse aumento das taxas de respiração (LOPES et al., 1986), e juntamente com outros parâmetros como aumento da taxas de C e N e a fertilidade do solo (BARROS et al., 2010; BEBÉ et al., 2009; PARNAUDEAU et al., 2008).

Em estudos com a associação de fertilizantes orgânicos (resíduos de baixa C:N) e minerais foram verificados aumentos de 33 até 47% nas emissões de CO₂. Isto é, a aplicação de N juntamente com palha aumentou o efeito da decomposição da matéria orgânica e, portanto aumentou as emissões de CO₂ (IQBAL et al., 2009), assim como os dados deste trabalho.

As emissões acumuladas de C-CH₄ foram extremamente variáveis sem diferenças significativas ($p > 0,05$), contudo, todos negativos, apresentando valores médios entre -15,7 e - 5,2 mg m² (Figura 11 b). Cardoso et al. (2001) apresentaram em seu trabalho realizado em solos do bioma Cerrado, valores acumulados variando entre -4,3 e 3,5 kg C-CH₄ ano⁻¹, expressando assim, a grande variabilidade existente nos resultados. Esta alta variabilidade do CH₄ (158%) está descrita na literatura, como variação temporal e espacial (SCHWEIZER, 2000). Carmo et al. (2013), observaram que os fluxos de metano foram negativos para todos os tratamentos que receberam fertilizante e palha, com exceção do tratamento com 21 Mg há⁻¹ de palha de cana-de-açúcar, possivelmente devido à maior umidade retida no solo, uma vez que o aumento conteúdo de água do solo pode ter ocasionado condições de anaerobiose que favoreceram a formação e emissão deste gás (SHVALEVA et al., 2013).

Já emissões acumuladas de N-N₂O, a variação média entre os tratamentos foi de 52 e 71 mg N-N₂O m⁻². Este resultado foi muito próximos ao encontrado em SIQUEIRA NETO et al., 2016 cujas emissões máximas para aplicação de N (100 m³ ha⁻¹ vinhaça e 80 kg ha⁻¹) sobre palha de cana-de-açúcar foram de 83 mg N-N₂O m². Entretanto, mesmo com os valores crescentes em relação a quantidade de palha (Figura 11 c), não foram encontradas diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os tratamentos.

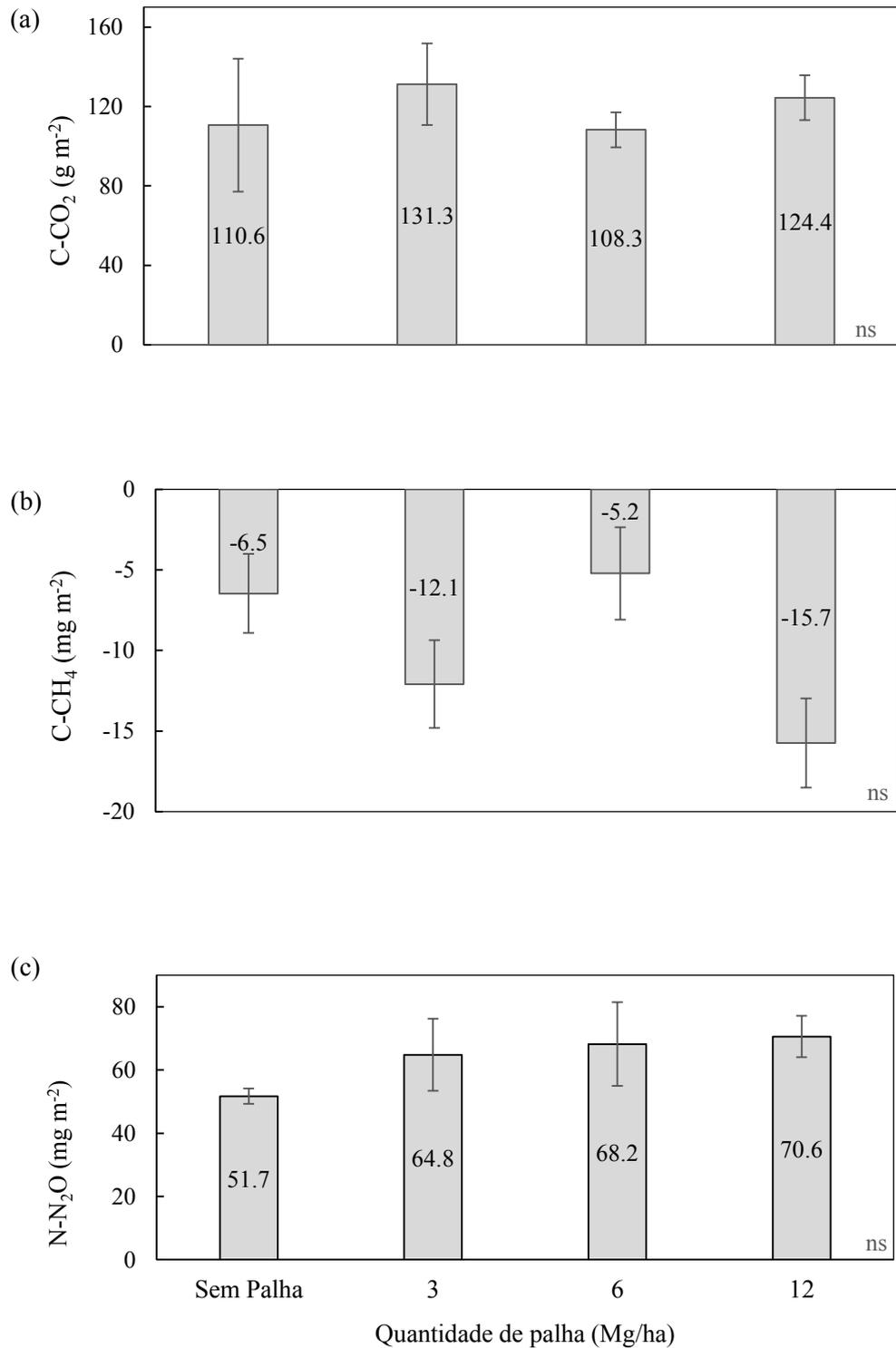


Figura 10 - Emissões acumuladas de C-CO₂ (g m⁻²) (a); de C-CH₄ (mg m⁻²) (b) e; de N-N₂O (mg m⁻²) (c) em 100 dias no Experimento 2; os tratamentos estão representados pelas quantidades de palha: sem palha, 3, 6, 12 Mg ha⁻¹; Os valores dentro das colunas são as médias dos fluxos acumulados dos gases, também representados pelas colunas verticais; As barras verticais representam os erros padrões; As letras “ns” representam a diferença estatística não significativa entre as quantidades de palha de cana-de-açúcar para cada gás.

Vale a pena ressaltar que outros trabalhos que quantificaram as emissões de GEE após a aplicação de adubo químico e vinhaça, aplicaram os fertilizantes de forma concomitante (CARMO et al., 2013; PITOMBO et al., 2016). Porém, a aplicação conjunta destes fertilizantes nitrogenados além de aumentar as perdas de N via N_2O e volatilização de amônia (PAREDES et al., 2014), não é uma prática frequente no campo, pois se trata de fertilizantes de natureza diferentes e, portanto precisam de operações agrícolas distintas.

4.2.4. Fluxos de GEE em CO_2 -equivalente e suas proporções

Na Tabela 5 estão apresentados os valores da conversão dos fluxos de C- CH_4 e N- N_2O provenientes da palha com a aplicação de N em CO_2e . Assim como, verificado para os fluxos acumulados de GEE, as emissões em CO_2e , semelhante ao Experimento 1, foram mais elevadas com os incrementos nas quantidades de palha, porém, sem diferenças significativas, ($p > 0,05$), contudo, a aplicação de N aumentaram as emissões do N_2O .

Tabela 5 - Conversão dos fluxos acumulados de C- CH_4 e N- N_2O em CO_2 -equivalente

Tratamento	$CO_2e_{CH_4}$ ($g\ m^{-2}$)	$CO_2e_{N_2O}$ ($g\ m^{-2}$)	CO_2e_{Total} ($g\ m^{-2}$)
Sem palha + N	-0,39	6,66	6,27
3 + N	-0,33	8,29	7,96
6 + N	-0,39	8,75	8,36
12 + N	-0,29	9,09	8,80

Para o cálculo de CO_2 -eq. foi utilizado o potencial de aquecimento global de cada gás ($N_2O = 298$; $CH_4 = 25$) fornecido pelo IPCC (2007); período de amostragem do experimento = 100 dias.

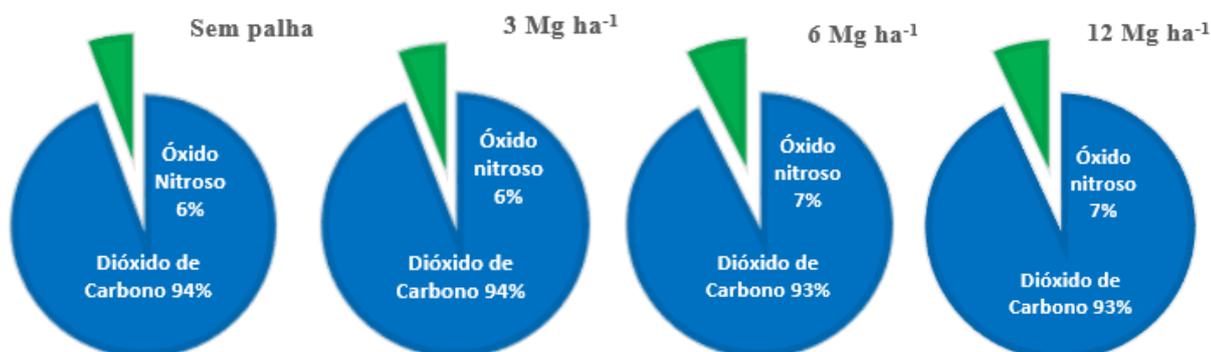


Figura 11- Proporções entre as emissões de GEE para cada quantidade de palha.

Os efeitos da aplicação de N não alteraram as proporções dos GEE emitidos em função da presença e quantidades de palha depositadas na superfície do solo (Figura 11). Novamente, as emissões de CO₂ determinaram majoritariamente as proporções (92-94%), seguidas do N₂O (6-8%). Contudo, as emissões de N₂O apresentaram uma proporção relativa maior que aquelas observadas no Experimento 1.

4.2.5. Fator de emissão do N₂O da palha com N

O fator de emissão (FE) é uma ferramenta fundamental para o desenvolvimento de estratégias de controle de emissão. Trata-se um valor representativo que relaciona a quantidade de um poluente liberado para a atmosfera por atividade. Sua utilização possibilita a parametrização das emissões em diferentes estudos e atividades (USEPA, 2016).

Entre os FE, o mais calculado nos estudos de com adição de fertilizantes nitrogenados é o relativo ao N₂O. Neste estudo o FE atingiu valores de até 0,42%, reduzindo de forma diretamente proporcional à quantidade de palha (Tabela 6). O FE médio calculado igual a 0,36% independentemente, da quantidade de palha. Para o cálculo FE foi utilizado como controle os valores de emissão N-N₂O do Experimento 1 durante o mesmo período de tempo (100 dias), ou seja, tratamento sem fertilizantes nitrogenados e sem palha.

O tratamento sem palha apresentou um FE 35% menor que a maior quantidade de palha. Este foi o menor valor calculado indicando que houve um efeito da palha sobre as emissões de N₂O. No estudo de Carmo et al. (2013), o FE do tratamento sem palha foi três vezes menor em relação ao tratamento com 14 Mg ha⁻¹ de resíduo de cana-de-açúcar, apresentando o efeito direto da palha em relação ao FE.

Outros trabalhos apresentaram valores semelhantes ao deste estudo, Siqueira Neto et al. (2016) obteve um valor de FE de 0,57% com aplicação de 80 kg ha⁻¹ de N na forma de nitrato de amônio com 100 m³ ha⁻¹ de vinhaça sobre 15 Mg ha⁻¹ de resíduos de cana-de-açúcar. Moraes et al. (2013) encontrou um FE de 0,51%, após aplicação de 80 kg ha⁻¹ de N na forma de ureia em resíduos de capim elefante.

Entretanto, apesar destes valores serem próximos aos encontrados neste trabalho, os valores obtidos são de duas a três vezes menores que o valor *default* de 1% do IPCC. O valor *default* é uma reunião de FE de diversos trabalhos em diferentes situações (regiões, solos, clima, fontes nitrogenadas, etc.) e são utilizados principalmente em inventários de gases e estudos de análise de ciclos de vida (IPCC, 2006), em estudos, nas quais as mensurações

diretas são normalmente inviáveis, desta forma, se faz necessário um valor aproximado das emissões provenientes da atividade.

Tabela 6 - Fator de emissão (FE) de N₂O das quantidades de palha de cana-de-açúcar depositada na superfície do solo com aplicação de fertilizantes nitrogenados

Tratamentos	Fator de Emissão
	% N-aplicado
Sem palha + N	0,27
3 + N	0,37
6 + N	0,40
12 + N	0,42

Fluxo médio acumulado N-N₂O = média ± desvio padrão.

Esta diferença entre os valores dos FE apresentados neste trabalho com os valores do IPCC, possivelmente se deve as variações dos gases nos diferentes tipos de solo, locais e adubos que entre os trabalhos que utilizados como base dos cálculos dos FE *default*. Um dos exemplos desta variação são os estudos de Denmead et al. (2010) que encontraram valores de FE de 21%. Estas altas emissões, se justificam pela singularidade das áreas em que experimentos foram conduzidos, em solos tiomórficos, com alta presença de matéria orgânica e umidade, propiciando condições ótimas para as emissões de N₂O (BEAUCHAMP et al., 1989; PATTEN et al., 1980).

Na Tabela 7 foram selecionados apenas estudos conduzidos na região centro-sul, onde encontra-se 90% da cana-de-açúcar cultivada no Brasil (CONAB, 2016). Nestes estudos o manejo não inclui irrigação e solos não apresentam fenômenos específicos de baixa drenagem ou flutuações de lençol freático.

O FE médio verificado na compilação da literatura foi de 0,59%, ou seja, um valor próximo à média verificada neste estudo. Os trabalhos que apresentaram os maiores valores de FE (*i.e.*, CARMO et al., 2013; PITOMBO et al., 2016) correspondem aos estudos que utilizaram a fonte de nitrogênio nítrica (*i.e.*, nitrato de amônio). Segundo Eichner (1990) a emissão de N₂O provenientes das fontes nítricas são maiores em relação às fontes amoniacais ou amídicas que favorecem igualmente o processo de nitrificação ou desnitrificação (*e.g.*, temperatura, porosidade, umidade).

Tabela 7 – Compilação de trabalhos em cana-de-açúcar com palha com fertilizantes nitrogenados

Referência	Palha	Fertilizante (N)	Vinhaça (N)	FE +- DP
	(Mg ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)	m ³ ha ⁻¹ (kg ha ⁻¹)	%
ZUCHELLO, (2010)	19	---	150 (48)	0,02
	19	Ureia (80)	---	0,13
	19	Ureia (80)	150 (48)	0,09
PITOMBO et al. (2016)	0	Nitrato de amônio (100)	100 (61)	1,34
	10	Nitrato de amônio (100)	100 (61)	2,41
	0	Nitrato de amônio (100)	---	0,21
	10	Nitrato de amônio (100)	---	1,06
	0	---	100 (61)	1,86
	10	---	100 (61)	2,75
CARMO et al. (2013)	0	Nitrato de amônio (120)	56 (22)	0,59 ± 0,29
	14	Nitrato de amônio (120)	56 (22)	1,89 ± 1,00
	0	Nitrato de amônio (120)	---	0,68 ± 0,41
	14	Nitrato de amônio (120)	---	0,76 ± 0,30
PAREDES et al. (2014)	0	---	150 (12)	2,50
	0	Ureia (80)	150 (12)	0,02
PAREDES et al. (2015)	17,8	Sulfato de amônio (80)	100 (18,2)	0,77 ± 0,23
	17,8	---	100 (18,2)	1,04 ± 2,23
OLIVEIRA et al. (2013)	Com palha (ni)	---	200 (46)	0,44
SIQUEIRA NETO et al. (2016)	15	Ureia (80)	150 (85)	0,59 ± 0,19
	15	---	150 (85)	0,77 ± 0,16
	15	---	300 (171)	0,54 ± 0,37
	15	Ureia (80)	---	0,52 ± 0,25
	15	Ureia (120)	---	0,83 ± 0,22
	15	Nitrato de Amônio (120)	---	0,23 ± 0,07
DIAS (2013)	Com palha (ni)	---	300 (171)	0,08
	Com palha (ni)	---	300 (162)	0,07
SIGNOR et al. (2012)	15	Ureia (180)	---	0,31 ± 0,09
	15	Nitrato de amônio (180)	---	1,22 ± 0,12
	15	Ureia (120)	---	0,63 ± 0,12
	15	Nitrato de amônio (120)	---	1,53 ± 0,07
SOARES et al. (2015)	0	Ureia (120)	---	0,69
	0	Ureia (120)	---	0,75
FRACETTO (2013)	14	Nitrato de amônio (120)	---	0,58
	0	Nitrato de amônio (120)	---	0,27
	14	Ureia (120)	---	0,25
	0	Ureia (120)	---	0,22
Este estudo	0	Sulfato de amônio (80)	100 (49)	0,27
	12	Sulfato de amônio (80)	100 (49)	0,42
TOTAL	14,3	(127)	134 (67)	0,59 ± 0,71

Fator de Emissão = Calculado a partir da diferença das emissões do tratamento com fertilizante e controle em função da quantidade do N fertilizante (sulfato de amônio + vinhaça) adicionado; DP = desvio padrão; N - vinhaça = Concentração de nitrogênio da vinhaça pela quantidade de vinhaça aplicada; Acumulado N-N₂O = Fluxo dos gases acumulado durante o período de amostral; ni = não informado;

Outro motivo que pode ter ocasionado as maiores emissões destes estudos é a adubação prévia com fósforo (30 kg) (CARMO et al., 2013; PITOMBO et al., 2016). O fósforo é um elemento limitante em solos intemperizados, como estes onde foram conduzidos os experimentos no Brasil, assim, adubações de P (fósforo) pode favorecer a microbiota do solo (MARSCHNER, 2011). Mori et al. (2010; 2013) descreveram a relação direta entre o aumento de P com a respiração e emissão de óxido nitroso.

Em relação aos estudos com adição de vinhaça pode-se observar que ainda há uma alta variabilidade entre os resultados. As variações os FE foram entre 0,07 (DIAS, 2013) a 2,5% (PAREDES et al., 2014). Devido a estes altos valores apresentados pela vinhaça alguns autores sugerem a adoção de 1,9% como *default* em áreas com a aplicação a vinhaça (FILOSO et al., 2015; PAREDES et al., 2014). Entretanto, pode-se verificar que não há um consenso entre os autores, sendo necessário mais trabalhos de mensuração direta das emissões deste resíduo.

4.2.6. Considerações do Experimento 2

Os fluxos de GEE provenientes das quantidades de palha no solo com fertilizantes nitrogenados apresentaram altos valores médios diários. Este aumento relativo à ordem de grandeza dos fluxos tornaram ínfimas as emissões decorrentes da presença de palha (conforme Experimento 1).

Quanto a proporções entre os fluxos dos GEE provenientes do solo e das quantidades de palha, não houve alterações significativas, rejeitando parcialmente a hipótese deste trabalho, quanto à alteração dos fluxos dos gases devido a alterações na decomposição em função das quantidades de palha. Contudo, é importante ressaltar que as emissões de CO₂ apesar de corresponderem a quase a totalidade das emissões de GEE (90%), não são contabilizadas em inventários de pegada de C, pois, como já exposto na discussão, sua origem é biogênica. Outra ressalva é que emissões de CH₄ não foram incluídas entre as proporções de os GEE por apresentarem valores negativos e, e ainda pouco expressivos em CO₂e. Desta forma, o N₂O torna-se o único gás de interesse para estudos de mitigação de GEE, mesmo contribuindo proporcionalmente com 6% das emissões totais.

Outro aspecto relacionado ao N₂O foi o fator de emissão, que mensura qual a proporção de perda de N a partir de uma determinada fonte (fertilizante) na forma de N₂O emitido. O FE calculado para as quantidades de palha com fertilizantes nitrogenados (80 kg ha⁻¹ de N e 32 m³ ha⁻¹ de N via vinhaça) foi em média 0,32%. Entretanto, este valor é

três vezes menor ao valor *default* do IPCC (2007), que corresponde a 1%. Porém, ao comparar o FE de estudos realizados em canaviais do centro-sul do Brasil o FE foi de 0,59%.

Como era esperado houve a intensificação dos fluxos de gases devido à adição de fertilizante nitrogenado. A respiração do solo foi três vezes maior quando houve a adição dos fertilizantes nitrogenados aumentando a média de 36 g m^{-2} proveniente da palha (Experimento 1) para 118 g m^{-2} no Experimento 2. Para o CH_4 , os fluxos acumulados foram de $-10,9 \text{ mg m}^{-2}$ (Experimento 1) para $-14,3 \text{ mg m}^{-2}$ no Experimento 2. E as emissões acumuladas de $\text{N-N}_2\text{O}$ do Experimento 2 com fertilizante foram oito vezes maiores que no Experimento 1, aumentando de $57,7 \text{ mg m}^{-2}$ para $479,4 \text{ mg m}^{-2}$ no Experimento 2.

5. CONCLUSÕES

Com os resultados obtidos neste estudo, correspondentes aos objetivos traçados, foi possível concluir que:

- (i) As quantidades de palha de cana-de-açúcar não apresentaram alteração nas proporções de GEE (Experimento 1);
- (ii) Houve uma relação direta entre as remoções de palha e as emissões de GEE, na ausência de fertilizantes nitrogenados, sendo estas, ocasionadas pela cobertura do solo e decomposição dos resíduos na superfície do solo (Experimento 1);
- (iii) A fração de CO₂ emitido relativo as perdas de C pela decomposição variaram de 25-60%, em que as maiores taxas de recuperação foram encontradas nas maiores intensidades de remoção (Experimento 1);
- (iv) A remoção das quantidades de palha não aumentou as emissões de GEE quando houve a adição N (Experimento 2);
- (v) A remoção das quantidades de palha não inferiu nas proporções das emissões de GEE (Experimento 2);

O fator de emissão para o N₂O provenientes das quantidades de palha com adição de N (80 kg ha⁻¹ de N no sulfato de amônio e 32 kg ha⁻¹ de N na vinhaça) foi de 0,32%, ou seja, três vezes menor ao *default* 1% do IPCC.

Assim, a retirada parcial da palha para produção de bioenergia mostrou-se viável para mitigar as emissões de GEE.

REFERÊNCIAS

- ADLER, P.R.; DEL GROSSO, S.J.; PARTON, W.J. Life-cycle assessment of net greenhouse-gas flux for bioenergy cropping systems. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 17, n. 3, p. 675–691, 2010.
- ABIVEN, S.; RECOUS, S.; REYES, V.; OLIVER, R. Mineralization of C and N from root; stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 42, p. 119–128, 2005.
- ADDISCOTT, T.M. **Nitrate, agriculture and the environment**. Wallingford: CABI, 2004. 279 p.
- ALLUVIONE, F.; HALVORSON, A.D.; DEL GROSSO, S.J. Nitrogen, tillage, and crop rotation effects on carbon dioxide and methane fluxes from irrigated cropping systems. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 38, n. 5, p. 2023–2033, 2009.
- ANDERSON, J.N.; INGRAM, J.S.I. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. Wallingford: CAB International, 1996.
- ANDERSON-TEIXEIRA, K.J.; DAVIS, S.C.; MASTERS, M.D.; DELUCIA, E.H. Changes in soil organic carbon under biofuel crops. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v. 1, p. 75–96, 2009.
- BAKER, J.M.; FASSBINDER, J.; LAMB, J.A. The impact of corn stover removal on N₂O emission and soil respiration: an investigation with automated chambers. **Bioenergy Research**, New York, v. 7, n. 2, p. 503–508, 2014.
- BALL, B.C. et al. Spatial variability of nitrous oxide fluxes and controlling soil and topographic properties. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 26, n. 5, p. 1399, 1997.
- BALL, B.C.; SCOTT, A.; PARKER, J.P. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 53, n. 1, p. 29–39, 1999.
- BERNOUX, M. et al. Gases do efeito estufa e estoque de carbono nos solos: inventario do Brasil. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, Brasília, DF, v. 22, p. 235–246, 2005.
- BERNOUX, M. et al. Soil carbon sequestration. **Advances in Soil Science**, Heidelberg, v. 15, p. 13–22, 2006.
- BHATIA, L.; JOHRI, S.; AHMAD, R. An economic and ecological perspective of ethanol production from renewable agro waste: a review. **AMB Express**, Heidelberg, v. 2, n. 1, p. 65, 2012.
- BORDONAL, R.O.; DE FIGUEIREDO, E.B.; LA SCALA, N. Greenhouse gas balance due to the conversion of sugarcane areas from burned to green harvest, considering other conservationist management practices. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v. 4, n. 6, p. 846–858, 2012.

BÖRJESSON, P. Good or bad bioethanol from a greenhouse gas perspective - What determines this? **Applied Energy**, Barking, v. 86, n. 5, p. 589–594, 2009.

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

BRANDANI, C.B. et al. Simulation of management and soil interactions impacting SOC dynamics in sugarcane using the Century Model. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v. 7 p. 646–657, 2014.

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia. **Brazil's 2nd National Communication to the Framework Convention of the United Nations on Climate Changes**. Brasília, DF, 2010.

BUTTERBACH-BAHL, K. et al. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, v. 368, n. 1621, p. 2013–2022, 2013.

CAMPBELL, E.E. et al. Assessing the soil carbon, biomass production, and nitrous oxide emission impact of corn stover management for bioenergy feedstock production using DAYCENT. **Bioenergy Research**, New York, v. 7, p. 491–502, 2014.

CANÇADO, J.E.D. et al. The impact of sugar cane-burning emissions on the respiratory system of children and the elderly. **Environmental Health Perspectives**, Research Triangle Park, v. 114, n. 5, p. 725–729, 2006.

CARMO, J.B. et al. Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: Effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v. 5, n. 3, p. 267–280, 2013.

CERRI, C.C. et al. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 6, p. 831–843, 2009.

CERRI, C. C. et al. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: an examination of existing data. **European Journal of Soil Science**, v. 62, n. 1, p. 23–28, 2011.

CHAPUIS-LARDY, L. et al. Soils, a sink for N₂O? A review. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v. 13, n. 1, p. 1–17, 2007.

CHEN, Y.H.; PRINN, R.G. Estimation of atmospheric methane emissions between 1996 and 2001 using a three-dimensional global chemical transport model. **Journal of Geophysical Research. Atmospheres**, Washington, DC, v. 111, p. D10307, 2006.

CHEN, H. et al. Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: A meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 19, n. 10, p. 2956–2964, 2013.

CHERNICHARO, C.A.L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios. **Margens**, Belo Horizonte, v. 5, p. 246, 1997.

CHERUBINI, F. et al. Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 53, n. 8, p. 434–447, 2009.

CICERONE, R.J.; OREMLAND, R.S. Biogeochemical aspects of atmospheric methane. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 2, p. 299–327, 1988.

COLEMAN, D.C.; OADES, J.M.; UEHARA, G. (Ed.). **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. Honolulu: University of Hawaii, 1989.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. **Acompanhamento da Safra Brasileira - Cana-de-açúcar– Safra 2016/17, primeiro levantamento 2016**, Brasília, DF, v. 2, n. 3, p. 1-65, 2016.

CONRAD R. The global methane cycle: recent advances in understanding the microbial processes involved. **Environmental Microbiology Reports**. 1, 285–292, 2009.

CORTON, T.M. et al. Methane emission from irrigated and intensively managed rice field in Central Luzon (Philippines). **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 58, p. 37–53, 2000.

CRUTZEN, P.J. et al. N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. **Atmospheric Chemistry and Physics**, Katlenburg-Lindau, v. 8, p. 389–395, 2008.

DAO, T.H. Tillage and crop residue effects on carbon dioxide evolution and carbon storage in a Paleustoll. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 62, p. 250–256, 1998.

DASHTBAN, M.; SCHRAFT, H.; QIN, W. Fungal bioconversion of lignocellulosic residues; opportunities and perspectives. **International Journal of Biological Sciences**, Lake Haven, v. 5, n. 6, p. 578–95, 2009.

DAVIS, S.C. et al. Impact of second-generation biofuel agriculture on greenhouse-gas emissions in the corn-growing regions of the US. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, DC, v. 10, n. 2, p. 69–74, 2012.

DE BARROS, R.P.; VIEGAS, P.R.A.; DA SILVA, T.L. Alterações em atributos químicos de solo cultivado com cana-de-açúcar e adição de vinhaça. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 40, p. 341–346, 2010.

DE MELLO PRADO, R.; PANCELLI, M.A. Resposta de soqueiras de cana-de-açúcar em sistema de colheita sem queima à aplicação de nitrogênio. **Bragantia**, Campinas, v. 67, p. 951–959, 2008.

DEL GROSSO, S.J. et al. Modeling soil CO₂ emissions from ecosystems. **Biogeochemistry**, The Hague, v. 73, p. 71–91, 2005.

DENDOOVEN, L. et al. Global warming potential of agricultural systems with contrasting tillage and residue management in the central highlands of Mexico. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 152, p. 50–58, 2012.

DENMEAD, O.T.; MACDONALD, B.C.T.; BRYANT, G.; NAYLOR, T.; WILSON, S.; GRIFFITH, D.W.T.; WANG, W.J.; SALTER, B.; WHITE, I.; MOODY, P.W. Emissions of methane and nitrous oxide from Australian sugarcane soils. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 150, n. 6, p. 748–756, 2010.

DIAS, N.M.S. **Efeito da aplicação de vinhaça na emissão de gases do efeito estufa e na comunidade desnitrificante e metanogênica do solo**. 2013. 92 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

DICKINSON, R.E., CICERONE, R.J. Future global warming from atmospheric trace gases. **Nature**, London, v. 319, n. 6049, p. 109–115, 1986.

DING, W. et al. Diel pattern of soil respiration in N-amended soil under maize cultivation. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 40, p. 3294–3305, 2006.

DING, W. et al. CO₂ emission in an intensively cultivated loam as affected by long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 669–679, 2007.

DLUGOKENCKY, E.J. et al. Observational constraints on recent increases in the atmospheric CH₄ burden. **Geophysical Research Letters**, Washington, DC, v. 36, n. 18, p. L18803, 2009.

DOURADO-NETO, D.; TIMM, L.C.; CESAR, J.; OLIVEIRA, M. de; OLIVEIRA, O.; BACCHI, S.; TOMINAGA, T.T.; MEIRA, F.A. State-space approach for the analysis of soil water content and temperature in a sugarcane crop. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 56, n. 4, p. 1215–1221, 1999.

DUXBURY, J.M. et al. Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients. **Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems**, Cambridge, v. 2, p. 33–67, 1989.

EGESKOG, A.; BARRETTO, A.; BERNDES, G.; FREITAS, F.; HOLMÉN, M.; SPAROVEK, G.; TORÉN, J. Actions and opinions of Brazilian farmers who shift to sugarcane: an interview-based assessment with discussion of implications for land-use change. **Land Use Policy**, Guildford, v. 57, p. 594–604, 2016.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

ESCOBAR, L. F. et al. Postharvest nitrous oxide emissions from a subtropical oxisol as influenced by summer crop residues and their management. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, p. 435–442, 2010.

ETHERIDGE, D.M. et al. Natural and anthropogenic changes in atmospheric CO₂ over the last 1000 years from air in Antarctic ice and firn. **Journal of Geophysical Research. Atmospheres**, Washington, DC, v. 101, p. 4115–4128, 1996.

FAO. **Carbon footprinting across the food value chain**: a new profitable low carbon initiative? A review of the main benefits for businesses, public bodies and issues. Rome, 2011. Disponível em: http://www.fao.org/fileadmin/templates/ex_act/pdf/Policy_briefs/C_footprint_draft.pdf.

FARGIONE, J.; HILL, J.; TILMAN, D.; POLASKY, S.; HAWTHORNE, P. Land clearing and the biofuel carbon debt. **Science**, Washington, DC, v. 319, p. 1235–1237, 2008.

FERRY, J.G. The chemical biology of methanogenesis. **Planetary and Space Science**, Oxford, v. 58, p. 1775–1783, 2010.

FILOSO, S. et al. Reassessing the environmental impacts of sugarcane ethanol production in Brazil to help meet sustainability goals. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Amsterdam, v. 52, p. 1847–1856, 2015.

FIRESTONE, M.K.; DAVIDSON, E.A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAC, M.O.; SCHIMMEL, D.S. (Ed.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. New York: John Wiley, 1989.

FISK, M.C.; FAHEY, T.J. Microbial biomass and nitrogen cycling responses to fertilization and litter removal in young northern hardwood forests. **Biogeochemistry**, The Hague, v. 53, n. 2, p. 201–223, 2001.

FLÜCKIGER, J.; DÄLLENBACH, A.; BLUNIER, T.; STAUFFER, B.; STOCKER, T.F.; RAYNAUD, D.; BARNOLA, J.-M. Variations in atmospheric N₂O concentration during abrupt climate changes. **Science**, Washington, DC, v. 285, p. 227–230, 1999.

FONTAINE, S.; BAROT, S. Size and functional diversity of microbe populations control plant persistence and long-term soil carbon accumulation. **Ecology Letters**, Oxford, v. 8, n. 10, p. 1075–1087, out. 2005.

FORTES, C. et al. Contribution of nitrogen from sugarcane harvest residues and urea for crop nutrition. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 70, n. 5, p. 313–320, 2013.

FRACETTO, F.J.C. **Emissão de óxido nitroso (N₂O) e abundância da comunidade de bactérias desnitrificantes no agrossistema cana-de-açúcar**. 2013. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

FREIRE, W.J.; CORTEZ, L.A.B. **Vinhaça de cana-de-açúcar**. Guaíba: Agropecuária, 2000.

FRIMPONG, K.A.; ADU, M.O.; BAGGS, E.M. Nitrous Oxide Emissions from Soils Amended with Polyphenols and Cowpea Residues. **Soil Use and Management**, Wallingford, v. 22, n. 2, p. 69–85, 2014.

FUESS, L.T.; GARCIA, M.L. **Qual o valor da vinhaça? Mitigação de impacto ambiental e recuperação de energia por meio da digestão anaeróbia**. São Paulo: Cultura Acadêmica, Universidade Estadual Paulista, Pró-Reitoria de Graduação. 2012. 130 p.

GALDOS, M.V. et al. Net greenhouse gas fluxes in Brazilian ethanol production systems. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v. 2, p. 37–44, 2010.

GARCIA-RUIZ, R.; BAGGS, E.M. N₂O emission from soil following combined application of fertilizer-N and ground weed residues. **Plant and Soil**, The Hague, v. 299, p. 263–274, 2007

GOLDEMBERG, J.; COELHO, S. T.; GUARDABASSI, P. The sustainability of ethanol production from sugarcane. **Energy Policy**, Guildford, v. 36, n. 6, p. 2086–2097, 2008.

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.

GRANT, R.F.; PATTEY, E. Modelling variability in N₂O emissions from fertilized agricultural fields, **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 35, p. 225–243, 2003

HAHN-HÄGERDAL, B. et al. Bio-ethanol: the fuel of tomorrow from the residues of today. **Trends in Biotechnology**, Amsterdam, v. 24, n. 12, p. 549–556, 2006.

HALLIN, S.; BRAKER, G.; PHILIPPOT, L. Molecular tools to assess the diversity and density of denitrifying bacteria in their habitats. In: BOTHE, H.; FERGUSON, S.J.; NEWTON, W. (Ed.). **Biology of the nitrogen cycle**. Amsterdam: Elsevier, 2007. p. 313–330.

HARRIS, Z.M.; SPAKE, R.; TAYLOR, G. Land use change to bioenergy: A meta-analysis of soil carbon and GHG emissions. **Biomass & Bioenergy**, Amsterdam, v. 82, p. 27-39, 2015.

HARTEMINK A.E. Sugarcane for bioethanol: soil and environmental issues. *Advances in Agronomy*, v. 99, p. 125–182, 2008.

HENAULT, C. et al. Nitrous Oxide Emission by Agricultural Soils : A Review of Spatial and Temporal Variability for Mitigation. **Pedosphere**, Beijing, v. 22, n. 4, p. 426–433, 2012.

HENDRIKS, D.M.D.; VAN HUISSTEDEN, J.; DOLMAN, J. Multi-technique assessment of spatial and temporal variability of methane fluxes in a peat meadow. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 150, n. 6, p. 757–774, 2010.

HOEKMAN, K.S. Biofuels in the U.S. e challenges and opportunities. **Renewable Energy**, Oxford, v. 34, p. 14–22, 2009.

HUTCHINSON, G.L.; LIVINGSTON, G.P. Use of chamber systems to measure trace gas fluxes. In: HARPER, L.A. (Ed.). **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Madison: ASA, 1993. p. 63–78. (Special Publication, 55).

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. **Monitoramento da cana-de-açúcar via imagens de satélite**. São José dos Campos, 2014. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/>. Acesso em: 14 maio 2016.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Climate change 2007: The physical science basis**. The Fourth Assessment Report. Cambridge: UNEP, 2007.

IQBAL, J. et al. CO₂ emission in a subtropical red paddy soil (Ultisol) as affected by straw and N-fertilizer applications: A case study in Southern China. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 131, n. 3, p. 292–302, 2009.

IQBAL, J. et al. Microbial biomass, and dissolved organic carbon and nitrogen strongly affect soil respiration in different land uses: A case study at Three Gorges Reservoir Area, South China. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 137, n. 3-4, p. 294–307, 2010.

JACINTHE, P. A.; LAL, R. Spatial variability of soil properties and trace gas fluxes in reclaimed mine land of southeastern Ohio. **Geoderma**, v. 136, n. 3-4, p. 598–608, 2006.

JIN, V.L. et al. Soil greenhouse gas emissions in response to corn stover removal and tillage management across the US Corn Belt. *Bioenergy Research*, New York, v. 7, n. 2, p. 517–527, 2014.

JONES, S. K. et al. Nitrous oxide emissions from managed grassland: A comparison of eddy covariance and static chamber measurements. *Atmospheric Measurement Techniques*, Katlenburg-Lindau, v. 4, n. 10, p. 2179–2194, 2011.

KIRCHMANN, H.K. et al. Effects of level and quality of organic matter input on carbon storage and biological activity in soil: synthesis of a long-term experiment. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 18, GB4011, 2004.

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v. 32, n. 11–12, p. 1485–1498, 2000.

KUZYAKOV, Y. Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v. 42, n. 9, p. 1363–1371, 2010.

KUZYAKOV, Y.; BLAGODATSKAYA, E. Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review. *Soil Biology and Biochemistry*, Oxford, v. 83, p. 184–199, 2015.

KUZYAKOV, Y.; XU, X. Competition between roots and microorganisms for nitrogen: Mechanisms and ecological relevance. *New Phytologist*, London, v. 198, p. 656–669, 2013.

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**, Amsterdam, v. 91, p. 244–248, 2006.

LA SCALA JÚNIOR, N.; DE FIGUEIREDO, E.; PANOSSO, A. A review on soil carbon accumulation due to the management change of major Brazilian agricultural activities. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 72, n. 3, p. 775–785, 2012.

LAL, R. **Global soil erosion by water and carbon dynamics**. In: Lal, R., Kimble, J.M., Levine, E., Stewart, B.A. (Eds.), *Soils and Global Change*. CRC/Lewis Publishers, Boca Raton, FL, p. 131-142, 1995.

LAL, R.; PIMENTEL, D. Biofuels: Beware Crop Residues. **Science**, Washington, DC, v. 326, p. 1345–1346, 2009.

LANDERS, F.N. **Fascículo de experiências de plantio direto no cerrado**. Goiânia: APDC, 1995. 261 p.

LAVILLE, P. et al. Effect of management, climate and soil conditions on N₂O and NO emissions from an arable crop rotation using high temporal resolution measurements. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 151, n. 2, p. 228–240, 2011.

LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 37, n. 1, p. 25–50, 2001.

LEAL, M.R.L.V et al. Sugarcane straw availability, quality, recovery and energy use: A literature review. **Biomass and Bioenergy**, Amsterdam, v. 53, p. 11–19, 2013.

LEE, D.K.; DOOLITTLE, J.J.; OWENS, V.N. Soil carbon dioxide fluxes in established switchgrass land managed for biomass production. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 39, n. 1, p. 178–186, 2007.

LEON, E. et al. Hot spots, hot moments, and spatio-temporal controls on soil CO₂ efflux in a water-limited ecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 77, p. 12–21, 2014.

LEXANDER, A.G. **Sugarcane physiology**. Amsterdam: Elsevier Scientific, 1973.

LI, X. et al. Evidence for denitrification as main source of N₂O emission from residue-amended soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 92, p. 153–160, 2016.

LISKA, A. J.; PERRIN, R. K. Indirect land use emissions in the life cycle of biofuels: Regulations vs science. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, v. 3, n. 3, p. 318–328, 2009.

LISKA, A.J. et al. Biofuels from crop residue can reduce soil carbon and increase CO₂ emissions. **Nature Climate Change**, London, v. 4, p. 398–401, 2014.

LUCA, E.F. et al. Avaliação de atributos físicos e estoques de carbono e nitrogênio em solos com queima. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n. 1, p. 789–800, 2008.

MACEDO, I.C.; CORTEZ, L.A.B. Sugarcane industrial processing in Brazil. In: ROSILLO-CALLE, F.; BAJAY, S.V.; ROTHMA, H. (Ed.). **Industrial uses of biomass energy**. London: Taylor & Francis, 2000. p. 140–154.

MACEDO, I. de M.; LEAL, M.R.L.V.; SILVA, J.E.A.R. **Assessment of greenhouse gas emissions in the production and use of fuel ethanol in Brazil**. São Paulo: Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, 2004.

MACKIE, R.I.; WHITE, B.A., BRYANT, M.P. "Methanogenesis, biochemistry. **Encyclopedia of Microbiology**, New York, v. 3, p. 97–109, 1992.

MAJUMDAR, D.; MITRA, S. Methane consumption from ambient atmosphere by a Typic Ustochrept soil as influenced by urea and two nitrification inhibitors. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 39, p. 140–145, 2004.

MALHI, S.S.; LEMKE, R. Tillage, crop residue and N fertilizer effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality and nitrous oxide gas emissions in a second 4-yr rotation cycle. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 96, n. 1-2, p. 269–283, 2007.

MALJANEN, M. et al. Short-term variation in fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide and methane in cultivated and forested organic boreal soils. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 34, n. 5, p. 577–584, 2002.

MANECHINI, C. **Cultivo mecânico da soqueira de cana colhida sem queimar (condensado da experiência acumulada)**. Relatório Interno Coopersucar - Projeto Cana crua. Piracicaba: Copersucar, 2000.

- MARSCHNER, H. **Marschner's mineral nutrition of higher plants**. New York: Academic Press, 2011.
- MARTINELLI, L.A. et al. Stable carbon and nitrogen isotope composition of bulk aerosol particles in a C4 plant landscape of southeast Brazil. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 36, p. 2427–2432, 2002.
- MATHIEU, O. et al. Quantifying the contribution of nitrification and de-nitrification to the nitrous oxide flux using ¹⁵N tracers. **Environment Pollution**, Barking, v. 144, p. 933–940, 2006
- Mc INERNEY, M.J.; BRYANT, M.P. Review of methane fermentation fundamentals. In: WISE, D.L. (Ed). Fuel gas production from biomass. **Chemical Rubber**, New York, v. 1, p. 19–46, 1981.
- MELAMU, R.; VON BLOTTNITZ, H. 2nd Generation biofuels a sure bet? A life cycle assessment of how things could go wrong. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 19, n. 2-3, p. 138–144, 2011.
- MELILLO, J.M. et al. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: plant litter to soil organic matter. In: CLARHOLM, M.; BERGSTRON, L. (Ed.). **Ecology of arable lands**. Dordrecht: Kluwer Academic Press, 1989. p. 53–62.
- MELLO, F.F.C. et al. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. **Nature Climate Change**, London, v. 4, n. 7, p. 605–609, 2014.
- MILANEZ, A.Y. et al. De promessa a realidade: como o etanol celulósico pode revolucionar a indústria da cana-de-açúcar - uma avaliação do potencial competitivo e sugestões de política pública. **BNDS Setorial, Biocombustíveis**, Rio de Janeiro, n. 41, p. 237–294, 2015.
- MINAMI, K. Atmospheric methane and nitrous oxide: sources, sinks and strategies for reducing agricultural emissions. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, p. 203–211, 1997.
- MOLODOVSKAYA, M. et al. Temporal variability of nitrous oxide from fertilized croplands: hot moment analysis. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 76, n. 5, p. 1728, 2012.
- MOONEY, H.A.; VITOUSEK, P.M.; MATSON, P.A. Exchange of materials between terrestrial ecosystems and the atmosphere. **Science**, Washington, DC, v. 238, p. 926–932, 1987.
- MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2006. 729 p.
- MORI, T. et al. Effects of phosphorus addition with and without ammonium, nitrate, or glucose on N₂O and NO emissions from soil sampled under *Acacia mangium* plantation and incubated at 100% of the water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 49, n. 1, p. 13–21, 2013.

MOSIER, A. et al. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. **Nature**, London, v. 350, p. 330–332, 1991.

NYE JUNIOR, J.S. **Compreender os conflitos internacionais**: uma introdução à teoria e à história. São Paulo: Gradiva, 2002.

NAZARIES, L. et al. Methane, microbes and models : fundamental understanding of the soil methane cycle for future predictions . Environmental Minireview Methane , microbes and models : fundamental future predictions. **Environmental Microbiology**, Oxford, v. 15, p. 2395–2417, 2013.

NAZARIES, L. et al. Evidence of Microbial Regulation of Biogeochemical Cycles from a Study on Methane Flux and Land Use Change Evidence of Microbial Regulation. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, DC, v. 79, p. 4031–4040, 2013.

NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. **Total carbon, organic carbon and organic matter**. In: SPARKS, D.L.; HELMKE, P.A.; PAGE, A.L. **Methods of soil analysis**. Part 3. Chemical methods. Madison: SSSA; ASA, 1996. p. 961–1009. (Book Series, 5).

O’CONNOR et al. Possible role of wetlands, permafrost, and methane hydrates in the methane cycle under future climate change: A review. **Reviews of Geophysics**, Washington, DC, v. 48, n. 4, p. RG4005, 2010.

OLIVEIRA, B.G. **Emissão de metano e microbiota funcional associadas à vinhaça de cana-de-açúcar em sistemas de armazenamento e transporte**. 2015. Tese (Doutorado em Microbiologia do Solo) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

OLIVEIRA, B.G. et al. Soil greenhouse gas fluxes from vinasse application in Brazilian sugarcane areas. **Geoderma**, Amsterdam, v. 200-201, p. 77–84, 2013.

OLIVEIRA, M.W. et al. Straw mineralization and root growth of sugarcane as related to nitrogen fertilization at planting. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 34, p. 2359-2362, 1999.

OLIVEIRA, M.E. de; MORAES, S. Modeling approaches for agricultural N₂O fluxes from large scale areas: A case for sugarcane crops in the state of São Paulo - Brazil. **Agricultural Systems**, Barking, v. 150, p. 1–11, 2017.

OTTO, R. et al. Nitrogen use efficiency for sugarcane-biofuel production: What is next? **BioEnergy Research**, New York, p. 1–8, 2016.

PAREDES, D. D. S. et al. Nitrous Oxide and Methane Fluxes Following Ammonium Sulfate and Vinasse Application on Sugar Cane Soil. **Environmental Science and Technology**, Easton, v. 49, n. 18, p. 11209–11217, 2015.

PAREDES, D. da S 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**, Dordrecht, v. 98, n. 1, p. 41–55, 2014.

- PARTON, W.J. et al. Generalized for NO_x and N₂O emission from solid. **Journal of Geophysical Research**, Washington, DC, v. 106, p. 17403–17419, 2001.
- PERES, J. G.; SOUZA, C. F.; LAVORENTI, N. A. Avaliação dos efeitos da cobertura de palha de cana-de-açúcar na umidade e na perda de água do solo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 5, p. 24–7, 2010.
- PITOMBO, L.M. et al. Exploring soil microbial 16S rRNA sequence data to increase carbon yield and nitrogen efficiency of a bioenergy crop. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, 2016.
- PRADO, R. de M.P.; PANCELLI, M.A. Resposta de soqueiras de cana-de-açúcar à aplicação. **Bragantia**, Campinas, v. 67, p. 951–959, 2008.
- RAIJ, B. van; ZULLO, M.A.T. **Métodos de análise de solo para fins de fertilidade**. Campinas: Instituto Agrônômico, 1977. 16 p. (Circular, 63).
- RAMANATHAN, V. et al. Trace gas trends and their potential role in climate change. **Journal of Geophysical Research**, Washington, DC, v. 90, n. D3, p. 5547–5566, 1985.
- RAVISHANKARA, A.R.; DANIEL, J.S.; PORTMANN, R.W. Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. **Science**, Washington, DC, v. 326, p. 132–135, 2009.
- RIPOLI, T.C.C.; RIPOLI, M.L.C.; CASAGRANDE, D.V.; IDE, B.Y. Noções fitotécnicas. In: _____. **Plantio de cana-de-açúcar: estado da arte**. Piracicaba: Ed. dos Autores, 2006. cap. 3, p. 80–88.
- RIPOLI, T.C.C.; RIPOLI, M.L.C.; MOLINA JÚNIOR, W.F. **Biomassa de cana-de-açúcar: colheita, energia e ambiente**. Jaboticabal: FUNEP, 2004.
- ROBERTSON, F. A.; THORBURN, P. J. Decomposition of sugarcane harvest residue in different climatic zones. **Australian Journal of Soil Research**, Lismore, v. 45, p. 1–11, 2007a.
- ROBERTSON, F.A.; THORBURN, P.J. Management of sugarcane harvest residues: consequences for soil carbon and nitrogen. **Australian Journal of Soil Research**, Lismore, v. 45, p. 13–23, 2007b.
- ROBINSON, J.L.; PYZYNA, B.; ATRASZ, R.G. Growth kinetics of extremely halophilic archaea (family halobacteriaceae) as revealed by arrhenius plots. **Journal Bacteriology**, Washington, DC, v. 187, p. 923–929, 2005.
- P. ROCHETTE. Spatial and temporal variability of soil respiration in agricultural fields. **Canadian Journal Soil Science**, Ottawa, v. 71, p. 189–196, 1991.
- ROCHETTE, P.; ERIKSEN-HAMEL, N. S. Chamber Measurements of Soil Nitrous Oxide Flux: Are Absolute Values Reliable? **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, n. 2, p. 331, 2008.

RUZICKA, J.; HANSEN, E.H. **Flow injection analysis**. New York: Wiley Interscience, 1981. 395 p.

RYDEN, J.C. N₂O exchange between a grassland soil and the atmosphere. **Nature**, London, v. 292, n. 5820, p. 235–237, 1981

SAINJU, U.M.; JABRO, J.D.; STEVENS, W.B. Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by irrigation, tillage, cropping system, and nitrogen fertilization. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 37, n. 1, p. 98–106, 2008.

SANTOS, F.A. et al. Potencial da palha de cana-de-açúcar para produção de etanol. **Química Nova**, São Paulo, v. 35, n. 5, p. 1004–1010, 2012.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **Etanol verde**. São Paulo, 2014. Disponível em: <http://www.iea.sp.gov.br/Relat%C3%B3rioConsolidado1512.pdf>.

SAS INSTITUTE. **SAS online doc 9.1.3**. Cary, NC, 2007. Disponível em: <http://support.sas.com/onlinedoc/913/docMainpage.jsp>.

SEARCHINGER, T.; HEIMLICH, R.; HOUGHTON, R.A.; DONG, F.; ELOBEID, A.; FABIOSA, J.; TOKGOZ, S.; HAYES, D.; YU, T. Emissions from Land-Use Change. **Science**, Washington, DC, v. 423, p. 1238–1240, 2008.

SHVALEVA, A. et al. Comparison of methane, nitrous oxide fluxes and CO₂ respiration rates from a Mediterranean cork oak ecosystem and improved pasture. **Plant and Soil**, The Hague, v. 374, n. 1-2, p. 883–898. 2013.

SIGNOR, D.; PISSIONI, L.L.M.; CERRI, C.E.P. Emissões de gases de efeito estufa pela deposição de palha de cana-de-açúcar sobre o solo. **Bragantia**, Campinas, v. 73, n. 2, p. 113–122, 2014.

SILVA, A. P. M.; BONO, J. A. M.; PEREIRA, F. de A. R. Aplicação de vinhaça na cultura da cana-de-açúcar: Efeito no solo e na produtividade de colmos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 1, p. 38–43, 2014.

SILVA OLAYA, et al. Carbon dioxide emissions under different soil tillage systems in mechanically harvested sugarcane. **Environmental Research Letters**, Bristol, v. 8, n. 1, p. 015014, 2013.

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. **Global Change Biology Bioenergy**, v. 8, n. 2, p. 269–280, 2016.

SLEMR, F.; SEILER, W. Field measurements of NO and NO₂ emissions from fertilized and unfertilized soils. **Journal of Atmospheric Chemistry**, Dordrecht, v. 2, p. 1–24, 1984

SMITH, D.M.; INMAN-BAMBER, N.G.; THORBURN, P.J. Growth and function of the sugarcane root system. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 92 p. 169–183, 2005.

SOUBES, M. Microbiologia de la digestion anaeróbia. In: TALLER E SEMINARIO LATINOAMERICANO, 3., 1994, Montevideo, Uruguay. **Tratamiento anaerobio de aguas residuales**. Montevideo, 1994. p. 15-27.

SOUSA JUNIOR, J. G. de A. **Decomposição de diferentes doses de palhada de cana-de-açúcar e seu efeito sobre o carbono do solo**. 2015. Tese (Doutorado em Ciências) Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

SOUZA, G. M.; VICTORIA, R.; JOLY, C.; VERDADE, L. (Ed.). **Bioenergy & sustainability**: Bridging the gaps. Paris: SCOPE, 2015.

SPAHNI, R. et al. The attenuation of fast atmospheric CH₄ variations recorded in polar ice cores. **Geophysics Research Letters**, Washington, DC, v. 30, p.1571. 2003.

SPANGENBERG, J.M. Biomass or biomass? The promises and limits of bioenergy. In: BARBIR, F.; ULGIATI, S. (Ed.). **Sustainable energy production and consumption**. Heidelberg: Springer, 2008. p. 55–65.

STEVENSON, F.J. **Humus chemistry**: genesis, composition and reactions. 2. ed. New York: John Wiley, 1994. 496 p.

STEVENSON, F.J.; COLE, M.A. **Cycles of soil**: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur and micronutrients. New York: John Wiley, 1999.

TEIXEIRA, L. G. et al. Soil CO₂ emission as related to the sugarcane crop residues incorporation and aggregates break after rotary tillage. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, p. 1075–1084, 2011.

THOMSON, A. J. et al. Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences**, London, v. 367, n. 1593, p. 1157–1168, 2012.

THORBURN, P.J.; PROBERT, M.E.; ROBERTSON, F.A. Modelling decomposition of sugar cane surface residues with APSIM-Residue. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 70, p. 223–232, 2001.

TOMINAGA, T. T. et al. Variability of soil water content and bulk density in a sugarcane field. **Australian Journal of Soil Research**, Lismore v. 40, p. 605–614, 2002.

TSAO, C.C.; CAMPBELL, J.E.; MENA-CARRASCO, M. Increased estimates of air-pollution emissions from Brazilian sugar-cane ethanol. **Nature Climate Change**, London, v. 2, p. 53–57, 2011

ÚNICA (UNIÃO DA AGROINDÚSTRIA CANAVIEIRA DE SÃO PAULO) Notícia. São Paulo fecha safra 2013/2014 com colheita mecanizada em 83% dos canaviais. <<http://www.unica.com.br/noticia/6551584920310621254/sao-paulo-fecha-safra-2013-por-cento2F2014-com-colheita-mecanizada-em-83-por-cento-dos-canaviais/>> (Acesso em: 12 dezembro 2016). 2016.

USDA. **Fertilizer use and price**. Washington, DC, 2016. Disponível em: <http://www.ers.usda.gov/data-products/fertilizer-use-and-price.aspx#26730>.

USEPA. **Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990 – 2014**. Washington, DC, 2016. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-04/documents/us-ghg-inventory-2016-main-text.pdf>.

VAN DEN HEUVEL, R.N. et al. N₂O emission hotspots at different spatial scales and governing factors for small scale hotspots. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 407, n. 7, p. 2325–2332, 2009.

VARGAS, V. P. et al. Sugarcane Crop Residue Increases N₂O and CO₂ Emissions Under High Soil Moisture Conditions. **Sugar Tech**, New Delhi, v. 16, n. 2, p. 174–179, 2014.

VICTORIA, R.L. et al. **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 105–120, 1992.

VITTI, G.C.; HEIRINCHS, R. Formas tradicionais e alternativas de obtenção e utilização do nitrogênio e do enxofre: uma visão holística. In: YAMADA, T.; ABDALLA, S.R.S.; VITTI, G.C. (Ed.). Nitrogênio e enxofre na agricultura brasileira. Piracicaba: IPNI, p. 109-157, 2007.

VITTI, A.C.; TRIVELIN, P.C.O.; CANTARELLA, H. Mineralização da palhada e crescimento de raízes de cana-de-açúcar relacionados com a adubação nitrogenada de plantio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2757–2762, 2008.

WALLENSTEIN, M.D. et al. Environmental controls on denitrifying communities and denitrification rates: Insights from molecular methods. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 16, p. 2143–2152, 2006.

WALTZ, K.N. **Teoria das relações internacionais**. Lisboa: Gradiva, 2002.

WANG, W.J. et al. Nitrous oxide emissions from sugarcane soils: effects of urea forms and application rate. **Proceedings of the Australian Society of Sugar Cane Technologists**, Townsville, Queensland, v. 30, p. 87–94, 2008

WANG, W. et al. Greenhouse gas fluxes from an Australian subtropical cropland under long-term contrasting management regimes. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v. 17, p. 3089–3101, 2011.

WEIER, K.L. Trace gas emissions from a trash blanketed sugarcane field in tropical Australia. In: WILSON, J.R.; HOGARTH, D.M.; CAMPBELL, J.A.; GARSIDE, A.L. (Ed.). **Sugarcane: research towards efficient and sustainable production**. Brisbane: CSIRO Division of Tropical Crops and Pastures, 1996. p. 271–272.

WHITTAKER, E.T.; ROBINSON, G. **Trapezoidal and parabolic rules**. The calculus observation: a treatise of numerical mathematics. New York: Dover, 1967.

WILKIE, A.C.; RIEDESEL, K.J.; OWENS, J.M. Stillage characterization and anaerobic treatment of ethanol stillage from conventional and cellulosic feedstocks. **Biomass & Bioenergy**, Amsterdam, v. 19, n. 2, p. 63–102, 2000.

WOOD A.W., SCHROEDER B.L., DWYER R. Opportunities for improving the efficiency of use of nitrogen fertiliser in the Australian sugar industry. *Proc Conf Aust Soc Sugar Cane Technology* v. 32, p. 221–233, 2010.

XIAO, Y. et al. The value of gas exchange as a service by rice paddies in suburban Shanghai, PR China. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 109, n. 3-4, p. 273–283, 2005.

YAO, Z. et al. Comparison of manual and automated chambers for field measurements of N₂O, CH₄, CO₂ fluxes from cultivated land. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 43, n. 11, p. 1888–1896, 2009.

ZHU, J. et al. Microbiology and potential applications of aerobic methane oxidation coupled to denitrification (AME-D) process: A review. **Water Research**, Oxford, v. 90, p. 203–215, 2016.

ZOTELLI, L. do C. **Palha e vinhaça: emissões de CO₂, N₂O E CH₄ em solo com cana-de-açúcar**. 2012. 78 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical) - Instituto Agrônomo, Campinas, 2012.

ZUCHELLO, F. **Emissões de óxido nitroso (N₂O) de cambissolo cultivado com cana-de-açúcar em Campos dos Goytacazes: impacto de adubações com vinhaça e ureia**. 2010. 55 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2010.

ZUMFT, W.G.; MATSUBARA, T. A novel kind of multi-copper protein as terminal oxidoreductase of nitrous oxide respiration in *Pseudomonas perfectomarinus*. **FEBS Letters**, Amsterdam, v. 148, p. 107–112, 1982.