



**TESE**

**ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO E EMISSÃO  
DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SISTEMA  
DE PRODUÇÃO DE MILHO COM USO DE  
LODO DE ESGOTO**

**PRISCILA GRUTZMACHER**

**Campinas, SP  
2016**

**INSTITUTO AGRONÔMICO  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA  
TROPICAL E SUBTROPICAL**

**ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO E EMISSÃO DE  
GASES DE EFEITO ESTUFA EM SISTEMA DE  
PRODUÇÃO DE MILHO COM USO DE LODO DE  
ESGOTO**

**PRISCILA GRUTZMACHER**

**Orientador: Dr. Cristiano Alberto de Andrade**

Tese submetida como requisito parcial para a obtenção do grau de **Doutor** em Agricultura Tropical e Subtropical, Área de Concentração Gestão de Recursos Agroambientais.

Campinas, SP  
Março 2016

Ficha elaborada pela bibliotecária do Núcleo de Informação e Documentação do Instituto Agronômico

G873e Grutzmacher, Priscila  
Estoque de carbono no solo e emissão de gases de efeito estufa em sistema de produção de milho fertilizado com lodo de esgoto em longo prazo/ Priscila Grutzmacher. Campinas, 2016. 104 fls.

Orientador: Cristiano Alberto de Andrade  
Tese (Doutorado) Agricultura Tropical e Subtropical – Instituto Agronômico

1. Milho fertilizado 2. Lodo de esgoto 3. Resíduo orgânico  
4. Emissão de gases. I. Andrade, Cristiano Alberto de II. Título

CDD. 633.15

Aprovação

À minha família,

por todo amor e incentivo em todos os momentos de minha vida,

**DEDICO**

À minha bisavó Felisbina Bittencourt (*in memorian*), minha amada vó Piquininha,  
cuja saudade estará presente em mim até o dia do nosso reencontro

**OFEREÇO**

## AGRADECIMENTOS

Como não poderia ser diferente, agradeço primeiramente à expressão maior do amor, da sensibilidade, da generosidade, do respeito, da compaixão e da humildade. Obrigada Deus por estar presente em minha vida e me fazer querer ser um singelo reflexo da grandeza que tu és;

À minha família, razão da minha alegria, motivo da minha persistência perante às adversidades, aos quais devoto todo o meu respeito e amor. Dentre todos, o agradecimento especial aos meus tios Robson e Vanessa, que me acolheram aqui em Campinas como uma filha, mesmo sabendo que não tinham esta obrigação. Amo vocês;

Ao meu companheiro Diego, por simplesmente me amar. Você é a inspiração e o combustível que me guia e impulsiona a ser cada dia melhor. Dedicção, perseverança e fé na ciência e, humildade, sensibilidade e serenidade para a vida toda;

Ao meu orientador Cristiano Alberto de Andrade, agradeço pela dedicação à orientação e à pesquisa, porém agradeço ainda mais pela oportunidade do doutoramento, pela paciência frente às minhas dificuldades e pela amizade;

Às pesquisadoras da Embrapa Meio Ambiente e do Instituto Agrônômico, envolvidas na minha formação em pesquisa, seja pelos prestimosos conselhos científicos, auxílio financeiro ao projeto e pela amizade. Obrigada às Dras. Ana Paula C. Packer, Adriana M. M. Pires, Isabella Clerici de Maria e Magda Lima;

Aos membros da banca, Drs. Heitor Cantarella, Márcio K. Chiba, Carlos Eduardo P. Cerri e João Luis N. Carvalho, pelas preciosas colaborações para o melhor entendimento desta tese;

Ao Instituto Agrônômico e ao Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical pela oportunidade de realização do doutorado;

À CAPES pela concessão da bolsa de estudos e à EMBRAPA pelo apoio financeiro ao projeto;

Meu agradecimento especial a Maria Paula Bibar (Malzebier, Nêga, Gordinha, Preta, Pê...), com quem tive o prazer de dividir o lar, os momentos de alegria e tristeza que comemoramos ou afogamos em muitos copos de cerveja e porções de mandioca frita. Obrigada pela imensa amizade e pela parceria que nunca terá fim;

Às demais irmãs que, embora não sejam de sangue, Deus colocou em minha vida. Elas tornaram este período de aprendizado muito mais feliz. Obrigada Viviane, Juliana, Carina, Aline, Jéssica e Iracema, vocês alegam meus dias;

Aos meus queridos amigos que conheci por meio da pós-graduação, Acácio, Vitor, Johnny, Renan e Rafael, com quem tive o prazer de conviver e de viver bons, engraçados, memoráveis momentos;

À todos os que de alguma forma contribuíram para a execução deste trabalho, muito obrigada.

## SUMÁRIO

RESUMO .....	14
ABSTRACT .....	15
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REVISÃO DE LITERATURA .....	3
2.1 Equilíbrio energético e o aquecimento global .....	3
2.2 Gases de efeito estufa .....	6
2.2.1 Emissões de GEE ao longo da história .....	6
2.2.2 Agricultura: contribuição do solo agrícola nas emissões de N <sub>2</sub> O .....	9
2.3 Mitigação de GEE na agricultura: estoque de carbono do solo .....	14
2.4 Uso de lodo de esgoto na agricultura .....	16
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	21
3.1 Descrição e histórico das áreas experimentais .....	21
3.2 Amostragem do solo.....	27
3.3 Análises físicas e químicas .....	27
3.4 Estoques de carbono e nitrogênio .....	28
3.4.1 Cálculos em camada e massa equivalente.....	28
3.4.2 Contribuição das fontes nos estoques de carbono orgânico do solo.....	29
3.4.3 Análise estatística .....	30
3.5 Emissão de gases de efeito estufa .....	31
3.5.1 Novas aplicações de lodo de esgoto.....	31
3.5.2 Amostragem e análise .....	36
3.5.3 Cálculos.....	37
3.5.4 Análise estatística .....	39
3.6 Balanço de carbono .....	40
3.6.1 Análise estatística .....	42



4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	43
4.1	Estoques de carbono e nitrogênio .....	43
4.1.1	Área experimental: Campinas-SP.....	43
4.1.2	Área experimental: Jaguariúna-SP.....	50
4.1.2.2	Lodo Barueri .....	50
4.2.2.2	Lodo Franca .....	57
4.2	Emissões de gases de efeito estufa.....	63
4.2.1	Efeito residual da fonte nitrogenada .....	66
4.2.2	Efeito da aplicação da fonte nitrogenada .....	79
4.3	Fator de emissão de N <sub>2</sub> O .....	90
4.4	Balço de carbono .....	93
5	CONCLUSÃO.....	97
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	98

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** Mapa da localização das áreas experimentais. ....21
- Figura 2** Imagem de satélite demonstrando a distribuição espacial das parcelas localizadas na área experimental de Campinas-SP. Fonte: Google (2015). ....22
- Figura 3** Imagem de satélite demonstrando a distribuição espacial dos blocos e parcelas localizados na área experimental de Jaguariúna-SP. Fonte: Google (2015). ....23
- Figura 4** Esquema das unidades experimentais utilizadas para coleta de gases de efeito estufa nos experimentos (a) Campinas-SP e (b) Jaguariúna-SP. ....34
- Figura 5** Teores de carbono (C) e nitrogênio (N) em Latossolo Vermelho eutroférico, textura argilosa, com histórico de sete anos de fertilização de milho de verão com fertilizante mineral (FM), dose de lodo de esgoto recomendada para a cultura (L1) e o dobro da dose de lodo recomendada (L2). Os valores representam os teores encontrados após quatro anos de cessadas as aplicações. Barras horizontais representam a diferença mínima significativa (dms) pelo teste Tukey a 5% de significância (n = 4). ....44
- Figura 6** Densidade de um Latossolo Vermelho eutroférico, textura argilosa, com histórico de sete anos de fertilização de milho de verão com fertilizante mineral (FM), dose de lodo de esgoto recomendada para a cultura (L1) e o dobro da dose de lodo recomendada (L2). Os valores representam a densidade média para a camada observada após quatro anos de cessadas as aplicações de LE. \*diferença mínima significativa (dms) entre as fontes nitrogenadas na camada de solo pelo teste Tukey a 5% de significância (n = 4).<sup>ns</sup> não significativo. ....45
- Figura 7** Valores médios de  $\delta^{13}\text{C}$  (‰) de Latossolo Vermelho eutroférico com histórico de aplicações anuais (sete) de lodo de esgoto Jundiá e fertilizante mineral na cultura do milho. L1, dose de lodo de esgoto recomendada para cultura do milho; L2, o dobro da dose recomendada de lodo de esgoto; FM, fertilizante mineral NPK em dose recomendada para cultura do milho. \* diferença mínima significativa (dms) pelo teste Tukey ( $p < 0,05$ ) entre as fontes nitrogenadas em cada camada avaliada. ....48
- Figura 8** Contribuição e origem do carbono (C) no estoque contido na camada 0-20 cm de profundidade em Latossolo Vermelho eutroférico cultivado com milho e fertilizado com fertilizante mineral NPK (FM), lodo de esgoto em dose recomendada (L1) e com o dobro da dose recomendada (L2), por sete anos consecutivos. Solo com histórico de uso de LE Jundiá. Barras verticais indicam erro padrão da média (n = 4). ....49
- Figura 9** Densidade do solo em função de seis aplicações de doses de lodo de esgoto Barueri. Doses expressas em massa total de carbono aplicada via lodo. Valores médios (n = 3). ....53
- Figura 10** Valores médios de  $\delta^{13}\text{C}$  (‰) de Latossolo Vermelho distroférico com histórico de aplicações anuais (seis) de doses lodo de esgoto Barueri na cultura do milho. L1, dose de lodo de esgoto recomendada para cultura do milho; L2, L4 e L8, o duas, quatro e oito vezes a dose recomendada de lodo de esgoto; L0, adubação mineral fosfatada e potássica (-PK) em dose recomendada para cultura do milho; FM, fertilizante mineral NPK em dose recomendada para cultura do milho. ....56
- Figura 11** Contribuição e origem do carbono (C) no estoque contido na camada 0-20 cm de um Latossolo Vermelho distroférico cultivado com milho e fertilizado com L1 (9,5), dose de lodo de esgoto recomendada para cultura do milho (C aplicado via LE,  $\text{Mg ha}^{-1}$ ); L2 (19), L4 (38) e L8 (76), duas, quatro e oito vezes a dose recomendada de lodo de esgoto, respectivamente; L0, adubação mineral fosfatada e potássica (-PK) em dose recomendada para cultura do milho; FM, fertilizante mineral NPK em dose

- recomendada para cultura do milho. Solo com histórico de uso de seis aplicações de LE Barueri. Barras verticais indicam erro padrão da média (n = 3).....57
- Figura 12** Valores médios de  $\delta^{13}\text{C}$  (‰) de Latossolo Vermelho distroférico com histórico de aplicações anuais (dez) de doses lodo de esgoto Franca na cultura do milho. L1, dose de lodo de esgoto recomendada para cultura do milho; L2, L4 e L8, o duas, quatro e oito vezes a dose recomendada de lodo de esgoto; L0, adubação mineral fosfatada e potássica (-PK) em dose recomendada para cultura do milho; FM, fertilizante mineral NPK em dose recomendada para cultura do milho. \* diferença mínima significativa (dms) pelo teste Dunnett ( $p < 0,05$ ) entre as doses de lodo avaliadas em relação ao tratamento referência FM (linha contínua), em cada camada avaliada. ....62
- Figura 13** Contribuição e origem do carbono (C) no estoque da camada de solo 0-20 cm em Latossolo Vermelho distroférico cultivado com milho e fertilizado com: L1 (15,5), dose de lodo de esgoto recomendada para cultura do milho (C aplicado via LE,  $\text{Mg ha}^{-1}$ ); L2 (31), L4 (62) e L8 (124), duas, quatro e oito vezes a dose recomendada de lodo de esgoto, respectivamente; L0, adubação mineral fosfatada e potássica (-PK) em dose recomendada para cultura do milho; FM, fertilizante mineral NPK em dose recomendada para cultura do milho. Solo com histórico de uso de dez aplicações do LE Franca. Barras verticais indicam erro padrão da média (n = 3).....63
- Figura 14** Precipitação e temperatura média atmosférica durante a condução da amostragem de gases de efeito estufa. Campinas-SP, safra 2012-2013(a); Jaguariúna-SP, safras 2012-2013 (b) e 2013-2014 (c).....65
- Figura 15** Fluxos residuais de metano ( $\text{CH}_4\text{-C}$ ) em solo com histórico de uso de lodo de esgoto e fertilizante mineral na cultura do milho na área experimental de Campinas-SP, safra 2012-2013 (a); área experimental de Jaguariúna-SP, safras 2012-2013 (b) e 2013-2014 (c); e solo com histórico de uso de doses de lodo de esgoto em Jaguariúna-SP, safra 2013-2014 (d). L1, dose de lodo recomendada para a cultura do milho ( $120 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), L2, L4 e L8, doses duas, quatro e oito vezes a dose recomendada. Barras verticais representam o erro padrão (n = 3).....67
- Figura 16** Fluxos residuais de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2\text{-C}$ ) em solo com histórico de uso de lodo de esgoto e fertilizante mineral na cultura do milho na área experimental de Campinas-SP, safra 2012-2013 (a); área experimental de Jaguariúna-SP, safras 2012-2013 (b) e 2013-2014 (c); e solo com histórico de uso de doses de lodo de esgoto em Jaguariúna-SP, safra 2013-2014 (d). L1, dose de lodo recomendada para a cultura do milho ( $120 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), L2, L4 e L8, doses duas, quatro e oito vezes a dose recomendada. Barras verticais representam o erro padrão (n = 3).....69
- Figura 17** Fluxos residuais de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O-N}$ ) em solo com histórico de uso de lodo de esgoto e fertilizante mineral na cultura do milho na área experimental de Campinas-SP, safra 2012-2013 (a); área experimental de Jaguariúna-SP, safras 2012-2013 (b) e 2013-2014 (c); e solo com histórico de uso de doses de lodo de esgoto em Jaguariúna-SP, safra 2013-2014 (d). L1, dose de lodo recomendada para a cultura do milho ( $120 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), L2, L4 e L8, doses duas, quatro e oito vezes a dose recomendada. Barras verticais representam o erro padrão (n = 3).....72
- Figura 18** Teores de N mineral ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ) do solo, na camada 0-10 cm, um ano após a última aplicação de fertilizante mineral (FM) e doses de lodo de esgoto (L; 1, 2, 4 e 8 vezes a dose recomendada para a cultura do milho). Valores médios (n = 3) observados no cultivo de milho, safra 2013-2014, Jaguariúna-SP. ....74
- Figura 19** Efeito residual do fertilizante mineral e do lodo de esgoto nas emissões acumuladas (168 dias) de metano ( $\text{CH}_4\text{-C}$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2\text{-C}$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O-N}$ ) em Latossolo Vermelho eutroférico textura argilosa, um ano após a última

- aplicação de fertilizante e quatro anos após a última aplicação de lodo, Campinas-SP. Valores médios acompanhados de letras maiúsculas iguais entre as fontes nitrogenadas não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de significância ( $n = 3$ ). .....75
- Figura 20** Efeito residual do fertilizante mineral e do lodo de esgoto nas emissões acumuladas (150 dias) de metano ( $\text{CH}_4\text{-C}$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2\text{-C}$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O-N}$ ) em Latossolo Vermelho distroférico textura argilosa, safras 2012-2013 e 2013-2014, Jaguariúna-SP. Valores médios acompanhados de letras maiúsculas iguais entre safras (a; b; c,2) e entre as fontes nitrogenadas (c,1) não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de significância ( $n = 3$ ). .....76
- Figura 21** Efeito residual do fertilizante mineral e do lodo de esgoto nas emissões acumuladas (157 dias) de metano ( $\text{CH}_4\text{-C}$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2\text{-C}$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O-N}$ ) em Latossolo Vermelho distroférico textura argilosa, um ano após a última aplicação de diferentes doses de lodo de esgoto na cultura do milho, Jaguariúna-SP. L1, dose de lodo recomendada para a cultura do milho ( $120 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), L2, L4 e L8, doses duas, quatro e oito vezes a dose recomendada. Linha contínua representa a regressão polinomial. Linha pontilhada representa valor médio da emissão no tratamento controle fertilizante mineral (FM). Barras verticais representam a diferença mínima significativa (dms) entre o tratamento controle e os demais tratamentos pelo teste Dunnett a 5% de significância. ....78
- Figura 22** Fluxos diários de metano ( $\text{CH}_4\text{-C}$ ) após a aplicação de lodo de esgoto e fertilizante mineral na cultura do milho na área experimental de Campinas-SP, safra 2012-2013 (a); área experimental de Jaguariúna-SP, safras 2012-2013 (b) e 2013-2014 (c); e com aplicação de doses de lodo de esgoto em Jaguariúna-SP, safra 2013-2014 (d). L1, dose de lodo recomendada para a cultura do milho ( $120 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), L2, L4 e L8, doses duas, quatro e oito vezes a dose recomendada. Barras verticais representam o erro padrão ( $n = 3$ ). .....81
- Figura 23** Fluxos diários de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2\text{-C}$ ) após a aplicação de lodo de esgoto e fertilizante mineral na cultura do milho na área experimental de Campinas-SP, safra 2012-2013 (a); área experimental de Jaguariúna-SP, safras 2012-2013 (b) e 2013-2014 (c); e com aplicação de doses de lodo de esgoto em Jaguariúna-SP, safra 2013-2014 (d). L1, dose de lodo recomendada para a cultura do milho ( $120 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), L2, L4 e L8, doses duas, quatro e oito vezes a dose recomendada. Barras verticais representam o erro padrão ( $n = 3$ ). .....82
- Figura 24** Fluxos diários de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O-N}$ ) após a aplicação de lodo de esgoto e fertilizante mineral na cultura do milho na área experimental de Campinas-SP, safra 2012-2013 (a); área experimental de Jaguariúna-SP, safras 2012-2013 (b) e 2013-2014 (c); e com aplicação de doses de lodo de esgoto em Jaguariúna-SP, safra 2013-2014 (d). L1, dose de lodo recomendada para a cultura do milho ( $120 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), L2, L4 e L8, doses duas, quatro e oito vezes a dose recomendada. Barras verticais representam o erro padrão ( $n = 3$ ). A escala utilizada antes da parada existente no eixo Y em (d) possui intervalos regulares de  $200 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . .....84
- Figura 25** Teores de N mineral ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ) do solo, na camada 0-20 cm, logo após a aplicação de fertilizante mineral (FM) e doses de lodo de esgoto (L; 1, 2, 4 e 8 vezes a dose recomendada para a cultura do milho). Valores médios ( $n = 3$ ) observados no cultivo de milho, safra 2013-2014, Jaguariúna-SP. ....86
- Figura 26** Efeito da aplicação de fertilizante mineral e de lodo de esgoto nas emissões acumuladas (168 dias) de metano ( $\text{CH}_4\text{-C}$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2\text{-C}$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O-N}$ ) em Latossolo Vermelho eutroférico textura argilosa, milho de verão safra 2012-2013, Campinas-SP. Valores médios acompanhados de letras maiúsculas iguais

entre as fontes nitrogenadas não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de significância (n = 3).....	87
<b>Figura 27</b> Efeito da aplicação de fertilizante mineral e de lodo de esgoto nas emissões acumuladas de metano (CH <sub>4</sub> -C), dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> -C) e óxido nitroso (N <sub>2</sub> O-N) em Latossolo Vermelho distroférico textura argilosa, milho de verão safras 2012-2013 e 2013-2014, Jaguariúna-SP. Valores médios acompanhados de letras maiúsculas iguais entre as fontes nitrogenadas (a; b,1); entre safras (b,2); entre as fontes nitrogenadas para mesma safra (c) e letras minúsculas iguais entre as safras para mesma fonte nitrogenada (c) não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de significância (n = 3).....	88
<b>Figura 28</b> Emissões acumuladas de metano (CH <sub>4</sub> -C), dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> -C) e óxido nitroso (N <sub>2</sub> O-N) em função do carbono e nitrogênio aplicados via doses de lodo de esgoto, em Latossolo Vermelho distroférico textura argilosa, milho de verão safra 2013-2014, Jaguariúna-SP. L1, dose de lodo recomendada para a cultura do milho (150 kg N ha <sup>-1</sup> ), L2, L4 e L8, doses duas, quatro e oito vezes a dose recomendada. Linha contínua representa a regressão polinomial. Linha pontilhada representa valor médio da emissão acumulada no tratamento controle fertilizante mineral (FM). Barras verticais representam a diferença mínima significativa (dms) entre o tratamento controle e os demais tratamentos pelo teste Dunnett a 5% de significância.....	89
<b>Figura 29</b> Fator de emissão de óxido nitroso (F-N <sub>2</sub> O) para fertilizante mineral e lodo de esgoto aplicados em Latossolo Vermelho eutroférico textura argilosa, milho de verão safra 2012-2013, Campinas-SP. Valores médios acompanhados de letras maiúsculas iguais entre as fontes nitrogenadas não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de significância (n = 3). .....	91
<b>Figura 30</b> Fator de emissão de óxido nitroso (F-N <sub>2</sub> O) para fertilizante mineral e lodo de esgoto aplicados em Latossolo Vermelho distroférico textura argilosa, milho de verão safras 2012-2013 e 2013-2014, Jaguariúna-SP. Valores médios acompanhados de letras maiúsculas iguais entre as fontes nitrogenadas para mesma safra e de letras minúsculas iguais entre as safras para mesma fonte nitrogenada não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de significância (n = 3). .....	92
<b>Figura 31</b> Fator de emissão de óxido nitroso (F-N <sub>2</sub> O) em função do nitrogênio (N) aplicado via doses de lodo de esgoto, em Latossolo Vermelho distroférico textura argilosa, milho de verão safra 2013-2014, Jaguariúna-SP. Linha pontilhada representa valor médio de F-N <sub>2</sub> O no tratamento controle fertilizante mineral (FM). Barras verticais representam o erro padrão (n = 3). .....	92
<b>Figura 32</b> Balanço de carbono (C) no cultivo de milho em Latossolo Vermelho eutroférico, fertilizado com distintas fontes nitrogenadas, safra 2012-2013, Campinas-SP. Barras verticais representam diferença mínima significativa (dms) pelo teste Tukey (p< 0,05) entre as fontes nitrogenadas para cada fator avaliado (n = 3). .....	95
<b>Figura 33</b> Balanço de carbono (C) no cultivo de milho em Latossolo Vermelho distroférico, fertilizado com distintas fontes nitrogenadas. Safras 2012-2013 (a); e 2013-2014 (b), Jaguariúna-SP. Barras verticais representam diferença mínima significativa (dms) pelo teste Tukey (p< 0,05) entre as fontes nitrogenadas para cada fator avaliado (n = 3). ..	96

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> Propriedades do solo na camada superficial (0-20 cm) antes da implantação dos experimentos nas áreas de Campinas-SP e Jaguariúna-SP.....	22
<b>Tabela 2</b> Características dos lodos de esgotos utilizados nos experimentos.....	24
<b>Tabela 3</b> Composição físico-química média dos lodos de esgoto utilizados durante a condução dos experimentos em Campinas-SP e em Jaguariúna-SP.....	25
<b>Tabela 4</b> Histórico do manejo do lodo de esgoto nas áreas experimentais.....	26
<b>Tabela 5</b> Composição química média do lodo de esgoto utilizado durante a condução dos experimentos em Campinas-SP e em Jaguariúna-SP, safras 2012-2013 e 2013-2014.....	32
<b>Tabela 6</b> Estoques de carbono e nitrogênio após sete anos de fertilização anual com fertilizante mineral (FM), dose de lodo de esgoto recomendada para a cultura do milho (L1) e duas vezes a dose recomendada de lodo de esgoto (L2). Valores médios (n = 4).....	47
<b>Tabela 7</b> Teores de carbono e nitrogênio do solo ( $\text{g kg}^{-1}$ ) em função de seis aplicações de doses de lodo de esgoto Barueri. Doses expressas em massa total de carbono e nitrogênio aplicada via lodo. Valores médios (n = 3).....	51
<b>Tabela 8</b> Estoques de carbono e nitrogênio ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) em massa equivalente de solo em função de seis aplicações de doses de lodo de esgoto. Doses expressas em massa total de carbono e nitrogênio aplicada via lodo.....	54
<b>Tabela 9</b> Teores de carbono e nitrogênio do solo ( $\text{g kg}^{-1}$ ) em função de dez aplicações de doses de lodo de esgoto. Doses expressas em massa total de carbono e nitrogênio aplicada via lodo.....	58
<b>Tabela 10</b> Estoques de carbono e nitrogênio ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) em massa equivalente de solo em função de dez aplicações de doses de lodo de esgoto, expressas em carbono e nitrogênio aplicado via lodo.....	60
<b>Tabela 11</b> Emissões de gases de efeito estufa expressas em $\text{CO}_2$ equivalente ( $\text{CO}_2\text{eq}$ ), em função da aplicação anual de fertilizante mineral e lodo de esgoto no cultivo de milho sobre Latossolo Vermelho eutroférico, textura argilosa, safra 2012-2013, Campinas-SP.....	93
<b>Tabela 12</b> Emissões de gases de efeito estufa expressas em $\text{CO}_2$ equivalente ( $\text{CO}_2\text{eq}$ ), em função da aplicação anual de fertilizante mineral e lodo de esgoto no cultivo de milho sobre Latossolo Vermelho distroférico, textura argilosa, safras 2012-2013 e 2013-2014, Jaguariúna-SP.....	94

# **Estoque de carbono no solo e emissão de gases de efeito estufa em sistema de produção de milho fertilizado com lodo de esgoto em longo prazo**

## **RESUMO**

O lodo de esgoto (LE) é um resíduo com elevada carga orgânica e nitrogênio (N), que quando utilizado na agricultura, pode incrementar o estoque de carbono (C) do solo e deste modo, auxiliar na mitigação do aquecimento global. Entretanto, devido à elevada concentração de N, este resíduo pode estimular a emissão de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), um gás de efeito estufa (GEE) 298 vezes mais potente que o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), de modo a anular o efeito mitigador do estoque. Ainda não existem estudos que acessem o impacto da utilização deste resíduo no balanço de C do sistema, mais precisamente se o sistema produtivo com LE é fonte ou dreno de GEE e nem a qual magnitude. O objetivo deste trabalho foi quantificar os estoques de C e N do solo, bem como as emissões de CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O e metano (CH<sub>4</sub>) em sistema de produção de milho com utilização de LE em longo prazo. O estudo foi conduzido em duas áreas experimentais com utilização de LE em longo prazo no cultivo do milho, uma com sete anos de aplicações sucessivas e outra com seis e dez anos de aplicações de duas qualidades de LE. A área com sete anos está localizada em sobre um Latossolo Vermelho eutroférico de textura argilosa, contendo três tratamentos: fertilização mineral NPK (FM), LE em dose recomendada para o milho (L1) e o dobro da dose recomendada (L2). A segunda área está localizada sobre um Latossolo Vermelho distroférico de textura argilosa, em que foram utilizadas duas qualidades de LE, uma por seis e outra por dez anos consecutivos, com os seguintes tratamentos distribuídos em blocos: fertilização mineral NPK (FM), controle sem fertilização nitrogenada (L0), LE em dose recomendada para o milho (L1) e duas (L2), quatro (L4) e oito vezes (L8) a dose recomendada. Amostras de solo indeformadas foram coletadas até 60 cm e amostras deformadas até 100 cm para o cálculo dos estoques de C e N. Nas amostras deformadas, também foi realizada a análise da composição isotópica do C ( $\delta^{13}\text{C}$ ) buscando identificar a contribuição do C do LE no estoque. Após a coleta de solo, foi realizada nova aplicação de LE para quantificar as emissões de GEE. As parcelas foram subdivididas de modo que houve uma porção que não recebeu o resíduo para que fosse possível quantificar as emissões residuais das aplicações passadas. Para esta parte do experimento foram avaliadas as safras 2012-2013 e 2013-2014 nos tratamentos FM e L1, sendo que em 2013-2014 as emissões também foram monitoradas nas doses L2, L4 e L8. De modo geral, a utilização de LE incrementa o estoque de C e N do solo quando comparado a FM, com efeito mais restrito a camada de incorporação (0-20 cm). Aparentemente existe grande efeito do histórico de uso e do preparo do solo que condicionam de certa forma o acúmulo do C do LE no solo, que variou entre 15 e 68% do C aplicado via LE. O efeito direto da dose no estoque de C e N também foi observado. Com relação a emissão residual, FM e L1 se diferenciam quando observada um ano após a última aplicação, e são semelhantes quanto maior o período entre a última aplicação e a observação. O uso de LE em dose recomendada permitiu a observação de maior emissão de CO<sub>2</sub> e de N<sub>2</sub>O, porém sem modificação para a oxidação do CH<sub>4</sub>. O N<sub>2</sub>O foi responsável por 99% do potencial de aquecimento global (PAG) observado com a utilização do resíduo e dependendo do ano de avaliação, foi responsável por transformar o sistema produtivo de dreno a fonte de GEE.

**Palavras-chave:** resíduo orgânico, N<sub>2</sub>O, potencial de aquecimento global, fator de emissão.

# **Carbon stocks and greenhouse gases emissions in a long-term maize production system fertilized with sewage sludge**

## **ABSTRACT**

Sewage sludge (SS) is a waste with high organic load and nitrogen (N) content, that when used in agriculture, can increase soil carbon storage (C) and thus assist global warming mitigation. However, due to the high concentration of N, this residue can stimulate emission of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O), a greenhouse gas (GHG) 298 times more potent than carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), and can cancel the mitigating effect the C stock. There are no studies that access the impact of using this residue in the agricultural system C balance, specifically if the production system with SS is a source or a sink of GHG, nor at what magnitude. The aim of this study was to quantify soil C and N stocks, and CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O and methane (CH<sub>4</sub>) emissions in corn production system with long term soil SS application. The study was conducted in two experimental areas with long term SS application in maize cultivation, one with seven years of successive application and another with six and ten years of two SS qualities applications. The seven years old area is a clayey Oxisol containing three treatments: mineral NPK fertilization (FM), SS in the recommended rate for corn (L1) and twice the recommended rate (L2). The second area is another clayey Oxisol where two SS qualities were applied for six and ten consecutive years, with the following treatments distributed in blocks: NPK fertilization (FM), no N fertilization (L0), SS in the recommended rate for corn (L1) and two (L2), four (L4) and eight times (L8) the recommended rate. Undisturbed soil samples were collected up to 60 cm and deformed samples up to 100 cm for the calculation of C and N stocks. The deformed samples were also used to analyze the isotopic composition of C ( $\delta^{13}\text{C}$ ) seeking to identify the contribution of the SS C in the stock. After soil sampling, new amendment of SS were done in order to quantify GHG emissions. The plots were subdivided, with the majority of the plot amended with SS and a small portion that did not receive the residue, making possible to quantify the residual emissions of past amendments. For this part of the experiment crops were evaluated in 2012-2013 and 2013-2014 in FM and L1 treatments, and in 2013-2014, emissions were also monitored in L2, L4 and L8 rates. In general, SS can increase soil C and N compared to FM, but this effect is more limited to the incorporation of layer (0-20 cm). Apparently, there is great effect of tillage and soil land use history that somehow affect the SS C accumulation in the soil, which ranged between 15 and 68% of C applied via SS. The rate direct effect in the C and N stocks were also observed. Regarding residual emission, FM and L1 differed when observed one year after the last application, and were similar with a longer period between the last amendment. SS in the recommended dose increased emission of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O, but without modification of CH<sub>4</sub> oxidation. In this study N<sub>2</sub>O accounted for 99% of global warming potential (GWP) observed when SS was used, and depending on the year of the assessment, was responsible for transforming a sink production system to a GHG source system.

**Keywords:** organic waste, N<sub>2</sub>O, global warming potential, emission factor.



# 1 INTRODUÇÃO

A reutilização de resíduos orgânicos externos à propriedade agrícola ainda é pouco praticada no Brasil. Atualmente, esta técnica parece ganhar foco mediante a nova Política Nacional de Resíduos Sólidos, que restringe o envio de materiais orgânicos passíveis de reuso ou reciclagem para o descarte em aterro. Os resíduos são inúmeros e vão desde os resíduos urbanos como o composto de lixo orgânico até industriais como o lodo de curtume. Dentre esta gama, um resíduo com potencial uso na agricultura é o lodo de esgoto (LE), que possui alta carga orgânica associada e nutrientes essenciais para o desenvolvimento vegetal, tal como nitrogênio e fósforo, além de micronutrientes.

Resíduos com alta carga orgânica parecem promissores quando se deseja aumentar o estoque de carbono (C) do solo agrícola como prática mitigadora do aquecimento global. Estima-se que quando as áreas naturais são retiradas para o estabelecimento do cultivo agrícola, entre 50 a 75% do C orgânico nativo do solo é mineralizado, uma vez que as taxas de aporte de C ao solo pelas culturas comerciais são menores que as taxas de erosão e mineralização, sendo mais pronunciado quando o cultivo é estabelecido em áreas de elevada temperatura e precipitação como as de clima tropical. Portanto, solos agrícolas possuem grande déficit de C, o que os torna reservatórios potenciais. Visando maior taxa de retorno de matéria orgânica ao solo, é necessário explorar o potencial de resíduos que atuem como fonte extra de C e que incrementem a fertilidade do solo, estimulando maior produtividade e, portanto, maior retorno de C também pela biomassa agrícola.

Dependendo do resíduo utilizado, pode existir efeito antagônico ao acúmulo de C no solo que é o estímulo das emissões de gases de efeito estufa (GEE), principalmente os com alta concentração de N em sua composição, como é o caso do LE. A dose recomendada de LE ultrapassa muitas vezes a necessidade da cultura por N, uma vez que apenas um terço deste nutriente é disponibilizado ao longo do ciclo. Deste modo, existe excesso de N no sistema que pode ser emitido na forma de óxido nitroso ( $N_2O$ ), o GEE com potencial de aquecimento 298 vezes maior do que o dióxido de carbono ( $CO_2$ ). Atualmente, estima-se que 1% do N adicionado ao solo via fertilizante, orgânico ou mineral, é emitido na forma de  $N_2O$ , embora resida grande incerteza acerca deste número.

Quando o LE é utilizado se prioriza o uso em cultivos com alta demanda por N, como é o caso do milho, de modo que se espera que o consumo deste nutriente seja elevado o

suficiente para minimizar este impacto negativo. No caso de fertilização por resíduos orgânicos, o fornecimento de C lábil juntamente ao fornecimento de N pode estimular a principal via metabólica responsável pela emissão deste GEE, a desnitrificação. Outro ponto a se ressaltar é que o uso em longo prazo de resíduos orgânicos ricos em N, pode elevar o estoque de N do solo de forma a aumentar as emissões de  $N_2O$  mesmo que na ausência de nova fertilização, conhecidas como emissões “background”, ou emissões residuais.

Para acessar o potencial mitigador ou emissor em função deste manejo é necessário que ambos estoque e emissões sejam contabilizados para compor o balanço de C do sistema e atestar se esta prática é uma potencial emissora ou mitigadora de GEE.

Este trabalho reside na hipótese de que as emissões de GEE são maiores em sistemas adubados com LE em função da maior emissão de  $N_2O$ , entretanto o estoque de C do solo neste manejo de adubação em relação ao encontrado quando da utilização de FM é suficientemente maior ao ponto de anular o efeito negativo das emissões e garantir o balanço positivo de C ao sistema.

Diante disso, este trabalho teve por objetivo quantificar os estoques de C e N do solo, bem como as emissões de  $CO_2$ ,  $N_2O$  e metano ( $CH_4$ ) em sistema de produção de milho com utilização de LE em longo prazo, a fim de compreender a dinâmica do C e N e buscar soluções para que sistemas com reutilização de resíduos sejam viáveis não só do ponto de vista agrônomo, mas também do ponto de vista ambiental.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Equilíbrio energético e o aquecimento global

A radiação eletromagnética solar é a fonte primária de energia do planeta Terra. O planeta por sua vez, depende do complexo sistema climático para transformar e distribuir a energia incidente, a fim de manter o balanço energético global em equilíbrio radiativo. Este equilíbrio consiste em emitir para o espaço um fluxo radiativo de mesma magnitude que o fluxo radiativo que chega ao planeta, ou seja, o balanço entre a absorção da radiação eletromagnética solar e a emissão da radiação infravermelha termal para o espaço deve ser nulo.

Existem dois fenômenos físicos que são impostos a energia solar que chega à Terra: reflexão e absorção. Cerca de 29% da radiação solar é refletida de volta ao espaço pelo albedo terrestre e desta forma não é aproveitada pelo sistema, sendo o restante da radiação absorvido pela atmosfera (23%) e pela superfície terrestre (regiões continentais e oceanos; 48%).

A radiação solar absorvida é transformada e irradiada para a atmosfera na forma de calor latente (evapotranspiração), calor sensível (térmicas) e de radiação infravermelha termal (energia térmica,  $\lambda = 1 - 30 \mu\text{m}$ ). Quase toda a energia emitida pela superfície terrestre é absorvida pela atmosfera. A exceção é a radiação infravermelha com comprimentos de onda localizados em uma estreita faixa do espectro, denominada “janela atmosférica” (8 – 14  $\mu\text{m}$ ), que escapa diretamente para o espaço.

A absorção da energia térmica emitida pela superfície é possível devido à presença de determinados gases que compõem a camada atmosférica mais próxima à superfície terrestre, a troposfera (0 a  $\approx 16$  km de altitude). Após a absorção da energia térmica, estes gases vibram e aquecem a atmosfera ao seu redor, a qual passa a irradiar ainda mais energia térmica em todas as direções. A absorção da energia térmica por estes gases, bem como o aquecimento da atmosfera e a emissão de energia em todas as direções ascendem de modo contínuo até a altitude em que a concentração destes gases na atmosfera seja pequena o suficiente para que a energia térmica consiga irradiar livremente para o espaço (Pierrehumbert, 2011; Schwartz, 2012).

Além da emissão para o espaço, parte da radiação infravermelha termal é emitida de volta à superfície terrestre, que a absorve, aquece e emite radiação para a atmosfera novamente. Este intercâmbio ininterrupto de energia térmica entre a troposfera e a superfície terrestre é denominado efeito estufa natural e é possível devido à presença destes gases na atmosfera bloquear a saída de parte da energia térmica irradiada pelo planeta, permitindo que a temperatura média terrestre seja 33 °C superior à prevista pelo balanço energético em uma atmosfera livre da presença destes gases, que seria de -19 °C (Pierrehumbert, 2011). Estes gases que compõem a atmosfera e são responsáveis pela absorção e emissão de energia térmica são o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), o metano (CH<sub>4</sub>), o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e o ozônio (O<sub>3</sub>) troposférico, que juntamente com o vapor d'água são intitulados gases de efeito estufa (GEE).

Embora a existência de GEE na troposfera seja vital para manutenção de vida no planeta, desde meados do século XVIII que a emissão destes gases pela atividade antrópica e conseqüentemente, a concentração destes na atmosfera aumenta progressivamente. Tal fato está diretamente relacionado ao aumento progressivo da temperatura média atmosférica ao longo destes anos, uma vez que o montante de radiação infravermelha irradiada por estes gases de volta a superfície tem aumentado ao longo dos anos, intensificando o fluxo radiativo térmico (Pierrehumbert, 2011). A intensificação do intercâmbio de energia térmica entre a atmosfera e a superfície terrestre em resposta ao aumento da concentração de GEE recebe o nome de efeito estufa antrópico, e a rápida e incomum elevação da temperatura média da superfície do planeta em resposta ao aumento da concentração destes gases é denominada aquecimento global.

Modificações na quantidade de energia solar incidente ou energia térmica emitida causam desequilíbrio radiativo e forçam o sistema climático a ajustes que culminam no aumento ou decréscimo da temperatura média do planeta na busca por um novo equilíbrio.

O forçamento radiativo ( $W\ m^{-2}$ ) é a medida da mudança na irradiação líquida na tropopausa após uma perturbação. Este parâmetro contabiliza a diferença entre a quantidade de radiação solar que chega ao planeta e a quantidade de radiação infravermelha termal irradiada pela superfície terrestre e troposfera que está chegando à tropopausa, após as temperaturas na estratosfera terem ajustado ao equilíbrio radiativo em resposta à perturbação, mas com as temperaturas troposféricas e da superfície mantidas a valores anteriores à perturbação (Pierrehumbert, 2011).

O impacto de cada GEE na atmosfera não é somente devido à sua concentração atmosférica e propriedade radiativa, sendo esta última relacionada às propriedades espectroscópicas de cada gás e estabelece o quanto de radiação que uma massa de determinado gás é capaz de absorver a qualquer instante. Além destas características, cada GEE possui um tempo de residência na atmosfera, período no qual o gás permanece na atmosfera exercendo forçamento radiativo (Forster *et al.*, 2007; Myhre *et al.*, 2013). Este período é regulado pela capacidade do sistema terrestre, incluindo biomassa, solos e oceanos, em removê-lo da atmosfera ou, da propriedade físico-química da atmosfera em transformá-lo por meio de reações de fotólise ou oxidação (Forster *et al.*, 2007; Myhre *et al.*, 2013). Existem ainda gases que possuem efeitos indiretos na atmosfera que aumentam seu forçamento radiativo, como é o caso do CH<sub>4</sub> que é um dos precursores do O<sub>3</sub> troposférico, outro GEE (Forster *et al.*, 2007; Myhre *et al.*, 2013). Devido a esta variabilidade entre os GEE, foi necessária a integração de todas as características descritas acima em um único número, para conseguir expressar o impacto que uma unidade de massa de gás é capaz de exercer no aquecimento global.

O Potencial de Aquecimento Global (PAG; *Global Warming Potential*, GWP) foi a unidade adotada desde o primeiro relatório sobre mudanças climáticas publicado pelos membros do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 1990). O PAG expressa o forçamento radiativo integrado às características radiativas do GEE e respectivo tempo de residência, utilizando como unidade base um único pulso de emissão de uma unidade de massa de determinado GEE em relação ao forçamento radiativo integrado de uma unidade de massa de um GEE referência, que neste caso é o CO<sub>2</sub>.

Quanto maior o PAG, maior é o impacto na temperatura terrestre causado por este GEE em relação ao impacto do CO<sub>2</sub>. O horizonte temporal normalmente utilizado para o cálculo dos PAGs é de 100 anos, uma vez que o sistema climático responde às mudanças no balanço energético em meses ou milênios, dependendo de complexos processos entre seus componentes. Atualmente, o CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O possuem PAGs, ou seja, a capacidade de causar aquecimento que uma unidade de massa de cada um dos GEE tem é de 34 e 298 vezes maior que uma unidade de massa de CO<sub>2</sub>, respectivamente (Myhre *et al.*, 2013). Para fins de comparação entre o potencial de aquecimento que as emissões de diferentes atividades antrópicas possuem, o PAG de cada GEE, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O, é multiplicado pela sua respectiva emissão, resultando em uma unidade comum, o CO<sub>2</sub> equivalente (CO<sub>2</sub>eq). Isto é, somadas

todas as emissões de GEE da atividade, qual é o potencial total de impacto que as emissões desta atividade têm no aquecimento global.

## 2.2 Gases de efeito estufa

### 2.2.1 Emissões de GEE ao longo da história

Desde o início da era industrial em meados do século XVIII, a atividade antrópica, principalmente por meio da queima de combustíveis fósseis, desmatamento e mudanças de uso da terra, passou a emitir grande quantidade de GEE, principalmente CO<sub>2</sub>, que culminou no aquecimento global e alterações climáticas associadas. Para comprovar esta hipótese e ainda obter informações sobre como os ciclos naturais tendem a operar no futuro, foi necessário o conhecimento de mudanças climáticas e biogeoquímicas que ocorreram em largas escalas de tempo no passado. As evidências foram buscadas em registros paleontológicos diversos, tais como nos anéis de crescimento das árvores, em recifes de corais e sedimentos oceânicos, nas camadas de rochas sedimentares e em camadas de gelo glacial. No caso dos GEE, as maiores evidências foram encontradas nas camadas de gelo de glaciares, possibilitando comprovar que em aproximadamente 800 mil anos, nunca houve tamanha concentração de GEE na atmosfera e a tão rápidas taxas de emissão quanto o que se observa a partir de 1750 até a atualidade (Masson-Delmonte *et al.*, 2013).

Bolhas de ar confinadas em cilindros de gelo, coletados em diferentes profundidades na geleira continental Antártica em locais denominados Vostok e EPICA Dome C (*European Project for Ice Coring in Antarctica Dome Concordia*), possibilitaram a análise da composição atmosférica de uma série temporal que se estende até 800 mil anos antes da era comum. Tal conquista revelou que para os períodos glaciais e interglaciais passados a concentração média de CO<sub>2</sub> era de 185 ppm ( $\mu\text{mol mol}^{-1}$ , volume), significativamente menor que o registro de qualquer época avaliada, e que no período pré-industrial (começo do Holoceno até 1750), a concentração era de 278 ppm, 31% menor que a concentração média atual de 391 ppm ((Lüthi *et al.*, 2008); Ciais *et al.*, 2013; Hartmann *et al.*, 2013).

Outro fato importante é que independente da variação neste período de 800 mil anos e também no pré-industrial, a concentração de CO<sub>2</sub> nunca ultrapassou 300 ppm ((Lüthi *et al.*, 2008); Hartmann *et al.*, 2013). Diferentemente das transições entre os períodos glaciais

e interglaciais, em que foram observadas oscilações de até 100 ppm na escala de dezenas de milênios, as emissões de CO<sub>2</sub> cresceram neste ritmo em apenas um século. Em uma escala geológica mais próxima à atualidade, como nos últimos 7000 anos do período pré-industrial, a variação na concentração atmosférica de CO<sub>2</sub> foi de 20 ppm, ou seja, uma taxa média de 0,02 ppm ano<sup>-1</sup>, cem vezes menor que o crescimento médio atual de 2 ppm ano<sup>-1</sup> registrado a partir de 2001 (Ciais *et al.*, 2013; Hartmann *et al.*, 2013). Segundo a Administração Oceânica e Atmosférica Nacional – NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*; 2015) as emissões continuam a crescer e em abril de 2014, a estação Mauna Loa no Havaí obteve o registro histórico da primeira concentração mensal de CO<sub>2</sub> a atingir a marca dos 400 ppm (NOAA, 2015).

As extensas observações dos registros paleoatmosféricos foram publicadas também para os demais gases CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O. Em um período que se estende a 650 mil anos antes da era comum, as concentrações de CH<sub>4</sub> variaram entre 350 ppb (nmol mol<sup>-1</sup>, volume) em períodos glaciais e 800 ppb em períodos interglaciais. Uma vez que cada ciclo glacial-interglacial durou em média 100 mil anos, a amplitude média de variação foi de aproximadamente 45 ppb por milênio (Loulergue *et al.*, 2008). Ao considerarmos o período após a Revolução Industrial, podemos observar que a concentração atmosférica atual de CH<sub>4</sub> de 1803 ppb é maior que a concentração do início do período, 722 ppb, por um fator de 2,5 (Ciais *et al.*, 2013). Neste caso, a amplitude média da variação se encontra em 432,4 ppb por século, muito maior que nos registros paleoclimáticos.

A concentração atmosférica de N<sub>2</sub>O foi a que sofreu as menores variações ao longo de todo o período investigado (presente a 650 mil anos anteriores a era comum), entretanto, este GEE possui maior capacidade de absorção de energia térmica e exibe maior tempo de residência na atmosfera quando comparado aos GEE CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, podendo causar modificações no balanço energético mesmo em pequenas concentrações. Entre os períodos glaciais e interglaciais a concentração de N<sub>2</sub>O variou entre 202 e 286 ppb. Este último pico de concentração é maior que a concentração observada no começo do período industrial de 265 ppb (Schilt *et al.*, 2010), porém substancialmente menor que os atuais 324 ppb (Ciais *et al.*, 2013; Hartman *et al.*, 2013).

Devido às concentrações dos GEE serem expressas em volume, se torna difícil a visualização do montante das emissões em termos de massa de C e de N. Os dados publicados no último relatório de avaliação do IPCC demonstram que no período entre o início da era industrial até o ano 2011, a atividade antrópica lançou na atmosfera 555 ± 85

Pg de CO<sub>2</sub>-C (1 Pg CO<sub>2</sub>-C = 10<sup>15</sup> g CO<sub>2</sub>-C), dos quais aproximadamente 68% (375 ± 30 Pg CO<sub>2</sub>-C) deriva da queima de combustíveis fósseis e indústria de cimento e 32% (180 ± 80 Pg CO<sub>2</sub>-C) emitidos pela mudança de uso da terra (Ciais *et al.*, 2013). Para ter uma ideia da magnitude destas emissões, basta lembrar que o reservatório da biota terrestre está contabilizado em aproximadamente 560 Pg de C, quase a totalidade do valor de C emitido pela atividade antrópica via CO<sub>2</sub>. É como se a humanidade queimasse toda a vegetação do planeta em um período geológico infinitamente pequeno de 260 anos. Deste montante de CO<sub>2</sub> emitido, cerca de 43% ainda permanece na atmosfera, com remoção do restante para os reservatórios naturais de C, tais como biomassa, solos e principalmente os oceanos.

Emissões antropogênicas de CH<sub>4</sub> respondem por 50 a 65% do total de emissões contabilizadas entre os anos 2000 e 2009, a maioria pelo setor agropecuário, sendo as demais emissões de origem natural, principalmente em áreas de alagamento permanente ou semipermanente, como pântanos, várzeas e manguezais. Para este período, foram emitidos entre 542 e 852 Tg CH<sub>4</sub>-C ano<sup>-1</sup> (1 Tg CH<sub>4</sub>-C = 10<sup>12</sup> g CH<sub>4</sub>-C; IPCC, 2014).

O N<sub>2</sub>O é o terceiro GEE em termos de forçamento radiativo positivo na atmosfera e cresce a uma taxa média global de 0,73 ± 0,03 ppb ano<sup>-1</sup> nas últimas três décadas. Existem muitas incertezas sobre a quantidade de N<sub>2</sub>O emitida, tanto pela sua baixa concentração atmosférica, em partes por bilhão, quanto pela variabilidade espaço-temporal que este gás apresenta. As estimativas globais de emissão publicadas são de 2006 e calcula-se que entre 5,4 e 19,6 Tg N<sub>2</sub>O-N ano<sup>-1</sup> foram emitidos pelos ecossistemas naturais e 2,5 a 8,9 Tg N<sub>2</sub>O-N ano<sup>-1</sup> foram emitidos pela atividade antrópica, com destaque à utilização de fertilizantes nitrogenados em solos agrícolas.

O Brasil, por ser um país essencialmente agrícola, tem suas emissões principais situadas no setor de mudança de uso da terra e florestas, responsável por 76,8% dos 85.553 Gg CO<sub>2</sub>-C (Gg CO<sub>2</sub>-C = 10<sup>9</sup> g CO<sub>2</sub>-C) emitidos em 2005 (Brasil, 2010). Tal como o CO<sub>2</sub>, as emissões brasileiras de CH<sub>4</sub> são incomparavelmente superiores no setor agropecuário (≈ 71%), principalmente pela fermentação entérica de bovinos, seguido pelos setores mudança de uso da terra e florestas (≈ 17%) e tratamento de resíduos (≈ 10%). As emissões foram da ordem de 406 Gg CH<sub>4</sub>-C em 2005 (Brasil, 2010). O cenário brasileiro em 2005 era de 12 Gg N<sub>2</sub>O-N emitidos no ano, sendo que a participação dos solos agrícolas nestas emissões foi de aproximadamente 84%, com destaque para solos com animais em pastagem (39,8%) e para emissões indiretas (27,7%). O uso de fertilizantes nitrogenados sintéticos contava apenas com 5,7% das emissões.



### 2.2.2 Agricultura: contribuição do solo agrícola nas emissões de N<sub>2</sub>O

Estimativas das emissões de GEE pelo setor agrícola são compreendidas apenas pelo montante dos gases CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O originados nas atividades agropecuárias, deixando para o setor de Florestas e Outros Usos do Solo – FOLU (*Forestry and Other Land Use*) o cômputo das emissões de CO<sub>2</sub> relacionadas a oxidação do C da biomassa e do C orgânico do solo (COS) nas conversões de florestas para agricultura, bem como quando da substituição de uma prática agrícola por outra. O uso de combustíveis fósseis e energia elétrica pelo maquinário, sistemas de irrigação e nas instalações agrícolas, bem como para a fabricação de insumos (fertilizantes, calcário e pesticidas) e para o transporte dos insumos e produtos também faz parte da contribuição da cadeia de produção de alimentos nas emissões de GEE, porém estes gases são contabilizados pelo setor energético e industrial. Portanto, os valores comumente reportados expressam apenas uma parcela da contribuição agrícola nas emissões de GEE se considerarmos toda a cadeia produtiva.

Os dados atualizados sobre as emissões agrícolas são da primeira década do século XXI (2001-2011) e foram publicados recentemente pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura – FAO (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*; FAO, 2013). De modo geral, houve aumento das emissões agrícolas de GEE quando comparadas ao montante emitido na década anterior (1990-2000), totalizando 5,3 e 4,6 Tg CO<sub>2</sub>eq ano<sup>-1</sup> respectivamente, com emissão majoritária localizada em países em desenvolvimento. A produção de proteína animal continua, incomparavelmente, sendo a atividade agrícola com maior expressão nas emissões de GEE, responsável por 44% e 53% das emissões antrópicas anuais de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O, respectivamente.

No total de emissões pelo setor agrícola, destacam-se as emissões de CH<sub>4</sub> pela fermentação entérica de ruminantes (38%;  $\approx 2,0$  Tg CO<sub>2</sub> eq ano<sup>-1</sup>), as emissões de N<sub>2</sub>O por dejetos deixados no pasto e dejetos aplicados ao solo (19%;  $\approx 1,0$  Tg CO<sub>2</sub> eq ano<sup>-1</sup>) e as emissões de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O derivadas do manejo de dejetos (6,6%;  $\approx 0,4$  Tg CO<sub>2</sub> eq ano<sup>-1</sup>; FAO, 2013). Dentro deste contexto, a produção de gado de corte e de leite é a que representa grande parte das emissões, num total de 64% das emissões da pecuária. Logo após, destacam-se as emissões de N<sub>2</sub>O originadas em solos adubados com fertilizantes sintéticos nitrogenados (12,8%;  $\approx 0,6$  Tg CO<sub>2</sub>eq ano<sup>-1</sup>) e as emissões de CH<sub>4</sub> em campos inundados de arroz

(9,9%;  $\approx 0,5 \text{ Tg CO}_2\text{eq ano}^{-1}$ ), sendo os 16,4% restantes ( $\approx 0,9 \text{ Tg CO}_2\text{eq ano}^{-1}$ ) emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  derivadas do cultivo de solos orgânicos, da decomposição de resíduos culturais, somadas as emissões de  $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2\text{O}$  provenientes da queima de savanas e resíduos culturais (FAO, 2013).

Solos agrícolas atuam como fonte ou dreno de GEE dependendo do manejo utilizado no preparo do solo, na irrigação e na aplicação de fertilizantes, em especial os nitrogenados, associados a fatores climáticos e pedológicos. Como visto anteriormente, emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  pelos solos são a maior parcela de emissões agrícolas além das emissões de  $\text{CH}_4$  via fermentação entérica. As fontes de N são variadas, desde o correio uso de fertilizantes nitrogenados sintéticos, a dejetos e urina de animais deixados no pasto ou aplicados no solo, resíduos culturais, fixação biológica de N (FBN) através do cultivo de leguminosas e uso de resíduos urbanos, como lodo de esgoto e composto de lixo (Mosier *et al.*, 1998).

Embora existam estas diversas fontes nitrogenadas utilizadas na agricultura, a maior parte do aumento das emissões antrópicas de  $\text{N}_2\text{O}$  é creditada à fabricação e uso de fertilizantes nitrogenados sintéticos (Snyder *et al.*, 2009). Segundo Erisman *et al.* (2008), sem a utilização de fertilizantes nitrogenados sintéticos a produção agrícola teria produzido de 30 a 50% menos alimento do que se produziu desde a consolidação do processo de fixação sintética do N, conhecido como Haber-Bosch. Independentemente da fonte, se pode perceber que em comparação ao período pré-industrial, a atividade agrícola aumentou grandemente a quantidade de N reativo ( $\text{Nr}$ ) ciclando nos ecossistemas, e deste modo, aumentou a disponibilidade de substrato necessário para as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  a taxas diretamente proporcionais ao aumento de  $\text{Nr}$  ((Fowler *et al.*, 2013); Forster *et al.*, 2007). Portanto, produzir alimentos para atender às necessidades de uma população crescente buscando mitigar as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  e demais GEE é o desafio da agricultura do século XXI, principalmente quando considerados o número e a complexidade dos processos de produção de  $\text{N}_2\text{O}$  nos solos, somados a imprevisibilidade dos pulsos de emissão, os quais respondem às várias interações de condições climáticas e de manejo (Venterea *et al.*, 2012).

O  $\text{N}_2\text{O}$  é gerado no solo principalmente pela microbiota edáfica nos processos biológicos de nitrificação e desnitrificação, entretanto, uma pequena parcela da produção de  $\text{N}_2\text{O}$  vem de processos estritamente químicos, como a decomposição química da hidroxilamina ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) e do nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) (Bremner, 1997).

A emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  a partir do solo resulta de complexas interações entre fatores abióticos do solo, tais como disponibilidade de oxigênio ( $\text{O}_2$ ; condição de

aerobiose/anaerobiose), de compostos orgânicos de C e de N inorgânico, bem como temperatura, textura e pH do solo (Firestone; Davidson, 1989; (Bremner, 1997); Moreira; Siqueira, 2006). De modo geral, podemos dizer que as duas principais vias de emissão de N<sub>2</sub>O no solo, a nitrificação e a desnitrificação, são processos antagônicos, ocorrendo em estados de redução e oxidação do solo distintos, além do requerimento diferenciado de doadores e aceptores de elétrons pelos microrganismos. A grande heterogeneidade de micro sítios no solo relacionada ao status de oxigenação, de oxirredução e de disponibilidade de substrato permite a coexistência de ambos processos (Williams, 1992; Stevens; Laughlin; Malone, 1998; Azam *et al.*, 2002). Quando as condições do solo tendem a condições limítrofes para um dos processos, acaba favorecendo o processo contrário, e o componente limítrofe principal é a disponibilidade de O<sub>2</sub> no solo.

Na nitrificação, o íon amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) é oxidado a nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), tendo como compostos intermediários a NH<sub>2</sub>OH e o NO<sub>2</sub><sup>-</sup>. A transformação ocorre preferencialmente por meio de microrganismos quimiolitotróficos na presença de O<sub>2</sub> e consiste em duas etapas: a nitrificação, em que o NH<sub>4</sub><sup>+</sup> é oxidado a NO<sub>2</sub><sup>-</sup> por bactérias dos gêneros *Nitrosomonas* sp., *Nitrosospira* sp., e *Nitrosococcus* sp., comumente chamadas de bactérias oxidantes da amônia (NH<sub>3</sub>) – AOB (*ammonium oxidizing bacteria*); e a nitratação, em que o NO<sub>2</sub><sup>-</sup> é oxidado a NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por bactérias dos gêneros *Nitrobacter* sp., *Nitrospira* sp., e *Nitrococcus* sp., comumente chamadas de bactérias oxidantes do nitrito – NOB (*nitrite oxidizing bacteria*; (Bremner, 1997; Wrage *et al.*, 2001). Embora bactérias quimiolitotróficas sejam as principais responsáveis pela nitrificação, organismos quimiorganotróficos também são capazes de converter NH<sub>4</sub><sup>+</sup> em NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, sendo esta habilidade mais comum aos fungos, porém também presente em bactérias (Wrage *et al.*, 2001).

Segundo Bremner (1997) bactérias nitrificantes possuem larga distribuição nos solos, muito provavelmente devido ao requerimento de moléculas simples para sua existência e reprodução, tais como CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Uma vez que frequentemente o CO<sub>2</sub> se encontra disponível, assim como o suprimento adequado de O<sub>2</sub> em solos agrícolas, exceto em solos com condições de alagamento permanente ou semipermanente no caso de períodos chuvosos e manejo de irrigação, o fator principal a limitar a nitrificação é a disponibilidade de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Williams, 1992; Bremner, 1997).

A emissão de N<sub>2</sub>O pela nitrificação é exceção ao invés de regra, requerendo condições especiais para se desenvolver (Stevens; Laughlin; Malone, 1998). O N<sub>2</sub>O tem sua origem ainda incerta na oxidação incompleta da NH<sub>2</sub>OH e na decomposição química de

compostos intermediários da nitrificação ( $\text{NH}_2\text{OH}$  e  $\text{NO}_2^-$ ). A redução de  $\text{NO}_2^-$  em condições de limitação parcial de  $\text{O}_2$  (Wrage *et al.*, 2001) tem sido apontada como uma das, se não a principal via de emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  por nitrificação. Para alguns autores, a contribuição da nitrificação não está restrita apenas a condições aeróbias ótimas, sendo que estudos apontam para a máxima produção de  $\text{N}_2\text{O}$  por microrganismos nitrificantes quando expostos em condições transitórias de baixa saturação de  $\text{O}_2$ , resultantes de condições de umidades acima da capacidade de campo (Linn; Doran, 1984; Wrage *et al.*, 2001; Sánchez-Martín *et al.*, 2008; Denmead *et al.*, 2010). Este é o caso da nitrificação desnitrificante, uma das vias que as AOB utilizam, reduzindo o  $\text{NO}_2^-$  a  $\text{N}_2\text{O}$  ou  $\text{N}$  gasoso ( $\text{N}_2$ ) quando expostas a curtos períodos de limitação de  $\text{O}_2$  (Poth; Focht, 1985; Wrage *et al.*, 2001). Acredita-se que a maior parte da emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  por meio da nitrificação seja estimulada quando a umidade não influencia por completo a difusão e oferta de  $\text{O}_2$  no solo e exista grande disponibilidade de compostos que forneçam  $\text{N}$  amoniacal, tal como fertilizantes a base de ureia ou  $\text{NH}_4^+$  e fertilizantes e resíduos orgânicos (Bremner, 1997; Azam *et al.*, 2002; Bateman; Baggs, 2005; Köster *et al.*, 2011).

Estabelecidas condições de ausência total ou parcial de  $\text{O}_2$ , outro grupo de microrganismos entra em atividade, denominados desnitrificantes. Acredita-se que os organismos desnitrificantes são anaeróbios facultativos, conseguindo reduzir certas formas de  $\text{N}$  mineral quando as condições se tornam anaeróbias, fazendo destas, acceptor final de elétrons na cadeia respiratória. A via de desnitrificação é caracterizada pela redução do íon  $\text{NO}_3^-$  a  $\text{N}_2$ , passando por vários compostos intermediários até a completa redução, conforme esquema a seguir:



Sabe-se que o metabolismo facultativo dos desnitrificantes exige a presença de aceptores de elétrons na cadeia respiratória, alternativos ao  $\text{O}_2$ . (Firestone; Davidson, 1989). Os elétrons são doados preferencialmente ao acceptor com maior quantidade de sítios de redução. Este fato torna o  $\text{NO}_3^-$  o acceptor preferencial ao  $\text{N}_2\text{O}$ , pois se encontra altamente oxidado, podendo receber 5 elétrons até que o processo de redução termine (Firestone; Davidson, 1989; Bremner, 1997; Wrage *et al.*, 2001). Portanto, a redução dos íons  $\text{NO}_3^-$  é preferencial em relação a redução do  $\text{N}_2\text{O}$ , sendo este último conduzido à  $\text{N}_2$  somente quando íons  $\text{NO}_3^-$  começam a se tornar escassos no meio e a oferta de  $\text{C}$  orgânico para os

desnitrificantes continua em condições ótimas, assim como a anaerobiose (Blackmer; Bremner, 1978; Weier *et al.*, 1993). Uma vez não reduzido a N<sub>2</sub>, o N<sub>2</sub>O é, na maioria das vezes, emitido para a atmosfera (Firestone; Davidson, 1989; Bremner, 1997; Wrage *et al.*, 2001; Moreira; Siqueira, 2006). Em síntese, a disponibilidade de compostos orgânicos de C e principalmente, as altas concentrações de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> estimulam a redução incompleta do N na etapa de desnitrificação, assim como baixos valores de pH e valores elevados de umidade, porém não anóxicos (Knowles, 1982; Weier *et al.*, 1993; Parton *et al.*, 1996; Wrage *et al.*, 2001), favorecendo a emissão de N<sub>2</sub>O. Entretanto, quanto maior a disponibilidade de C orgânico em relação ao NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e quanto maior a condição anóxica do solo (umidade > 90% WFPS), de pH e temperatura, maior a probabilidade de ocorrer a desnitrificação completa com emissão de N<sub>2</sub> (Blackmer; Bremner, 1978; Firestone; Davidson, 1989; Weier *et al.*, 1993; Stevens; Laughlin, 1998).

Conforme citado anteriormente, a umidade é o principal fator que determina a disponibilidade de O<sub>2</sub> no solo e, por isso, é considerado importante regulador do metabolismo microbiano. Nesse sentido, é comum associar o status de umidade do solo às condições de aerobiose ou anaerobiose e tratando-se do ciclo do N, associar à nitrificação ou desnitrificação, respectivamente. Estudos recentes (Sánchez-Martín *et al.*, 2008; Denmead *et al.*, 2010) evidenciaram, entretanto, que mesmo sob condição de alta umidade do solo (70 a 90% da porosidade preenchida com água), não ocorre limitação à nitrificação.

No trabalho de Denmead *et al.* (2010), a faixa de umidade correspondente ao pico de emissão de N<sub>2</sub>O foi entre 70 e 80% da porosidade preenchida com água, sendo que os autores creditaram esse fato como sendo o somatório do N<sub>2</sub>O produzido em ambos os processos, nitrificação e desnitrificação, que estariam operantes na referida faixa umidade. Sánchez-Martín *et al.* (2008) encontraram atividade nitrificante mesmo sob umidade de 90%. Tal fato se explica em função da alteração que ocorre sob condição de limitada concentração de O<sub>2</sub> no solo, mas com alta concentração NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, em que microrganismos nitrificantes cessam a oxidação de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> a NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e passam a promover a redução de NH<sub>2</sub>OH e NO<sub>2</sub><sup>-</sup> a N<sub>2</sub>O (Poth; Focht, 1985; Wrage *et al.*, 2001), pelo processo já descrito de nitrificação desnitrificante. Para tanto, é necessário lembrar que a anaerobiose não é encontrada somente em condições de alta umidade do solo, mas também em condições de alta atividade biológica, em que microsítios anaeróbicos tendem a ser gerados em detrimento ao consumo de O<sub>2</sub>, favorecendo emissões de N<sub>2</sub>O.

## 2.3 Mitigação de GEE na agricultura: estoque de carbono do solo

Sabe-se que os estoques de COS exercem influência no aquecimento global, uma vez que podem contribuir como fonte ou dreno de CO<sub>2</sub>, gás de efeito estufa de maior impacto no forçamento radiativo. Isto porque o solo é o principal compartimento ativo de C, armazenando e permitindo fluxos de diversas formas de C entre os demais compartimentos, tais como com a atmosfera e hidrosfera. Os solos possuem estoque de aproximadamente 1500 Pg de C orgânico, sendo cerca de 2 vezes maior que a quantidade de gases de C estocada na atmosfera (828 Pg de C) e 3 vezes maior que o reservatório de C orgânico presente na biomassa viva (560 Pg de C) (Lal, 2004; Ciaís *et al.*, 2013). Estima-se que desde 1750, somente com a retirada de ecossistemas naturais para a introdução da agricultura, foram emitidos aproximadamente 136 Pg de C para a atmosfera, valor equivalente a 34% da emissão antrópica de CO<sub>2</sub> para este período, sendo precedida apenas pelas emissões provenientes da queima de combustíveis fósseis (Lal, 2004; Ciaís *et al.*, 2013), e deste total, metade foi proveniente da mineralização do COS, correspondendo a aproximadamente 78 Pg de C (Janzen, 2004; Lal, 2004).

Em média, 30 a 50% do COS nativo (Post; Kwon, 2000; Lal, 2004) é mineralizado após o estabelecimento do cultivo em áreas de fronteira agrícola, uma vez que as taxas de aporte de C ao solo pelas culturas comerciais são menores que as taxas de erosão, lixiviação e mineralização (Jastrow; Boutton; Miller, 1996; Lal, 2004), diferentemente dos ecossistemas clímax, em que as entradas de C ao solo se igualam as perdas. Existem exceções nas quais a implementação de uma agricultura muito bem manejada é capaz de aumentar os estoques iniciais de COS, contudo este cenário é observado em ecossistemas limítrofes, em que condições climáticas e/ou pedológicas são impeditivas para o desenvolvimento natural de vegetação exuberante que possibilite maiores estoques de C (Six *et al.*, 2002a), como foi o caso da expansão agrícola em algumas regiões do Cerrado brasileiro. Vale salientar que embora bem manejada, a agricultura pode ainda aumentar as emissões de GEE de forma que os benefícios dos estoques em termos de mitigação, sejam anulados devido ao montante de emissões.

De modo a minimizar os impactos negativos da agricultura sobre as mudanças climáticas e também restaurar o C perdido ao longo destes anos, a implementação de boas práticas de manejo que estimulem o aumento dos teores de C no solo e diminuam sua taxa

de retorno à atmosfera, é importante medida mitigadora. É possível generalizar que o estoque de C em qualquer solo é o resultado do balanço entre as entradas e saídas de C neste reservatório, as quais dependem das interações entre solo (textura, mineralogia e estrutura), vegetação (aporte e qualidade de biomassa), clima (regime de precipitação e temperatura) e manejo (West; Six, 2006). Todo o C orgânico que entra no solo está passível de ser mineralizado e emitido para atmosfera. Entretanto, existem fatores intrínsecos ao solo e a própria matéria orgânica que retardam as taxas de mineralização, possibilitando que parte do C seja transformado e estabilizado no sistema. Com o passar do tempo, o resultado entre as adições, a mineralização e a estabilização do C é um gradiente de vários estágios de decomposição e complexidade de moléculas de C, que podem ser mensuradas e classificadas de acordo com os mecanismos de estabilização, que juntamente ao COS não estabilizado e não protegido, formam os estoques de C do solo (Six *et al.*, 2002b).

Restos biológicos recentemente adicionados, principalmente os vegetais, e parcialmente decompostos, bem como a microbiota associada, os quais não se encontram em íntima associação com os minerais do solo, fazem parte da MOS não protegida. Este compartimento de MOS representa a porção de C mais lábil e, conseqüentemente, mais sensível a práticas de manejo. Devido a esta dinâmica, a MOS não protegida está muito ligada a ciclagem e disponibilidade de nutrientes.

O restante da MOS possui diversos graus de estabilização devido à ação de barreiras físicas e bioquímicas que diminuem o acesso da microbiota edáfica e suas exoenzimas à MOS, bem como da água e do O<sub>2</sub>, podendo ser categorizada de acordo com os mecanismos de estabilização. A estabilização física é o resultado da oclusão da MOS no interior de microagregados (20 – 250 µm), os quais formam uma barreira física à microbiota e suas enzimas, bem como diminuem a disponibilidade de O<sub>2</sub> e umidade, minimizando a oxidação e hidrólise da MOS (Oades, 1984; Six *et al.*, 2002a; Six *et al.*, 2004). No interior dos microagregados a MOS fica em contato direto com os argilominerais, de forma que são formadas associações organominerais por meio de pontes catiônicas e metálicas, fazendo com que o recobrimento da MOS pelas partículas de argilominerais lhes confira a estabilização química.

Além destas duas formas de estabilização é possível citar uma terceira, que é dada em função da complexidade química da MOS, a estabilização bioquímica. A complexidade pode ser inerente à própria constituição bioquímica do material orgânico fornecido, referida muitas vezes como qualidade do material, e/ou ser atingida devido às reações de

condensação e complexação no material em decomposição, de modo que ao final o produto formado é mais resistente à decomposição do que o material de origem (Six *et al.*, 2002a; Stewart *et al.*, 2007).

Ecosistemas tropicais e subtropicais possuem altas temperaturas e umidade, fato que favorece a rápida ciclagem da matéria orgânica, e por isso, necessitam de um bom suprimento de material orgânico para manter seus estoques de C. Atividades agrícolas que diminuam a perturbação do solo e aumentem a oferta e qualidade do material aportado podem ter efeitos benéficos nas taxas de mineralização, de modo a aumentar a estabilização do C pelos três mecanismos citados anteriormente.

Dentro deste contexto, o manejo que priorize a diminuição da perturbação do solo aliado à maior oferta de biomassa parece promissor (West; Six, 2006). Alguns exemplos para aumentar a qualidade e o aporte do C são: manutenção de níveis adequados da fertilidade do solo e melhoramento genético com progênies mais competitivas e resistentes à variações climáticas e doenças, o que permite maior produtividade e portanto, maior transferência de fotossintetizados ao solo; adoção de cultivo por rotação e se possível aliado a consórcios; aplicação de resíduos externos ao sistema de cultivo, tais como dejetos animais, resíduos da agroindústria, composto de resíduos sólidos urbanos, lodo de esgoto, finos de carvão, biocarvão, entre outros, atuando como fontes adicionais de C e que também contribuem para o aumento da produtividade seja pelo fornecimento de nutrientes ou por melhorias nas condições físico-químicas do solo (Follett, 2001).

Com relação à capacidade suporte, é necessário salientar que maiores entradas de C não necessariamente irão refletir maiores estoques de COS (Six *et al.*, 2002a; Stewart *et al.*, 2007). Como vimos anteriormente, existe uma dinâmica complexa entre clima, solo, vegetação e manejo que irá regular os mecanismos de estabilização da MOS, sendo esta dinâmica específica para cada localidade. Cada solo possui uma capacidade máxima de proteção do C relativa às suas propriedades físico-químicas (Six *et al.*, 2002a; Stewart *et al.*, 2007; Gulde *et al.*, 2008; Stewart *et al.*, 2008) e ao manejo adotado e, caso estejam próximos ao nível de saturação, podem não responder à fonte externa de C com aumentos expressivos nos teores de COS.

## **2.4 Uso de lodo de esgoto na agricultura**



O tratamento de esgotos sanitários vem crescendo no Brasil, visando atender, no futuro, a população urbana em sua totalidade, cenário desejável e importante para a conservação e qualidade dos recursos hídricos e sobretudo, para garantir níveis satisfatórios de saúde pública. Apesar de todos os benefícios que a sociedade obtém com o tratamento dos esgotos, durante o processo há geração de resíduos e, dentre eles, destaca-se o lodo de esgoto (LE), de disposição final problemática devido à alta carga orgânica associada, presença de patógenos e pelos grandes volumes gerados diariamente nos sistemas de tratamento.

No Brasil, o envio para aterros sanitários atinge cerca de 42% da destinação do LE gerado (IBGE, 2008). Embora atualmente o volume de LE destinado aos aterros seja muito menor que de outros resíduos sólidos urbanos, em longo prazo, com ampliação da coleta e tratamento do esgoto, este volume poderá aumentar ao nível de competir com demais resíduos sólidos que necessitam deste tipo de serviço, uma vez que a capacidade de recepção destas unidades é limitada. Além disso, de acordo com Tsutya (2000), esta forma de disposição é responsável por 20 a 40% dos custos operacionais em estações de tratamento de esgotos. Outras formas de destinação comumente utilizadas mundialmente são a incineração e a reciclagem na agricultura. Esta última alternativa é muito interessante sob a ótica de cumprimento de um dos itens da Política Nacional dos Resíduos Sólidos – PNRS (BRASIL, 2010), que preconiza destinações mais nobres aos resíduos orgânicos, como a reutilização ou reciclagem. Na PNRS a destinação a aterros deve ser a última alternativa.

Lodos de esgoto possuem potencial para utilização na agricultura como fertilizante (CONAMA, 2006), principalmente para fornecimento de nitrogênio (N), fósforo (P) e alguns micronutrientes (Silva; Resck; Sharma, 2002; Martins *et al.*, 2003; Galdos; De Maria; Camargo, 2004; Nascimento *et al.*, 2004; Chiba; Matiazzo; Oliveira, 2009). Além da ação fertilizante, o lodo também atua como condicionador do solo devido ao aporte de material orgânico, uma vez que os teores médios de matéria orgânica no resíduo podem chegar a 50% da massa em base seca (Dias *et al.*, 2007; Bettiol; Ghini, 2011; Pitombo *et al.*, 2015). Um ponto desfavorável dos LE é a presença de poluentes orgânicos persistentes – POPs (Lee; Peart, 2002; Harrison *et al.*, 2006; Kohli; Lee; Peart, 2006), metais potencialmente tóxicos (Alcantara *et al.*, 2009; Rangel *et al.*, 2006; Silva *et al.*, 2006) e de agentes patogênicos, tais como os coliformes e helmintos (Coscione; Nogueira; Pires, 2010; Viau *et al.*, 2011), fatores que necessitam de cuidado a fim de prevenir impactos ambientais negativos.

O Brasil já possui legislação que regulamenta tal destinação, de modo que a reciclagem agrícola de LE deve estar de acordo com a resolução 375 do CONAMA (2006). Com exceção ao LE que utiliza cal hidratada como processo de estabilização, comumente a dose é calculada em função do fornecimento de N à cultura de interesse em situações em que não há restrição relacionada a concentrações excessivas de metais pesados no resíduo. Nesse sentido, o lodo possui potencial para substituir total ou parcialmente a fertilização nitrogenada mineral quando requisitado (Oliveira *et al.*, 2001; Martins *et al.*, 2003; Galdos; De Maria; Camargo, 2004; Dias *et al.*, 2007; Bettiol; Ghini, 2011; Pitombo *et al.*, 2015).

A utilização do LE vem sendo amplamente estudada como substituto ou complemento da fertilização mineral na produção de várias culturas, dentre elas o milho, mostrando resultados positivos e promissores (Barbosa *et al.*, 2007; Barbarick *et al.*, 2012; Galdos; De Maria; Camargo, 2004). Atualmente, a área nacional destinada ao plantio deste cereal é de aproximadamente 12 milhões de hectares (CONAB, 2016). Baseando-se em uma produção média anual de LE de 700.000 Mg ano<sup>-1</sup> com teores médios de N a 4% e taxa de mineralização de 30% (CONAMA, 2006), são disponibilizados anualmente 8.400 Mg de N disponível e 28.000 Mg de N total. Esta quantidade de LE poderia ser disposta em 70.000 hectares de cultivo quando estimados pelos 120 kg N ha<sup>-1</sup> da demanda nutricional, o que corresponde a 0,6% da área destinada a cultura. Este cenário é hipotético, visando representar a capacidade suporte da agricultura frente à necessidade de reciclagem de LE.

Culturas como a cana de açúcar e áreas florestais comerciais também são aptas a utilizar o resíduo (CONAMA, 2006), bem como o setor de produção de mudas após o resíduo passar por tratamentos adicionais, como é o caso da compostagem, comumente utilizada para atingir as características necessárias para enquadramento como fertilizante orgânico composto (BRASIL, 2009). Desta forma, adicionalmente aos aspectos positivos da destinação final do LE, de forma técnica e ambientalmente mais aceitável, a reciclagem do LE na agricultura pode ainda estimular o mercado interno de fertilizantes orgânicos, uma vez que o país já possui legislação para o comércio de fertilizantes desse gênero, incluindo àqueles a base de LE (BRASIL, 2009).

Embora o uso agrícola de LE se justifique principalmente pela reciclagem de grandes quantidades de nutrientes e matéria orgânica, a falta de sincronismo entre a mineralização e disponibilização do N contido no resíduo com relação à absorção do nutriente pelas plantas pode levar a perdas significativas de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Dyניה; Souza, Boeira, 2006; Jin *et al.*, 2011), um

risco potencial para manutenção da qualidade dos corpos hídricos, bem como para emissões de N<sub>2</sub>O, um potente GEE.

Observando os trabalhos já realizados, percebe-se que LE apresentam potencial para aumentar as emissões de GEE, particularmente de N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub>. Em pastagem sob clima temperado, a aplicação de doses altas de lodo de esgoto (2500 kg ha<sup>-1</sup> de N total; taxa de mineralização 30%) por três anos consecutivos resultou em fluxos de N<sub>2</sub>O quatro vezes maiores do que em áreas com fertilizante mineral (500 kg ha<sup>-1</sup> de N; Scott *et al.*, 2000), porém apresentaram fatores de emissão de N<sub>2</sub>O semelhantes, 1% do N aplicado. Em clima tropical, ao aplicar via LE oito vezes a quantidade de N disponível requerida pelo milho, Fernandes *et al.* (2005) observaram fatores de acréscimo de 0,8, 1,9 e 0,3 para as respectivas emissões de CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub> quando comparadas às emissões registradas em solo sob fertilização mineral (NPK). Destaca-se, no entanto, que ao aplicar a dose recomendada de LE, as emissões de GEE não se diferenciaram das emissões com uso de N mineral.

Chiaradia *et al.* (2009) também obtiveram aumento nas emissões de GEE ao estudar a aplicação de doses de lodo em solo de reforma de canavial cultivado com mamona. A aplicação de lodo na dose recomendada de N para a mamona (10 Mg ha<sup>-1</sup> em base seca; 75 kg N ha<sup>-1</sup>) apresentou o dobro do potencial de aquecimento (emissões totais em CO<sub>2</sub>eq) quando comparado com o potencial de aquecimento da aplicação de fertilizante mineral, sendo que a maior contribuição no montante foram as emissões de N<sub>2</sub>O, 2,9 vezes maiores. Em sistema florestal comercial, Urzedo *et al.* (2013) também observaram maiores emissões de N<sub>2</sub>O quando utilizado LE, cerca de 4,5 vezes o emitido pelo fertilizante mineral.

A longo prazo, sucessivas aplicações de lodo de esgoto conduzem, na maioria das vezes, a maiores teores de C e N disponíveis no solo. Isto porque o modelo de cálculo de recomendação a muito utilizado, não leva em consideração a mineralização do material orgânico residual. No caso de lodos de esgoto, 7% do material inicial estará sendo disponibilizado no primeiro ano após a aplicação. Considerando que em média, para disponibilizar 120 kg ha<sup>-1</sup> de N para o milho são aplicados 400 kg ha<sup>-1</sup> de N orgânico, os 7% no ano seguinte representarão 28 kg ha<sup>-1</sup> de N, quase um quarto da necessidade anual da cultura. Segundo a série de decaimento descrita em Pratt, Broadbent e Martin (1973), em média 30% do N orgânico total é disponibilizado no ano da aplicação, 10% do residual (reflete a porção que não foi mineralizada no ano anterior) é disponibilizado no primeiro ano após a aplicação e, 5% do residual é mineralizado anualmente a partir do terceiro ano para resíduos orgânicos. Quando simuladas aplicações de 400 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de N orgânico a longo

prazo, sem levar em conta perdas de N por lixiviação e emissão, em quatro anos estariam disponibilizados 121 kg ha<sup>-1</sup> de N representando apenas o N disponibilizado pela fração residual acumulada nestes anos. Desta forma, áreas agrícolas com corriqueira aplicação de fertilizantes orgânicos de alto teor de N, como é o caso do LE, tem maior potencial em emitir N<sub>2</sub>O.

Pitombo *et al.* (2015) avaliaram o efeito residual nove anos após a primeira aplicação (7 aplicações anuais e 2 anos sem aplicação) de doses correspondentes a 10 e 20 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de lodo em base seca, em comparação ao efeito residual da adubação mineral NPK em área cultivada com milho. Os autores não encontraram diferença significativa ( $p < 0,05$ ) para fluxos médios gerados no período seco, e para o período de maior precipitação pluviométrica, houve diferença nos fluxos médios de CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O apenas entre os solos com histórico de uso de NPK e da maior dose de LE.

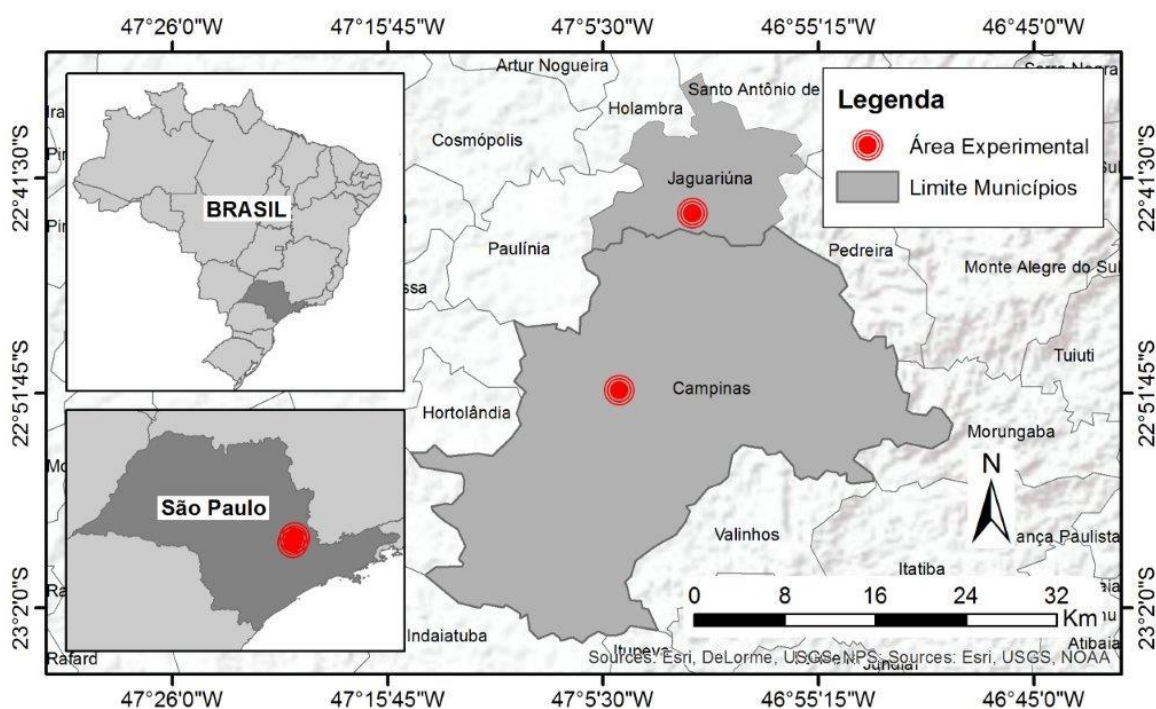
Embora as emissões de GEE representem uma característica negativa da aplicação de LE em áreas agrícolas, o revés deste aspecto refere-se ao estoque de C no solo em função do manejo com resíduo, que deve compor o balanço juntamente com as emissões.

O revés desse aspecto negativo refere-se ao estoque de C no solo em função do manejo com LE, que deve compor o balanço juntamente com as emissões. Isto significa que se o estoque de C no solo aumentar a níveis que ultrapassem as emissões de GEE, o saldo será positivo em mitigar. Considerando a aplicação de lodo ao solo, aumentos expressivos dos estoques de C podem ocorrer com sucessivas aplicações do resíduo (Pitombo *et al.*, 2015), o que contrabalancearia possíveis aumentos das emissões de GEE (Fernandes *et al.*, 2005; Chiaradia *et al.*, 2009), restando saber o resultado líquido desse balanço, além da comparação com o uso de fonte mineral de N.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Descrição e histórico das áreas experimentais

As avaliações deste trabalho foram conduzidas em duas áreas experimentais com histórico de aplicação continuada de lodo de esgoto na cultura do milho. A primeira área experimental pertence ao Instituto Agrônomo – IAC e está localizada em Campinas-SP (22°9' S, 41°1' W; altitude 650 m), sob clima tropical úmido (Köppen), com temperatura atmosférica anual média de 20,5 °C e precipitação pluviométrica de 1400 mm. A segunda área avaliada pertence à Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA, unidade Meio Ambiente, e está localizada em Jaguariúna-SP (22°41' S, 47° W; altitude 570 m), também sob clima tropical úmido (Köppen), com temperatura atmosférica anual média de 21,7 °C e precipitação pluviométrica de 1335 mm (Figura 1).



**Figura 1** Mapa da localização das áreas experimentais.

Os solos das áreas experimentais de Campinas-SP e Jaguariúna-SP foram classificados como Latossolo Vermelho eutroférico textura argilosa (LVef) e Latossolo Vermelho

difotoférico textura argilosa (LVdf), respectivamente, segundo EMBRAPA (2006). Algumas das principais características dos solos antes da implantação dos experimentos estão descritas na tabela 1.

**Tabela 1** Propriedades do solo na camada superficial (0-20 cm) antes da implantação dos experimentos nas áreas de Campinas-SP e Jaguariúna-SP.

Área experimental (solo)	pH	H+Al	CTC	V	Argila	MO	P	K	Ca	Mg
		-- mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> --	----- % -----	----- % -----	----- % -----	g dm <sup>-3</sup>	mg dm <sup>-3</sup>	----- mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----	----- mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----	----- mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----
Campinas-SP (LVef)	4,6	45,5	62,1	26,7	58	20,7	23	2,6	10,6	3,3
Jaguariúna-SP (LVdf)	5,8	36,0	73,5	52,0	45	26,5	35	1,5	27,5	8,5

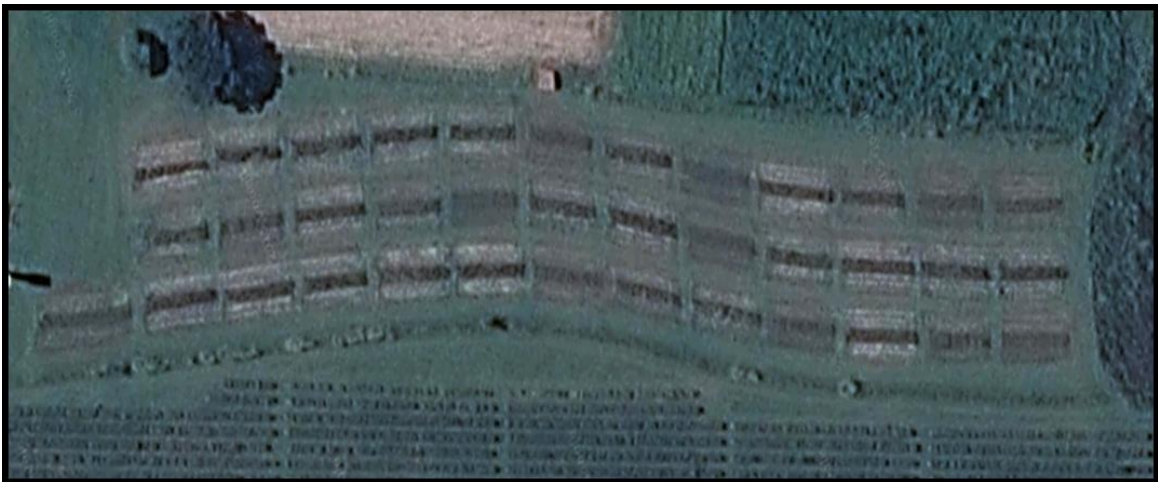
Fonte: GALDOS; De MARIA; CAMARGO (2004) e BETTIOL; GHINI (2011). \* o pH do solo da área de Campinas-SP foi determinado em cloreto de cálcio (CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol l<sup>-1</sup>) e da área de Jaguariúna-SP em água.

Na área de Campinas-SP o experimento foi desenvolvido a partir de três tratamentos distribuídos em delineamento experimental inteiramente ao acaso (DIC) com quatro repetições. Os tratamentos são: (a) FM – fertilizante mineral (NPK) em dose recomendada para suprir a demanda nutricional da cultura do milho; (b) L1 – dose de lodo de esgoto recomendada para suprir a demanda de N pela cultura do milho; e (c) L2 – dobro da dose recomendada de lodo de esgoto. As parcelas experimentais possuem uma área útil de 100 m<sup>2</sup> (4 x 25 m) e encontram-se em um terreno com declividade de 10%.



**Figura 2** Imagem de satélite demonstrando a distribuição espacial das parcelas localizadas na área experimental de Campinas-SP. Fonte: Google (2015).

A área de Jaguariúna-SP possui delineamento experimental de blocos ao acaso (DBC) com três repetições (Figura 3), e em cada bloco foram dispostos os tratamentos para dois tipos de lodo de esgoto, provenientes das ETE Franca e Barueri. Os tratamentos são: (a) FM – fertilizante mineral (NPK) em dose recomendada para suprir a demanda nutricional da cultura do milho; (b) L0 – sem aplicação de fertilizante nitrogenado, porém com fertilização fosfatada e potássica; (c) L1 – dose de lodo de esgoto recomendada para suprir a demanda de nitrogênio pela cultura do milho; (d) L2 – dobro da dose recomendada de lodo de esgoto; (e) L4 – quatro vezes a dose recomendada de lodo de esgoto; e (f) L8 – oito vezes a dose recomendada de lodo de esgoto. As parcelas experimentais possuem uma área útil de 200 m<sup>2</sup> (10 x 20 m) e encontram-se em um terreno com declividade de 5%.



**Figura 3** Imagem de satélite demonstrando a distribuição espacial dos blocos e parcelas localizados na área experimental de Jaguariúna-SP. Fonte: Google (2015).

A origem do lodo de esgoto foi distinta para cada experimento, sendo que na área experimental de Jaguariúna-SP foram utilizados dois LE que se diferenciam principalmente por suas origens (tabela 2).

**Tabela 2** Características dos lodos de esgotos utilizados nos experimentos.

Lodo utilizado	Área experimental		
	Campinas-SP	Franca	Jaguariúna-SP
ETE geradora	Jundiáí	Franca	Barueri
Origem do esgoto	predomina domiciliar	predomina domiciliar	misto domiciliar e industrial
Sistema de tratamento	lagoa aeróbia	digestão anaeróbia do lodo ativado	
Condicionamento químico	polímero sintético	polímero sintético	
Etapa complementar	leito de revolvimento periódico (120 dias)	desidratação mecânica	

Fonte: BUENO *et al.* (2011), BETTIOL; GHINI (2011).

As diferenças entre a origem do esgoto, o sistema de tratamento e a etapa complementar utilizada, geraram LE com características químicas distintas, as quais podem ser observadas na tabela 3.

A dose recomendada de LE (L1), em ambos experimentos, foi calculada para suprir a demanda de N exigida pela cultura do milho, considerando as diretrizes descritas na norma P 4230 (CETESB, 1999), que leva em consideração a taxa de mineralização do N orgânico do lodo (TMN), além da demanda da cultura pelo nutriente (RAIJ *et al.*, 1996), conforme a equação 1.

$$Dose\ LE = \frac{demanda\ de\ N}{N\ disponível} \quad Eq. (1)$$

em que, *Dose LE* (Mg ha<sup>-1</sup>) é a dose recomendada para suprir a demanda da cultura do milho por N; *demanda de N* (kg ha<sup>-1</sup>) quantidade de N mineral recomendada para adubação do milho; *N disponível* (kg Mg<sup>-1</sup>) quantidade de N presente no LE que será disponibilizado no período de um ano, calculado conforme equação 2.

$$N\ disponível = \left(\frac{TMN}{100}\right) + (NT_{Kj} + N - NH_4^+) + N - NH_4^+ + (N_{nitrico}) \quad Eq. (2)$$

em que, *TMN* (%) é a taxa de mineralização do N orgânico do lodo, pré-estabelecida pela legislação ou determinada em incubações aeróbias solo-lodo; *NT<sub>Kj</sub>* (mg kg<sup>-1</sup>) N do lodo (orgânico + amoniacal) determinado pelo método de Kjeldahl; *N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>* (mg kg<sup>-1</sup>) N amoniacal do lodo; *N<sub>nitrico</sub>* N mineral do lodo nas formas nítricas NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e NO<sub>2</sub><sup>-</sup>.



**Tabela 3** Composição físico-química média dos lodos de esgoto utilizados durante a condução dos experimentos em Campinas-SP e em Jaguariúna-SP.

Parâmetro	Unidade	Lodo de esgoto*		
		Jundiaí	Barueri	Franca
pH	---	6,6	7,4	7,2
Umidade	%	68	76	79
Sólidos voláteis	%	57	57	60
Carbono orgânico (CO)	g kg <sup>-1</sup>	279,3	335,5	351,3
Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)	g kg <sup>-1</sup>	29,3	47,8	55,3
Amônio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	mg kg <sup>-1</sup>	371,4	-----	-----
Nitrito + Nitrato (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> + NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	mg kg <sup>-1</sup>	48,2	-----	-----
Alumínio (Al)	g kg <sup>-1</sup>	19,4	48,9	86,8
Arsênio (As)	mg kg <sup>-1</sup>	<0,15	<0,52	<0,52
Bário (Ba)	mg kg <sup>-1</sup>	347,5	-----	-----
Boro (B)	mg kg <sup>-1</sup>	24,3	19,4	15,8
Cádmio (Cd)	mg kg <sup>-1</sup>	8,3	12,7	1,7
Cálcio (Ca)	g kg <sup>-1</sup>	14,7	27,3	17,7
Chumbo (Pb)	mg kg <sup>-1</sup>	170,4	226,7	101,1
Cobre (Cu)	mg kg <sup>-1</sup>	525,4	902,1	229,1
Cromo (Cr)	mg kg <sup>-1</sup>	143,7	856,8	616,9
Enxofre (S)	g kg <sup>-1</sup>	19,9	13,4	11,9
Ferro (Fe)	g kg <sup>-1</sup>	22,3	38,0	45,4
Fósforo (P)	g kg <sup>-1</sup>	8,1	1,3	1
Magnésio (Mg)	g kg <sup>-1</sup>	1,7	3,6	2,7
Manganês (Mn)	mg kg <sup>-1</sup>	606,3	319,5	447,4
Merúrio (Hg)	mg kg <sup>-1</sup>	<0,22	0,2	0,2
Molibidênio (Mo)	mg kg <sup>-1</sup>	3,6	0,2	0,2
Níquel (Ni)	mg kg <sup>-1</sup>	58,8	410,3	60,9
Potássio (K)	mg kg <sup>-1</sup>	2538,4	2095,0	1826,7
Selênio (Se)	mg kg <sup>-1</sup>	<0,26	<0,19	<0,36
Sódio (Na)	mg kg <sup>-1</sup>	2207,1	550,0	533,3
Zinco (Zn)	mg kg <sup>-1</sup>	1339,9	3012,3	1053,6

\* NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e (NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) foram analisados nas amostras úmidas pelo método Kjeldahl; CO foi analisado por meio de digestão por dicromato e determinação por colorimetria; os metais foram extraídos seguindo US-EPA SW-846, método 3051; Na e K foram determinados por espectrofotometria de chama e demais elementos por ICP-AES; umidade e sólidos voláteis foram determinados por perda de massa a 60 e 500 °C, respectivamente; pH determinado em extrato (1:5); todas as concentrações foram calculadas com base na massa seca; lodo Jundiaí corresponde ao utilizado no experimento de Campinas-SP e lodos Barueri e Franca correspondem aos lodos utilizados no experimento de Jaguariúna-SP.

As aplicações de LE em ambos experimentos ocorreram anualmente antes da semeadura do milho de verão, com exceção da área de Jaguariúna-SP, em que no ano de 1999 também houve cultivo de milho safrinha (primeira aplicação; tabela 4). A incorporação do lodo foi na camada de 0-0,20 m de profundidade e a semeadura do milho ocorreu logo após a incorporação do lodo (2 a 3 dias). A colheita ocorreu quando os grãos de milho estavam com umidade a 14%.

**Tabela 4** Histórico do manejo do lodo de esgoto nas áreas experimentais.

Lodo utilizado	Área experimental		
	Campinas-SP		Jaguariúna-SP
ETE geradora	Jundiaí	Franca	Barueri
Nº. de aplicações	7	10	6
Safras	01/02, 02/03, 03/04, 04/05, 05/06, 06/07, 07/08	99/99, 99/00, 00/01, 01/02, 02/03, 03/04, 06/07, 07/08, 08/09, 09/10	99/99, 99/00, 00/01, 01/02, 02/03, 03/04
Incorporação do lodo	manual, enxadão	mecânica, enxada rotativa	
Total aplicado em L1*			
	Mg ha <sup>-1</sup>		
Lodo úmido	223,4	216,6	125,1
Lodo seco	71	44,7	30,0
Carbono	19,9	15,5	9,5
Nitrogênio	2,6	2,4	1,3

Fonte: De Maria *et al.* (2010); Bueno *et al.* (2011); Bettiol; Ghini (2011). \*quantidade total aplicada no tratamento em dose recomendada (L1), durante toda a condução do experimento.

A adubação NPK do tratamento FM seguiu recomendação descrita em Raij *et al.* (1996), com a adubação nitrogenada dividida entre semeadura e cobertura, a última ocorrendo entre os estádios V4-V6, para ambas áreas experimentais. Devido à baixa capacidade dos LE em fornecer K, em todas as aplicações foram feitas adubações potássicas complementares. O cálculo para a adubação potássica para cada ano (aplicação) foi com base na análise química do solo, na capacidade do LE utilizado em fornecer K e na demanda da cultura pelo nutriente. O cloreto de potássio (KCl) foi aplicado junto a semeadura. Mais informações sobre o histórico de manejo podem ser obtidas em De Maria *et al.* (2007), Bueno *et al.* (2011) e Bettiol e Ghini (2011).

Após cessadas as aplicações de LE, houve semeadura do milho de verão nos anos subsequentes, até o ano de 2011, com adubação praticada somente nas parcelas FM.

### **3.2 Amostragem do solo**

Amostras indeformadas e deformadas de solo foram coletadas em ambas as áreas experimentais no período entre novembro e dezembro de 2011. Estas amostras compreendem o solo após três anos cessadas as aplicações de LE na área de Campinas-SP, e dois e sete anos após a última aplicação do lodo Franca e do lodo Barueri, respectivamente, ambos na área de Jaguariúna-SP.

Amostras indeformadas de solo foram coletadas utilizando anéis volumétricos metálicos com volume de 100 cm<sup>3</sup> para as análises das características físicas do solo. Duas trincheiras (1,0 x 1,0 x 0,6 m) foram utilizadas por parcela, sendo coletadas duas amostras por camada. As camadas avaliadas foram 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm. Os anéis com as amostras de solo foram tampados e envelopados com plástico filme e enviados para o laboratório para as análises.

Para a determinação dos teores de C (<sup>13</sup>C e <sup>12</sup>C) e N, 10 amostras simples foram coletadas para compor uma amostra composta por parcela. A amostragem ocorreu nas camadas 0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100 cm. As amostras foram secas ao ar e passadas em peneira com abertura de malha de 2 mm para retirada de materiais vegetais aparentes. Logo após, as amostras foram encaminhadas para moagem em almofariz, passadas em peneiras com abertura de malha de 0,150 mm e acondicionadas em frascos de vidro devidamente vedados, conservando o material para análises posteriores.

### **3.3 Análises físicas e químicas**

As determinações físicas seguiram os métodos descritos em EMBRAPA (1997). Brevemente, a densidade do solo ( $D_s$ , Mg ha<sup>-1</sup>) foi determinada nas amostras indeformadas de cada camada de solo coletada. A  $D_s$  (Mg m<sup>3</sup>) é calculada por meio da razão entre a massa de solo (g) obtida após secagem em estufa a 105 °C (48 h) e o volume específico do anel metálico (cm<sup>3</sup>) em que está contida a amostra.

A determinação dos teores totais de C e N do solo, bem como a quantificação da razão isotópica  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  foram realizadas por meio de analisador elementar por combustão a seco acoplado ao espectrômetro de massas de razão isotópica (IRMS; Thermo Finnigan Delta-E). A abundância isotópica do COS ( $\delta^{13}\text{C}_s$ ) foi calculada a partir da razão isotópica  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  das amostras de solo em relação ao padrão internacional PDB (Pee Dee Belemnite), sendo que o resultado expresso é a diferença de composição isotópica da amostra de solo em relação ao padrão, em partes por mil (‰), conforme exemplificado na equação 3:

$$\delta^{13}\text{C}_s(\text{‰}) = \left[ \frac{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_s - (^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{PDB}}}{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{PDB}}} \right] \times 1000 \quad \text{Eq.(3)}$$

em que,  $(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_s$  é a razão entre os isótopos de C na amostra de solo,  $(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{PDB}}$  é a razão entre os isótopos de C na amostra do padrão calcário PDB.

### 3.4 Estoques de carbono e nitrogênio

#### 3.4.1 Cálculos em camada e massa equivalente

Os estoques de C foram calculados pelos métodos camada equivalente (Bayer *et al.*, 2000) e massa equivalente de solo (Sisti *et al.*, 2004) conforme as equações 4 e 5, respectivamente.

$$\text{Estoque}_{(i)} = M_{(i)} * \rho_{(i)} * h_{(i)} * 0,1 \quad \text{Eq. (4)}$$

em que  $\text{Estoque}_{(i)}$  ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) é o estoque de C ou N na *iésima* camada de solo;  $M_{(i)}$  ( $\text{g kg}^{-1}$ ) é a concentração do elemento C ou N na *iésima* camada de solo;  $\rho_{(i)}$  ( $\text{g cm}^{-3}$ ) é a densidade aparente da *iésima* camada de solo;  $h_{(i)}$  (cm) é a espessura da *iésima* camada de solo;  $0,1$  é o fator que transforma os dados em  $\text{Mg ha}^{-1}$ .

Para o método massa equivalente, foi utilizado como valor referência a massa de solo do tratamento FM (equação 5).

$$Estoque_{LE} = \sum_{i=1}^{n-1} E_{LE_i} + \left[ \left[ M_{LE_n} - \left( \sum_{i=1}^n M_{LE_i} - \sum_{i=1}^n M_{FM_i} \right) \right] * E_{LE_n} \right] \quad \text{Eq. (5)}$$

em que  $Estoque_{LE}$  ( $Mg\ ha^{-1}$ ) é o estoque total de C ou N do solo de um tratamento LE, existente a uma profundidade equivalente à mesma massa de solo existente no perfil amostrado do tratamento referência FM;  $\sum_{i=1}^{n-1} E_{LE_i}$  ( $Mg\ ha^{-1}$ ) é a soma do total de C ou N (estoque) da primeira a penúltima camada ( $n-1$ ) do perfil de solo amostrado no tratamento LE;  $M_{LE_n}$  ( $Mg\ ha^{-1}$ ) é a massa de solo da camada mais profunda ( $n$ ) do perfil de solo amostrado no tratamento LE;  $\sum_{i=1}^n M_{LE_i}$  ( $Mg\ ha^{-1}$ ) é a soma da massa de solo da primeira à última camada ( $n$ ) do perfil de solo amostrado no tratamento LE;  $\sum_{i=1}^n M_{FM_i}$  ( $Mg\ ha^{-1}$ ) é a soma da massa de solo da primeira à última camada ( $n$ ) do perfil de solo amostrado no tratamento referência FM;  $E_{LE_n}$  ( $Mg\ Mg^{-1}$ ) é a concentração de C ou N na camada mais profunda ( $n$ ) do perfil de solo amostrado no tratamento referência FM.

### 3.4.2 Contribuição das fontes nos estoques de carbono orgânico do solo

O conhecimento da abundância natural do isótopo estável de C ( $\delta^{13}C$ ) é uma das técnicas utilizadas quando se deseja rastrear a origem do COS e analisar o tempo de residência da matéria orgânica no solo, o seu *turnover* (Bernoux *et al.*, 1998), sob condições de mudança de uso da terra. A premissa do método é que exista diferença entre a composição isotópica  $\delta^{13}C$  de no mínimo duas fontes avaliadas e que estas sejam de alguma forma expressas no solo (Balesdent; Mariotti; Guillet, 1987). Estas diferenças estão baseadas nos dois principais sistemas fotossintéticos existentes na natureza, o de plantas C3, conhecido como ciclo de Calvin e, de plantas C4, conhecido como o ciclo de Hatch-Slack. A via metabólica C3 tem maior discriminação na captação e posterior incorporação do isótopo estável na reação primária de carboxilação, sendo que em C4 esta discriminação é menor (Balesdent; Wagner; Mariotti, 1988; Bernoux *et al.*, 1998). O resultado é o material vegetal de plantas de ciclo C4 mais enriquecido em  $^{13}C$ , com valor médio de  $\delta^{13}C$  de -12‰, do que

o material vegetal de plantas C3, cujo sinal isotópico médio é de -27‰ (Balesdent; Mariotti; Guillet, 1987). Ao final, o que se observa no solo é uma mistura de  $^{13}\text{C}$  derivado de plantas de ambos os fotossistemas.

A partir dos resultados de  $\delta^{13}\text{C}$  foi possível calcular a contribuição do C derivado do LE ( $C_L$ ) no COS de cada profundidade amostrada, utilizando o modelo simples de mistura isotópica de duas fontes conforme a equação 6:

$$C_L(\%) = \left( \frac{\delta^{13}C_{SL} - \delta^{13}C_{SF}}{\delta^{13}C_L - \delta^{13}C_{SF}} \right) * 100 \quad \text{Eq. (6)}$$

em que  $C_L$  é a porcentagem de COS derivado do LE (%);  $\delta^{13}C_{SL}$  é a razão isotópica da amostra de solo cultivado com milho e fertilizado com LE (‰);  $\delta^{13}C_{SF}$  é a razão isotópica da amostra de solo cultivado com milho e fertilizado com fertilizante mineral (‰);  $\delta^{13}C_L$  é a razão isotópica do LE obtida em Fernandes *et al.* (2005) de -23,7 (‰).

O estoque de C obtido nas camadas até 20 cm foi multiplicado pelo percentual de C de LE obtido com a equação 6 para estimativa do estoque do C derivado do LE ( $C_L$ ).

### 3.4.3 Análise estatística

Os dados obtidos de densidade do solo, teores de C e N, estoques de C e N em cada camada de solo e acumulado,  $\delta^{13}\text{C}$  e estoques em função do material de origem foram submetidos a análise de variância (ANOVA) para verificar a existência do efeito dos tratamentos nas variáveis de interesse.

Com os dados gerados na área de Campinas, a ANOVA seguiu delineamento inteiramente ao acaso (DIC), cujo fator foi a fonte nitrogenada com três níveis (FM, L1 e L2) e quatro repetições, com comparação de médias por meio de teste Tukey ( $p < 0,05$ ).

Com os dados obtidos na área Jaguariúna, foram utilizadas duas ANOVA. A primeira seguiu delineamento de blocos ao acaso, cujo fator foi dose de LE com cinco níveis (L0, L1, L2, L4 e L8), com ajuste de regressão polinomial ( $p < 0,05$ ) para estimar o efeito de dose. A segunda ANOVA seguiu o delineamento de blocos ao acaso, cujo fator foi fonte nitrogenada (FM, L0, L1, L2, L4 e L8), com comparação de médias por meio do teste Dunnett ( $p < 0,05$ ).

para verificar diferenças entre a fonte nitrogenada referência (FM) e as demais fontes nitrogenadas (L0, L1, L2, L4 e L8).

As ANOVA, testes Tukey e regressões polinomiais foram realizadas utilizando o programa estatístico SISVAR versão 5.3 e os testes Dunnett utilizando o suplemento para Excel Action® versão 2.8.29.357.515.

### **3.5 Emissão de gases de efeito estufa**

#### **3.5.1 Novas aplicações de lodo de esgoto**

Após o período de 5 e 3 anos em que as áreas de Campinas e Jaguariúna, respectivamente, não receberam aplicação de LE, a utilização deste resíduo foi retomada, com novas aplicações efetuadas em dezembro de 2012 e novembro de 2013. Não houve aplicação de LE nas parcelas com histórico de uso do LE Barueri.

Antes de proceder com a aplicação de lodo, foi realizada calagem (nov. 2012) em ambos experimentos, com cálculo da necessidade de calagem obtido individualmente para cada tratamento, considerando os valores médios de alguns atributos relacionados à acidez do solo (pH, SB, CTC, V%) obtidos na análise de fertilidade, o Poder Relativo de Neutralização Total – PRNT do calcário, cujo valor foi de 61% e o objetivo de elevação da saturação de bases a 80%. O calcário foi pesado e distribuído manualmente em cada parcela, com incorporação com enxada rotativa em ambas áreas experimentais.

O LE utilizado é gerado na ETE Jundiaí-SP, em sistema composto por lagoa aerada de mistura completa e lagoa de decantação, esta última na qual permanece por até 12 meses, seguido de centrifugação, adição de polieletrólitos e condicionamento com revolvimento em pátios cobertos em um período de 60 a 90 dias. A dose recomendada foi calculada com base na legislação (CONAMA, 2006) para disponibilizar 120 kg ha<sup>-1</sup> de N ao longo do ciclo do milho em 2012 e 150 kg ha<sup>-1</sup> de N em 2013, utilizando a TMN de 30%, conforme já demonstrado nas equações 1 e 2 deste trabalho. Um resumo das características físico químicas dos lodos utilizados nas duas safras pode ser observado na tabela 5.

Uma semana antes da aplicação dos tratamentos, em ambas as safras avaliadas, as parcelas foram subdivididas, fazendo com que cada parcela fosse composta por uma porção

em que não houve aplicação da fonte nitrogenada (subparcela), na qual foram monitorados os fluxos do efeito residual, ou seja, relacionados ao efeito das aplicações passadas de LE e FM sobre os fluxos de GEE, e uma porção em que a fonte nitrogenada foi aplicada, na qual foram monitoradas as emissões resultantes da nova aplicação, conforme ilustrado na figura 4.

**Tabela 5** Composição química média do lodo de esgoto utilizado durante a condução dos experimentos em Campinas-SP e em Jaguariúna-SP, safras 2012-2013 e 2013-2014.

Parâmetro	Unidade	Lodo de esgoto*	
		2012-2013	2013-2014
pH	---	7,2	5,8
Umidade	%	66,9	70,3
Sólidos voláteis	%	51,3	47,4
Carbono orgânico (CO)	g kg <sup>-1</sup>	315,6	312,0
Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)	g kg <sup>-1</sup>	29,4	34,5
Amônio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	mg kg <sup>-1</sup>	700,0	844,7
Nitrito + Nitrato (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> + NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	mg kg <sup>-1</sup>	180,0	238,7
Alumínio (Al)	mg kg <sup>-1</sup>	22400,0	23384,3
Bário (Ba)	mg kg <sup>-1</sup>	---	1006,3
Boro (B)	mg kg <sup>-1</sup>	---	19,6
Cádmio (Cd)	mg kg <sup>-1</sup>	9,3	7,3
Cálcio (Ca)	g kg <sup>-1</sup>	15,9	13,9
Chumbo (Pb)	mg kg <sup>-1</sup>	130,0	103,7
Cobre (Cu)	mg kg <sup>-1</sup>	360,0	417,7
Cromo (Cr)	mg kg <sup>-1</sup>	12,1	135,0
Enxofre (S)	g kg <sup>-1</sup>	22,4	18,6
Ferro (Fe)	mg kg <sup>-1</sup>	27020,0	23348,3
Fósforo (P)	g kg <sup>-1</sup>	11,8	12,2
Magnésio (Mg)	g kg <sup>-1</sup>	2,2	1,9
Manganês (Mn)	mg kg <sup>-1</sup>	330	378
Mercúrio (Hg)	mg kg <sup>-1</sup>	<1,0	<1,0
Molibidênio (Mo)	mg kg <sup>-1</sup>	---	26,9
Níquel (Ni)	mg kg <sup>-1</sup>	50,0	69,1
Potássio (K)	mg kg <sup>-1</sup>	---	1752,7
Selênio (Se)	mg kg <sup>-1</sup>	<1,0	<1,0
Sódio (Na)	mg kg <sup>-1</sup>	---	1785,0
Zinco (Zn)	mg kg <sup>-1</sup>	2730,0	1585,7

\*pH determinado em extrato aquoso (1:10); todas as concentrações foram calculadas com base na massa seca; as análises seguem métodos descritos em Andrade e Abreu (2006) e EPA-SW-846-3051a.

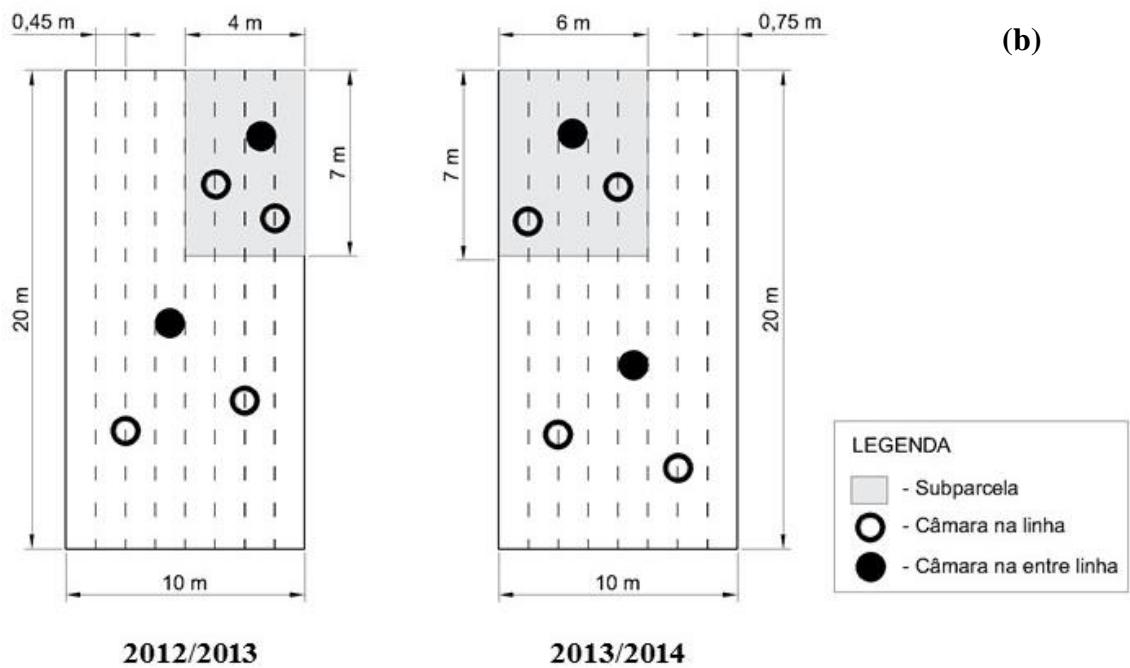
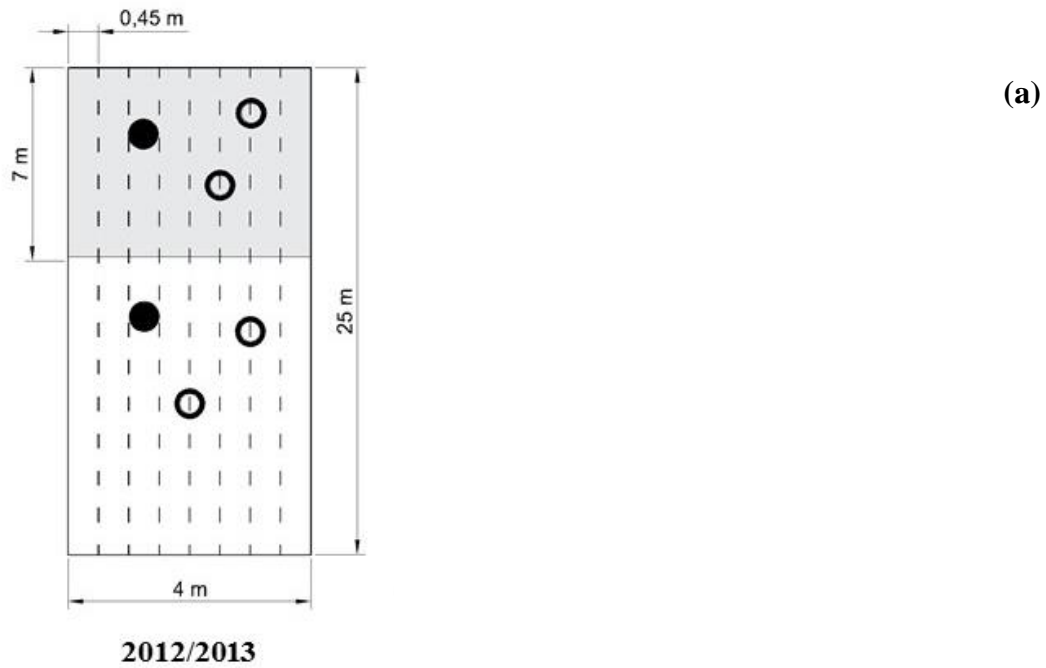
A distribuição do LE foi feita manualmente com auxílio de enxadão e pá, sendo que a incorporação do LE ao solo foi manualmente com enxadão em Campinas-SP e com enxada rotativa em Jaguariúna-SP, ambas na camada de 0-0,20 m de profundidade. A semeadura do milho ocorreu logo após a incorporação do lodo. Em 2012, a cultivar utilizada foi o híbrido



simples precoce 2B587Hx em ambas as áreas, semeada num total de 3,6 sementes m<sup>-1</sup> em espaçamento de 0,45 m entre as linhas de semeadura. No ano de 2013, foi utilizado híbrido simples DKB177RR2 num total de 5 sementes m<sup>-1</sup> em espaçamento de 0,75 m entre as linhas de semeadura.

A adubação mineral NPK utilizada na semeadura do tratamento FM em 2012 continha formulação 04-14-08 e forneceu 20 kg ha<sup>-1</sup> de N, 70 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e 40 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O para a cultura do milho. O cálculo foi baseado no elemento limitante, neste caso o fósforo. A adubação nitrogenada e potássica de cobertura foi realizada entre os estádios V4-V6 (45 dias após germinação), para ambas áreas experimentais, utilizando nitrato de amônio (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> – 32%) para fornecimento de 100 kg ha<sup>-1</sup> de N e cloreto de potássio (KCl) para fornecimento de 50 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O. No ano de 2013, as doses dos fertilizantes foram alteradas em função da cultivar utilizada ser mais exigente nutricionalmente, de modo que o NPK foi utilizado em formulação 08-28-16, fornecendo 34 kg ha<sup>-1</sup> de N, 118 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e 67 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O na semeadura. A adubação de cobertura com NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> foi realizada para fornecer 120 kg ha<sup>-1</sup> de N e com KCl para fornecer 53 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O.

Devido à baixa capacidade do lodo em fornecer K, foram feitas adubações potássicas complementares nas parcelas com uso de lodo. O cálculo para a adubação potássica foi com base na análise de fertilidade do solo, na capacidade do lodo em fornecer K e na demanda da cultura pelo nutriente. Em ambas as áreas houve aplicação de KCl para fornecer 30 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O em 2012 e na área de Jaguariúna-SP, em 2013, a aplicação foi para fornecer 53 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O.



**Figura 4** Esquema das unidades experimentais utilizadas para coleta de gases de efeito estufa nos experimentos (a) Campinas-SP e (b) Jaguariúna-SP.

Conforme o histórico de uso descrito anteriormente, as aplicações de LE na área de Campinas-SP cessaram no ano de 2007, de modo que os fluxos residuais obtidos neste experimento, safra 2012-2013, correspondem aos fluxos do quinto ano após a última aplicação de LE. Já para fertilização por FM, os fluxos residuais representam os fluxos do

solo um ano após a última aplicação da fonte, uma vez que mesmo após cessada a aplicação de LE, houve continuidade da fertilização nas parcelas FM.

A aplicação de LE na área de Jaguariúna-SP cessou no ano de 2009 e, dessa maneira, os fluxos residuais da safra 2012-2013 correspondem aos fluxos do solo três anos após a última aplicação de LE e um ano após a última aplicação de FM, pois assim como descrito para área de Campinas, neste experimento também houve continuidade da fertilização nas parcelas FM. Devido a nova aplicação das fontes nitrogenadas realizada na safra 2012-2013, os dados coletados na safra de 2013-2014 correspondem aos fluxos residuais do solo um ano após a última aplicação de LE e FM, sendo que para LE foram avaliadas todas as doses exceto L0.

A instalação das câmaras de coleta de gases ocorreu após a semeadura do milho em 2012 e após a incorporação do LE em 2013. A disposição das câmaras foi elaborada de modo que os fluxos de GEE provenientes da fonte nitrogenada e também da área de produção em sua totalidade (hectare) fossem quantificados, e para tanto, as câmaras foram distribuídas sobre as linhas e entre as linhas de semeadura. Na figura 4 pode ser observada a disposição das câmaras no tratamento NPK. Devido ao número limitado de câmaras de coleta, não foi possível instalar o mesmo número de câmaras nas linhas e entrelinhas, de modo que o maior número foi priorizado na localização de maior interesse conforme a fonte nitrogenada utilizada. Dessa maneira, nas parcelas FM, duas câmaras foram posicionadas sobre o centro da linha para formar uma amostra composta e uma câmara foi posicionada na região central da entrelinha. De modo contrário, nas parcelas com histórico de uso de LE na dose recomendada (L1), foram dispostas duas câmaras na entrelinha para formar a amostra composta e uma câmara sobre a linha de semeadura. Ao todo, seis câmaras foram dispostas na linha e três na entrelinha nas parcelas FM e seis câmaras foram dispostas na entrelinha e três na linha nas parcelas L1.

Os tratamentos com LE (L2, L4 e L8) avaliados na safra 2013-2014, referentes a observação do efeito de doses de LE na área de Jaguariúna-SP, possuíam as três câmaras instaladas nas entrelinhas, uma vez que os resultados do primeiro ano de aplicação demonstraram maiores emissões nesta localização. Adicionalmente houve a instalação da terceira câmara na entrelinha nas parcelas L1 para possibilitar o mesmo número de repetições das demais doses de lodo.

### 3.5.2 Amostragem e análise

Os GEE foram coletados sempre no período da manhã, entre 8 e 10 horas, uma vez que este horário foi preconizado como bom preditor dos fluxos médios diários (Alves *et al.*, 2012). O método utilizado para coleta de GEE foi o de câmaras estáticas (Hutchinson; Livingston, 2001), compostas por base e tampa, ambos de policloreto de vinila (PVC), cilíndricas e com diâmetro externo de 300 mm. A base possui formato de bisel em uma de suas extremidades, pela qual é inserida ao solo até 5 cm de profundidade. No topo da tampa existem dois orifícios de 5 mm de diâmetro, um por onde a seringa é acoplada para coleta dos gases e outro por onde são equalizadas as pressões interna e externa da câmara.

Nos eventos de coleta de gases, amostras da atmosfera interna da câmara foram coletadas em intervalos regulares (0, 15 e 30 minutos) após o fechamento da câmara (Rochette, 2011). As amostras foram retiradas com auxílio de seringa de polietileno (60 ml) equipada com válvula de parada de três vias, com transferência imediata para frascos de borosilicato tipo penicilina (20 ml), os quais eram vedados com rolha de borracha butílica impermeável a gás (Belco Glass, Inc.) e previamente evacuados.

Ao final de cada coleta, antes da abertura das câmaras, três medidas da altura de cada câmara foram coletadas para o cálculo do volume interno, com as medidas seguindo do solo até o topo da tampa. A temperatura do solo e do ar foram registradas no início de cada intervalo de amostragem e a pressão atmosférica, no início de cada coleta para calcular o volume molar dos GEE naquele momento de amostragem.

A análise dos GEE foi por cromatografia gasosa, em cromatógrafo Shimadzu modelo 2014 *Greenhouse*, equipado com detector de captura de elétrons (ECD) para a quantificação do N<sub>2</sub>O e de ionização em chama (FID) para a detecção de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>. Antes de passar pelo detector, o CO<sub>2</sub> é reduzido a CH<sub>4</sub> por meio de uma coluna catalítica, o metanador. As condições cromatográficas empregadas foram FID a 325°C, ECD a 250°C, colunas empacotadas de sílica fundida 80/100 Porapak-Q (Sigma-Aldrich Co., St. Louis, MO) a 70°C, forno a 120°C e nitrogênio gasoso (N<sub>2</sub>) como gás de arraste a um fluxo de 26 µL min<sup>-1</sup>. A unidade dos resultados obtidos no equipamento foi de µmol mol<sup>-1</sup> (ppm) para CO<sub>2</sub> e nmol mol<sup>-1</sup> (ppb) para CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O.

Em algumas datas de amostragem de GEE na safra 2013-2014, também foram realizadas coletas de solo para determinação das formas inorgânicas de N (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e pH. Amostras compostas por cinco amostras simples foram coletadas próximo às

câmaras com auxílio de trado holandês, até 10 cm de profundidade, com distinção entre a linha e a entrelinha de semeadura. As amostras com umidade de campo foram passadas em peneira com abertura de malha de 2 mm para retirada de materiais vegetais visíveis. Uma alíquota da amostra foi encaminhada para determinação da umidade por gravimetria (105 °C, 48 h) e outra alíquota foi encaminhada para extração do N mineral em solução de cloreto de potássio (KCl, 1 mol l<sup>-1</sup>) na proporção solo/solução de 1/10 (m/v). As formas de N mineral extraídas foram determinadas pelo método de destilação por arraste de vapor em meio alcalino conforme descrito em Cantarella e Trivelin (2001). A partir das amostras secas utilizadas para determinação da umidade foi realizada a análise de pH em CaCl<sub>2</sub> 0,001 mol l<sup>-1</sup> na proporção solo/solução de 1/5 (v/v) de acordo com Rajj *et al.* (2001).

Ao longo da safra 2012-2013, foram realizadas 18 coletas de GEE na área de Campinas-SP e 17 coletas na área de Jaguariúna-SP, e ao longo safra 2013-2014, foram realizadas 23 coletas nas parcelas com aplicação de diferentes doses de lodo, 29 coletas nas parcelas com aplicação de fertilizante mineral e 26 coletas nas parcelas com aplicação da dose recomendada de lodo de esgoto.

### 3.5.3 Cálculos

Os fluxos diários de cada GEE foram obtidos a partir do ajuste linear da concentração do gás no interior da câmara em função do tempo de amostragem, corrigidos para as condições de temperatura, pressão e volume da câmara no momento da coleta, seguindo os pressupostos da lei dos gases ideais conforme descrito em Rochette e Hutchinson (2005) e exemplificado na equação 11.

$$f = \frac{\Delta C}{\Delta t} * \frac{V}{A} * \frac{m}{V_m} \quad \text{Eq. (11)}$$

em que  $f$  (CO<sub>2</sub>, g m<sup>-2</sup> h<sup>-2</sup>; CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O, mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) é o fluxo do GEE na interface solo-atmosfera;  $\Delta C/\Delta t$  (mol mol<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) é a variação da concentração do GEE no tempo  $t$ ;  $V$  (m<sup>3</sup>) é o volume interno da câmara;  $A$  (m<sup>2</sup>) é a área interna da câmara;  $m$  (CO<sub>2</sub>, g mol<sup>-1</sup>; CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O, mg mol<sup>-1</sup>) é o peso molecular do GEE;  $V_m$  (m<sup>3</sup> mol<sup>-1</sup>) é o volume molecular que o GEE ocupava nas condições de temperatura e pressão no momento da amostragem. Os fluxos

diários foram estimados multiplicando os fluxos obtidos em uma hora por 24. Os fluxos de GEE foram convertidos para unidades de massa de C ( $\text{CO}_2\text{-C}$ ;  $\text{CH}_4\text{-C}$ ) e N ( $\text{N}_2\text{O-N}$ ), multiplicando o fluxo obtido pelos fatores 0,273 para  $\text{CO}_2$ , 0,750 para  $\text{CH}_4$  e 0,318 para  $\text{N}_2\text{O}$ , que são as razões entre a massa molar do elemento de interesse e da molécula de gás que o contém.

A emissão acumulada dos GEE durante o período de amostragem foi estimada por meio da interpolação linear simples considerando os fluxos diários obtidos e o intervalo entre as coletas. Devido à diferença no posicionamento das câmaras, como exemplo linha e entrelinha, os fluxos obtidos nestas posições foram multiplicados pela proporção que a área de cada uma delas representa em um hectare. Esta proporção variou de acordo com o espaçamento adotado no cultivo e a decisão de cálculo da área ocupada pela linha foi em função da projeção das raízes. Utilizou-se como área da linha de semeadura a projeção de 0,15 m para ambos os lados a partir do colmo da planta, uma vez que é a área estimada para projeção de raízes e, portanto, de maior influência da planta nas emissões de GEE.

Neste trabalho foram calculadas duas formas de emissão acumulada. A primeira abordagem foi escolhida para explorar as emissões em função do posicionamento da câmara em relação à linha de semeadura, com os resultados expressos em  $\text{mg m}^{-2}$ . A segunda abordagem integra as emissões nas diferentes localizações e estima a emissão de todo agroecossistema em função da fonte nitrogenada utilizada, conforme relatado no parágrafo anterior, com os resultados expressos em  $\text{kg ha}^{-1}$ . Desta forma, quando a referência no texto for emissão acumulada, são as emissões acumuladas durante a safra relacionadas ao posicionamento da câmara de amostragem ( $\text{mg m}^{-2}$ ) e quando a referência for emissão do agroecossistema, são as emissões acumuladas durante a safra em uma unidade produtiva (hectare), ponderadas pela participação de cada região relacionada à linha de semeadura ( $\text{kg ha}^{-1}$ ).

Antes do cálculo da emissão acumulada foi necessário fazer uma correção matemática dos fluxos diários obtidos na safra 2012-2013. Devido ao espaçamento entre as linhas de semeadura ter sido de apenas 0,45 m e o diâmetro da câmara ser de 0,30 m, ao posicionar as câmaras alinhadas a partir do centro da linha e do centro da entrelinha existiu uma sobreposição da área de ambas as câmaras, que se não corrigidos poderiam resultar em fluxos superestimados uma vez os GEE emitidos pela mesma área seriam contabilizados duas vezes. O artifício foi calcular a contribuição da área de sobreposição de cada câmara (14%) e descontar do fluxo total o valor relativo à esta área sobreposta. A partir dos fluxos

corrigidos foram calculadas as emissões de GEE por hectare. Na safra 2013-2014 o espaçamento utilizado foi maior, de modo que não houve este tipo de interferência, conforme já ilustrado na figura 3.

O fator de emissão de N<sub>2</sub>O ( $F-N_2O$ , %) é a estimativa do percentual das perdas de N de cada fonte nitrogenada utilizada via emissão de N<sub>2</sub>O, e foi obtido pela razão da diferença entre a emissão acumulada de N<sub>2</sub>O do solo com aplicação recente da fonte nitrogenada e a emissão do solo com histórico de uso da fonte e sem aplicação recente e do total de N aplicado ao solo via fonte nitrogenada, conforme equação 12.

$$F-N_2O = \frac{(N_2O-N_A - N_2O-N_R)}{N_{fonte}} * 100 \quad \text{Eq. (12)}$$

em que,  $F-N_2O$  (%) é o fator de emissão de N<sub>2</sub>O;  $N_2O-N_A$  (kg ha<sup>-1</sup>) é a emissão de N na forma de N<sub>2</sub>O resultante da aplicação da fonte nitrogenada;  $N_2O-N_R$  (kg ha<sup>-1</sup>) é a emissão de N na forma de N<sub>2</sub>O resultante da parcela sem aplicação, porém com histórico de uso da fonte nitrogenada, aqui referido como residual;  $N_{fonte}$  (kg ha<sup>-1</sup>) quantidade de N aplicado ao solo via fonte nitrogenada.

#### 3.5.4 Análise estatística

Os dados dos fluxos diários de CH<sub>4</sub>-C, CO<sub>2</sub>-C e N<sub>2</sub>O-N foram representados por meio do valor médio e erro padrão correspondente. Os resultados das emissões acumuladas simples e do agroecossistema para CH<sub>4</sub>-C, CO<sub>2</sub>-C e N<sub>2</sub>O-N, residuais e da nova aplicação, bem como o fator de emissão de N<sub>2</sub>O foram submetidos a análise de variância (ANOVA) para verificar a existência do efeito dos tratamentos nos parâmetros avaliados.

Com os dados gerados na área de Campinas, tanto para as emissões residuais quanto para as provenientes da nova aplicação, as emissões acumuladas simples foram submetidas a ANOVA em delineamento inteiramente ao acaso (DIC), em esquema fatorial (2 x 2), cujos fatores foram a fonte nitrogenada nos níveis FM e L1, e o posicionamento da câmara em relação à linha de semeadura nos níveis linha e entrelinha (n = 3). Já as emissões acumuladas do ecossistema e os fatores de emissão de N<sub>2</sub>O foram submetidos a ANOVA em DIC, cujo fator de interesse foi a fonte nitrogenada nos níveis FM e L1 (n = 3). Para todos os parâmetros

avaliados, quando o efeito de um fator foi significativo ( $p < 0,05$ ) os dados foram submetidos a comparação de médias pelo teste Tukey ( $p < 0,05$ ).

Os dados obtidos na área de Jaguariúna foram divididos em efeito de fonte nitrogenada e efeito de dose. Para testar efeito de fonte de N foram realizadas duas ANOVA. As emissões acumuladas simples, emissões residuais e as provenientes da nova aplicação, foram submetidas a ANOVA sob delineamento de blocos ao acaso (DBC), em esquema fatorial (2 x 2) com parcelas subdivididas no tempo ( $n = 3$ ), cujos fatores e respectivos níveis avaliados foram: a) fonte nitrogenada, nos níveis FM e L1; b) localização da câmara de amostragem, nos níveis linha e entrelinha; c) safra, nos níveis 12/13 e 13/14. As emissões acumuladas do ecossistema, emissões residuais e as provenientes da nova aplicação, e fatores de emissão de  $N_2O$  foram submetidos a ANOVA sob DBC com parcelas subdivididas no tempo ( $n = 3$ ), cujos fatores avaliados foram fonte nitrogenada nos níveis FM e L1 e safra nos níveis 12/13 e 13/14. Para todos os parâmetros avaliados, quando o efeito de um fator foi significativo ( $p < 0,05$ ) os dados foram submetidos a comparação de médias pelo teste Tukey ( $p < 0,05$ ).

Os dados cujo fator principal é dose de LE foram submetidos a ANOVA em DBC ( $n=3$ ) com quatro níveis do fator dose (L1, L2, L4 e L8). Quando o efeito do fator foi significativo o efeito das doses nos parâmetros avaliados foram explorados por meio de ajuste de regressão polinomial ( $p < 0,05$ ). Uma segunda ANOVA foi realizada e seguiu o mesmo delineamento da anterior, DBC, porém, o fator avaliado foi fonte nitrogenada nos níveis FM, L1, L2, L4 e L8, e quando significativa ( $p < 0,05$ ) houve comparação de médias por meio do teste Dunnett ( $p < 0,05$ ) para verificar possíveis diferenças entre a fonte nitrogenada referência (FM) e as demais fontes nitrogenadas (L1, L2, L4 e L8).

As ANOVAs, testes Tukey e regressões polinomiais foram realizadas utilizando o programa estatístico SISVAR versão 5.3 e os testes Dunnett utilizando o suplemento para Excel Action® versão 2.8.29.357.515.

### **3.6 Balanço de carbono**

Para melhor comparar o impacto de cada um dos sistemas de adubação no aquecimento global, os dados de emissões acumuladas de  $CH_4$  e  $N_2O$  do agroecossistema



foram transformados em emissões de CO<sub>2</sub> equivalente a partir dos potenciais de aquecimento global (PAG) de cada GEE conforme a equação 13:

$$CO_2eq = (CH_4 * 34) + (N_2O * 298) \quad \text{Eq. (13)}$$

em que  $CO_2eq$  (kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup>) é o PAG do agroecossistema em função das emissões de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O;  $CH_4$  (kg ha<sup>-1</sup>) é a emissão acumulada de CH<sub>4</sub> pelo agroecossistema;  $N_2O$  (kg ha<sup>-1</sup>) é a emissão acumulada de N<sub>2</sub>O pelo agroecossistema; 34 é o PAG de uma unidade de massa de CH<sub>4</sub> em relação ao PAG de uma unidade de massa de CO<sub>2</sub>; 298 é o PAG de uma unidade de massa de N<sub>2</sub>O em relação ao PAG de uma unidade de massa de CO<sub>2</sub> (CIAIS *et al.*, 2014). O CO<sub>2</sub>eq foi calculado para as emissões de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O residuais e da nova aplicação.

A conversão das emissões acumuladas de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O para C equivalente é necessária para o cálculo de balanço de C (equação 14).

$$C \text{ equivalente} = CO_2eq * \left(\frac{12}{44}\right) \quad \text{Eq. (14)}$$

em que,  $C \text{ equivalente}$  (kg ha<sup>-1</sup>) é o PAG das emissões acumuladas de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O transformadas para unidades de C;  $CO_2eq$  (kg CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup>) é o PAG do agroecossistema calculado em função das emissões de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O; (12/44) é a razão entre a massa molar do C e do CO<sub>2</sub>.

O balanço de C do agroecossistema foi estimado subtraindo as emissões de GEE, contabilizadas em C equivalente, da taxa de incremento anual dos estoques de C na camada 0-20 cm, conforme equação 15:

$$\text{Balanço de C} = \left(\frac{\Delta\text{Estoque}}{t}\right) - C \text{ equivalente} \quad \text{Eq. (15)}$$

em que,  $\text{Balanço de C}$  (kg ha<sup>-1</sup>) é a diferença entre a taxa de incremento dos estoques de C do solo e a taxa de emissão de GEE do agroecossistema;  $\frac{\Delta\text{Estoque}}{t}$  (kg ha<sup>-1</sup>) é a taxa de incremento dos estoques de C, estimada pela diferença dos estoques atuais de C do agroecossistema com os estoques atuais da testemunha absoluta (L0;  $\Delta\text{Estoque}$ ), dividido pelo número de anos da adoção da prática de fertilização (t);  $C \text{ equivalente}$  (kg ha<sup>-1</sup>) é o PAG

das emissões acumuladas de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O em uma safra, transformadas para unidades de C (equação 14).

Quando o valor calculado para o balanço de C for positivo, tem-se um agroecossistema que está se comportando como dreno de GEE para a atmosfera, sendo que o contrário, quando o valor for negativo, indica que aquele sistema de cultivo está se comportando como fonte de GEE.

### **3.6.1 Análise estatística**

Os dados de CO<sub>2</sub>eq, do balanço de C, das taxas de incremento dos estoques de C e C equivalente foram submetidos a análise de variância (ANOVA) para verificar a existência do efeito dos tratamentos nos parâmetros avaliados.

Os dados gerados na área de Campinas foram submetidos a ANOVA sob delineamento inteiramente ao acaso (DIC), cujos fatores foram a fonte nitrogenada nos níveis FM e L1 (n = 3). Para todos os parâmetros avaliados, quando o efeito do fator foi significativo (p < 0,05) os dados foram submetidos a comparação de médias pelo teste Tukey (p < 0,05).

Os dados de CO<sub>2</sub>eq obtidos na área de Jaguariúna foram submetidos a ANOVA sob delineamento de blocos ao acaso (DBC) com parcelas subdivididas no tempo (n = 3), cujo fator primário foi a fonte nitrogenada, nos níveis FM e L1 e o fator secundário foi a safra avaliada, nos níveis 2012-2013 e 2013-2014. Os dados referentes ao balanço de C foram submetidos a ANOVA sob DBC (n = 3), na qual o fator avaliado foi a fonte nitrogenada, nos níveis FM e L1. Para todos os parâmetros avaliados, quando o efeito do tratamento foi significativo (p < 0,05) os dados foram submetidos a comparação de médias pelo teste Tukey (p < 0,05).

As ANOVAs e testes Tukey foram realizadas utilizando o programa estatístico SISVAR versão 5.3.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Estoques de carbono e nitrogênio

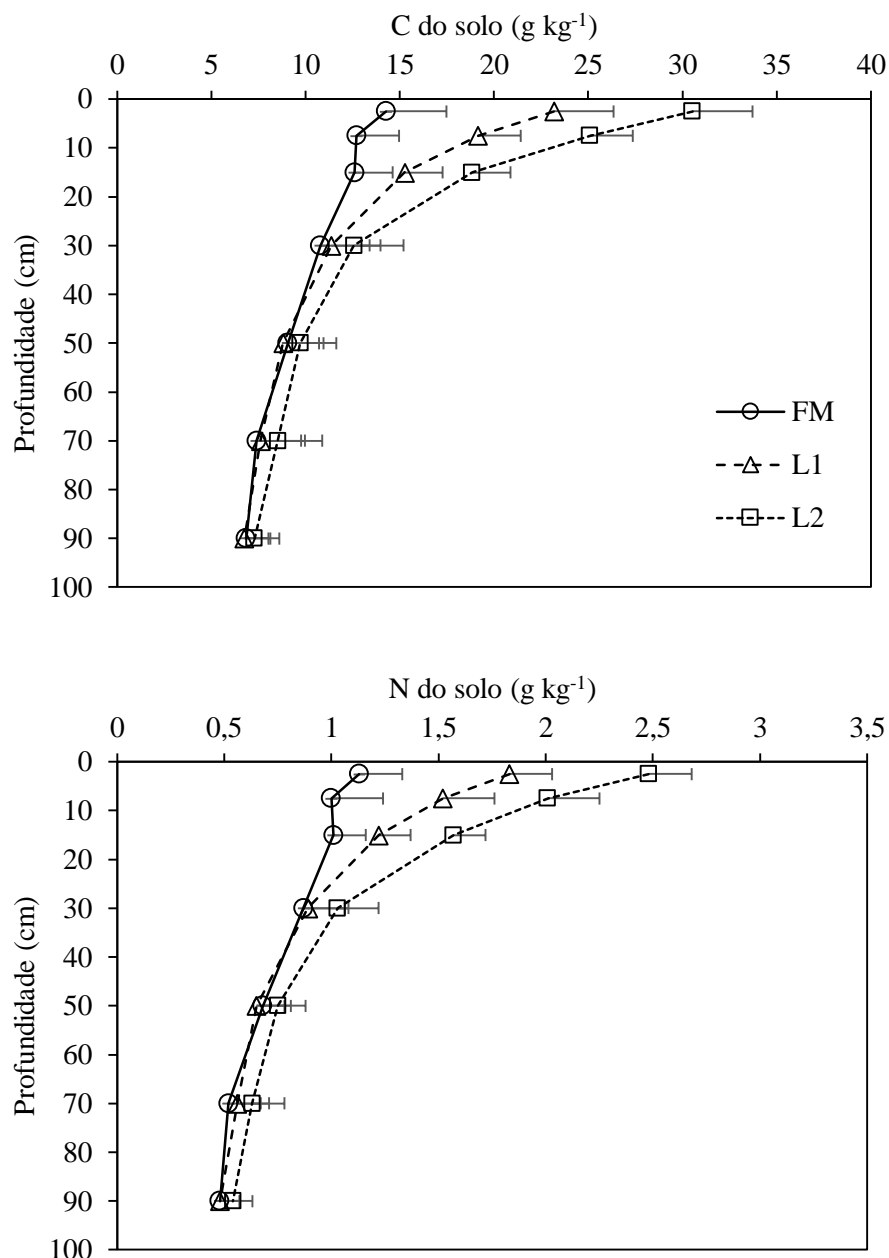
#### 4.1.1 Área experimental: Campinas-SP

O efeito da fonte nitrogenada no teor de C do solo ainda pode ser observado até 20 cm de profundidade ( $p < 0,05$ ), mesmo após quatro anos desde a última aplicação de LE na área experimental de Campinas-SP (Figura 5). De modo geral, os teores variaram entre 14,27 e 6,84 g C kg<sup>-1</sup> solo em FM, 23,17 a 6,74 g C kg<sup>-1</sup> solo em L1 e 30,54 a 7,29 g C kg<sup>-1</sup> solo em L2, com os maiores valores observados na camada superficial (0-5 cm) e os menores valores na camada mais profunda (80-100 cm).

A aplicação da dose recomendada de LE (L1) elevou o teor de C nas camadas 0-5 e 5-10 cm, chegando a aproximadamente 1,5 vezes o teor encontrado no solo com uso de FM, sendo que no solo com aplicação do dobro da dose recomendada de LE (L2), o teor foi duas vezes maior do que o observado no solo com uso de FM. Abaixo de 20 cm o teor médio observado para todos os tratamentos e profundidades foi de 8,90 g C kg<sup>-1</sup> solo.

O mesmo comportamento foi observado para a distribuição dos teores de N do solo, com efeito da fonte nitrogenada visualizado até 20 cm de profundidade, em que o teor observado em L1 é 1,5 vezes maior do que o observado em FM e em L2, foi observado o dobro de N no solo quando comparado ao teor presente em FM. Já na camada 10-20 cm a diferença foi atenuada, apenas 20% maior em L1 e 50% em L2 quando comparados com o valor encontrado em FM, respectivamente. Abaixo de 20 cm, o teor médio de N para todas as camadas de solo e fontes nitrogenadas utilizadas foi de 0,67 g N kg<sup>-1</sup> solo.

As diferenças encontradas para os teores de C e N estão localizadas na camada de incorporação do LE (até 20 cm) e são mais expressivas nos primeiros 10 cm de solo. Tal resultado era esperado uma vez que a incorporação do resíduo foi feita manualmente com auxílio de enxadão, o que dificulta a incorporação em maior profundidade, preservando o C e N adicionados via LE bem como restos culturais.

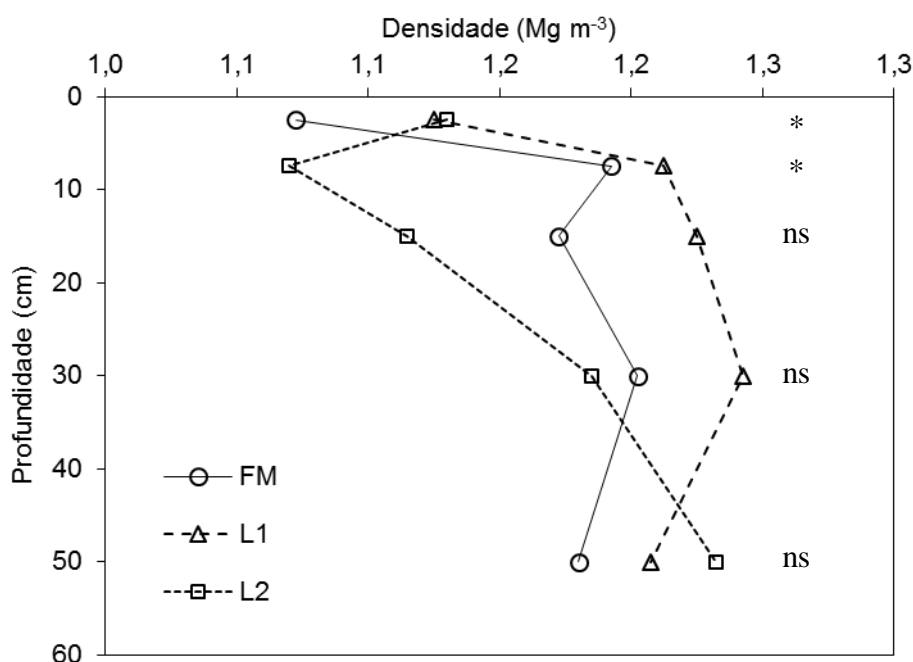


**Figura 5** Teores de carbono (C) e nitrogênio (N) em Latossolo Vermelho eutrófico, textura argilosa, com histórico de sete anos de fertilização de milho de verão com fertilizante mineral (FM), dose de lodo de esgoto recomendada para a cultura (L1) e o dobro da dose de lodo recomendada (L2). Os valores representam os teores encontrados após quatro anos de cessadas as aplicações. Barras horizontais representam a diferença mínima significativa (dms) pelo teste Tukey a 5% de significância ( $n = 4$ ).

Desde a última aplicação de LE nesta área experimental, foram produzidas quatro safras anuais de milho apenas com os nutrientes residuais que acumularam no solo ao longo dos sete anos de condução da adubação. Dois anos antes do presente trabalho, Pitombo *et al.*

(2015) observaram resultados semelhantes até 10 cm de profundidade, tanto para a concentração de C e N quanto para a magnitude da diferença encontrada entre as fontes nitrogenadas nesta mesma área experimental.

O elevado teor de argila deste Latossolo,  $580 \text{ g kg}^{-1}$ , somado ao revolvimento brando ocasionado pela incorporação manual do LE ao solo, provavelmente contribuíram para maior estabilidade química e física do material orgânico aportado, LE e restos culturais, refletindo em maiores teores de C e N no solo das parcelas com aplicação do resíduo do que no solo em que foi utilizada adubação mineral.



**Figura 6** Densidade de um Latossolo Vermelho eutroférico, textura argilosa, com histórico de sete anos de fertilização de milho de verão com fertilizante mineral (FM), dose de lodo de esgoto recomendada para a cultura (L1) e o dobro da dose de lodo recomendada (L2). Os valores representam a densidade média para a camada observada após quatro anos de cessadas as aplicações de LE. \*diferença mínima significativa (dms) entre as fontes nitrogenadas na camada de solo pelo teste Tukey a 5% de significância ( $n = 4$ ). ns não significativo.

O efeito da fonte nitrogenada sobre o estoque de C do solo pode ser observado até 20 cm de profundidade, seguindo o padrão já descrito anteriormente para o teor de C (Tabela 6). Na camada 0-5 cm, a diferença entre os estoques de C dos solos adubados com LE do estoque observado em FM chega a  $5,0 \text{ Mg C ha}^{-1}$  em L1 e  $9,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$  em L2. Maiores estoques nos solos em que houve aplicação de LE do em solos com uso de FM também são observados nas camadas 5-10 e 10-20 cm. Para tanto, ao desconsiderar que a

aplicação de LE pode influenciar positivamente a produção primária líquida (PPL) adicionando mais C ao solo via fotossintetizados, o incremento dos estoques de C em L1 e L2 em relação ao valor encontrado em FM, contabiliza cerca de metade do C aplicado via resíduo em sete anos de condução da adubação nitrogenada. Isto significa que neste sistema, a eficiência aparente em estocar o C do LE é de 50%. Esta eficiência também é observada para o N, uma vez que o incremento dos estoques de N em L1 e L2 em relação ao estoque obtido em FM, também contabiliza 50% do N aplicado via LE.

Ao dividir este incremento obtido até 20 cm pelo número de aplicações de LE é encontrado acúmulo anual de 1,43 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para L1 e 2,86 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para L2, taxas duas a quatro vezes maior do que a média reportada na literatura de 0,65 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para vários solos, regiões climáticas e sistemas de produção vegetal no Brasil (Bernoux *et al.*, 2006).

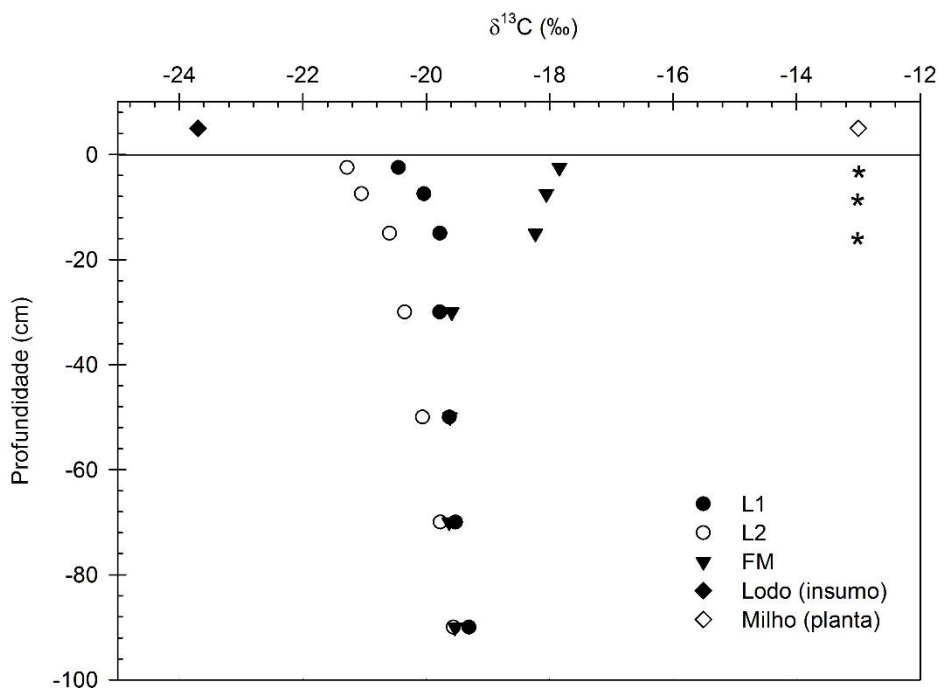
Pitombo *et al.* (2015) avaliando os estoques de C e N nesta mesma área experimental, encontraram a mesma eficiência de acúmulo de C e N no solo dois anos antes da amostragem realizada para o presente estudo. Isto indica o alto potencial deste solo em estabilizar a matéria orgânica do LE mesmo após vários cultivos sem nova incorporação do resíduo.

**Tabela 6** Estoques de carbono e nitrogênio após sete anos de fertilização anual com fertilizante mineral (FM), dose de lodo de esgoto recomendada para a cultura do milho (L1) e duas vezes a dose recomendada de lodo de esgoto (L2). Valores médios (n = 4).

Fonte Nitrogenada	Camada (cm)									
	0-5	5-10	10-20	20-40	40-60	60-80	80-100	0-20	0-40	0-100
	Carbono (Mg ha <sup>-1</sup> )									
FM	8,05 c*	7,61 c	14,80 c	26,14 ns	21,13 ns	17,30 ns	15,96 ns	30,45 c	56,59 b	110,98 b
L1**	13,07 b	11,45 b	17,87 b	27,57	20,89	17,85	16,01	42,39 b	69,96 ab	124,72 ab
L2	17,23 a	14,87 a	21,51 a	29,53	21,99	19,84	17,19	53,6 a	83,13 a	142,15 a
p-valor	0,0000	0,0002	0,0003	0,6127	0,7702	0,4466	0,4972	0,0000	0,0028	0,0207
CV (%)	7,20	12,53	7,61	17,05	10,45	15,52	9,77	7,19	10,9	10,01
	Nitrogênio (Mg ha <sup>-1</sup> )									
FM	0,64 c	0,60 c	1,19 c	2,10 ns	1,59 ns	1,22 ns	1,11 ns	2,43 c	4,53 c	8,44 b
L1	1,03 b	0,91 b	1,44 b	2,16	1,56	1,31	1,13	3,37 b	5,53 b	9,53 b
L2	1,40 a	1,19 a	1,79 a	2,42	1,68	1,46	1,28	4,38 a	6,80 a	11,22 a
p-valor	0,0000	0,0001	0,0000	0,4410	0,5171	0,2544	0,1397	0,0000	0,0004	0,0024
CV (%)	6,43	11,98	5,87	15,93	9,57	14,60	9,96	5,92	8,74	8,05

<sup>ns</sup> Não significativo; \* Médias seguidas de mesma letra em uma mesma camada de solo não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de significância; \*\* Dose de lodo de esgoto recomendada para a cultura do milho, considerando a taxa de mineralização do N do lodo em 30% e a demanda da cultura por N.

O baixo teor de C observado no solo antes da implantação do experimento para a camada 0-20 cm, 10,5 g C kg<sup>-1</sup> (De Maria *et al.*, 2010), em conjunto com a estabilidade bioquímica da matéria orgânica do lodo utilizado (Andrade; Oliveira; Cerri, 2006), possibilitaram o acúmulo do C do lodo a uma taxa de 50% do C adicionado. Outro fator a ser considerado é que nesta área experimental a incorporação do LE foi manual, de modo que a desagregação do solo foi menor do que quando utilizada enxada rotativa.



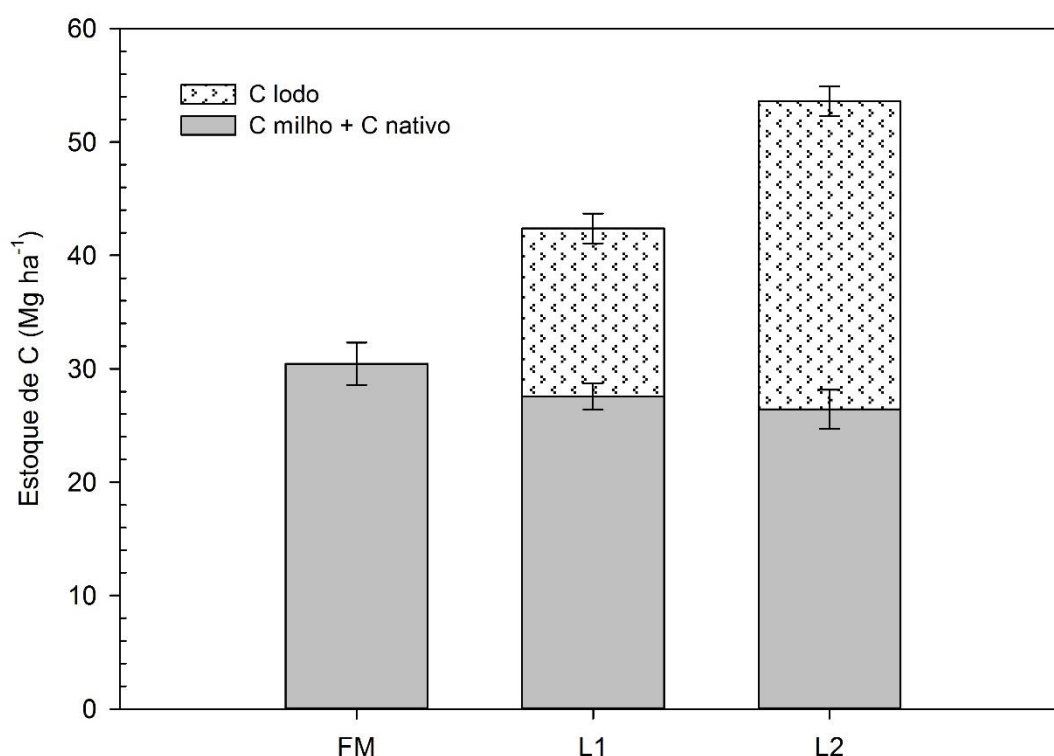
**Figura 7** Valores médios de  $\delta^{13}\text{C}$  (‰) de Latossolo Vermelho eutroférico com histórico de aplicações anuais (sete) de lodo de esgoto Jundiaí e fertilizante mineral na cultura do milho. L1, dose de lodo de esgoto recomendada para cultura do milho; L2, o dobro da dose recomendada de lodo de esgoto; FM, fertilizante mineral NPK em dose recomendada para cultura do milho. \* diferença mínima significativa (dms) pelo teste Tukey ( $p < 0,05$ ) entre as fontes nitrogenadas em cada camada avaliada.

Com base nos resultados de  $\delta^{13}\text{C}$  buscou-se acessar a contribuição do C derivado do LE e do C derivado do milho. O LE possui  $\delta^{13}\text{C}$  mais negativo, equivalente ao de plantas C3, com valor médio de -23,7‰ (Fernandes *et al.*, 2005). Já o milho é uma gramínea de sistema fotossintético C4 e possui  $\delta^{13}\text{C}$  menos negativo, com valor médio de -13,0‰ (Balesdent; Mariotti; Boisgontier, 1990; Gregorich; Ellert; Monreal, 1995).

O sinal isotópico de C do solo da área experimental de Campinas-SP, cujo uso foi de LE Jundiaí, variou até 20 cm de profundidade conforme a fonte nitrogenada utilizada



( $p < 0,05$ ), ilustrado na figura 7. Os valores médios de  $\delta^{13}\text{C}$  obtidos para os solos com uso de LE foram de -20,5, -20,0 e -19,8‰ em L1 e -21,3, 21,1 e -20,6‰ em L2 nas camadas de solo 0-5, 5-10 e 10-20 cm respectivamente. Para FM os valores médios de  $\delta^{13}\text{C}$  observados foram -17,8, -18,1 e -18,2‰ nas camadas de solo 0-5, 5-10 e 10-20 cm respectivamente. Abaixo de 20 cm não houve diferença significativa entre as fontes nitrogenadas, sendo que o valor de  $\delta^{13}\text{C}$  encontrado na camada 80-100 cm, utilizado como valor referência de assinatura isotópica do solo anterior ao experimento, foi de -19,5‰.



**Figura 8** Contribuição e origem do carbono (C) no estoque contido na camada 0-20 cm de profundidade em Latossolo Vermelho eutroférico cultivado com milho e fertilizado com fertilizante mineral NPK (FM), lodo de esgoto em dose recomendada (L1) e com o dobro da dose recomendada (L2), por sete anos consecutivos. Solo com histórico de uso de LE Jundiaí. Barras verticais indicam erro padrão da média (n = 4).

A contribuição do C do LE Jundiaí na área de Campinas nos estoques até 20 cm (Figura 8) chegou a 35 e 51% nas doses L1 e L2, respectivamente. Este montante de C do LE estocado no solo, 14,8 e 27,2 Mg C ha<sup>-1</sup>, equivale a 75 e 68% do C adicionado via L1 e L2, na devida ordem, nos sete anos de condução da adubação nitrogenada.

Esta alta taxa de acúmulo de C do lodo pode ser explicada pela estabilização físico-química do C do lodo junto à matriz mineral do solo; à recalcitrância bioquímica do lodo; e ao manejo do solo. A recalcitrância bioquímica do C do LE Jundiaí já foi descrita por

Andrade; Oliveira; Cerri (2006), que observaram baixa taxa de mineralização do C do lodo Jundiá em experimento de incubação. Os referidos autores alegam que devido ao elevado tempo de retenção do lodo em lagoas de decantação (um ano) somado ao processo de desidratação semelhante a compostagem, a matéria orgânica resultante é mais estabilizada, ou seja, possui menor quantidade de compostos de C lábeis, do que a matéria orgânica de lodos cuja etapa complementar consista apenas em desidratação mecânica. Esta hipótese pôde ser comprovada pelos autores por meio da correlação entre o conteúdo de proteína bruta presente no lodo ( $r = 0,999$ ), a relação C/N ( $r = -0,987$ ) e a taxa de mineralização do C do lodo.

#### **4.1.2 Área experimental: Jaguariúna-SP**

##### 4.1.2.2 Lodo Barueri

Os teores de C do solo nos primeiros 40 cm de profundidade aumentaram linearmente ( $p < 0,05$ ) com o aumento da dose de LE utilizada nas parcelas com uso de LE Barueri (Tabela 7). O incremento observado para a dose L1, na qual foram incorporados ao solo  $9,5 \text{ Mg ha}^{-1}$  C em seis aplicações, foram de 0,48, 0,48, 0,57 e 0,29  $\text{g C kg}^{-1}$  de solo nas camadas 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm, respectivamente. Esta diferença entre o incremento dos teores de C nas camadas 0-5 cm e 5-10 e 10-20 cm se deve provavelmente ao maior desenvolvimento microbiano e de melhores condições de aeração presentes na primeira camada, propícios para decomposição da MOS bem como do material adicionado.

Outro ponto a ser observado é que, para cada dose e até mesmo para FM, existe pouca variação dos teores de C nos primeiros 20 cm de solo. Isto se deve à homogeneização do solo no sistema de preparo com intenso revolvimento do solo com arado de disco, grade niveladora e enxada rotativa até 20 cm, realizada em todas as parcelas. Abaixo dos 20 cm observamos menores teores de C pois, a contribuição do LE bem como dos restos culturais é maior na camada de mobilização do solo, onde estas fontes de C são efetivamente incorporadas ao solo, além do maior desenvolvimento das raízes do milho nas camadas superficiais (Basso *et al.*, 1994).

Quando comparados os teores de C dos solos com aplicação de LE aos teores do solo com uso de FM pelo teste Dunnett (Tabela 7), é possível observar o aumento médio de

3,67 g C kg<sup>-1</sup> de solo até 20 cm em L8, sendo que na camada 0-5 cm houve também diferença entre FM e a dose L4, cujo valor ultrapassa em 14% os teores de C observados em FM, respectivamente (p < 0,05).

**Tabela 7** Teores de carbono e nitrogênio do solo (g kg<sup>-1</sup>) em função de seis aplicações de doses de lodo de esgoto Barueri. Doses expressas em massa total de carbono e nitrogênio aplicada via lodo. Valores médios (n = 3).

Camada (cm)	FM**	C aplicado (Mg ha <sup>-1</sup> )					Equação	R <sup>2</sup>	p-valor
		0	9,5	19	38	76			
C do solo (g kg <sup>-1</sup> )									
0-5	14,54	13,76	14,92	16,11	16,51*	17,96*	C = 14,42 + 0,05 Cap	0,893	0,0000
5-10	14,77	13,60	15,87	16,01	16,73	18,63*	C = 14,50 + 0,06 Cap	0,848	0,0005
10-20	14,55	13,01	14,87	15,67	15,84	18,28*	C = 13,83 + 0,06 Cap	0,898	0,0002
20-40	13,23	12,45	13,50	14,24	14,11	15,33	C = 13,01 + 0,03 Cap	0,827	0,0001
40-60	12,62	11,47	12,33	12,30	11,74	11,41	-----	-----	-----
60-80	11,10	11,13	11,12	11,14	10,76	11,90	-----	-----	-----
80-100	11,56	11,48	11,13	11,39	10,70	10,70	-----	-----	-----
Camada (cm)	FM	N aplicado (Mg ha <sup>-1</sup> )					Equação	R <sup>2</sup>	p-valor
		0	1,3	2,6	5,2	10,4			
N do solo (g kg <sup>-1</sup> )									
0-5	0,98	0,89	1,03	1,10	1,24*	1,41*	N = 0,95 + 0,05 Nap	0,947	0,0000
5-10	0,98	0,90	1,06	1,10	1,23*	1,45*	N = 0,95 + 0,05 Nap	0,967	0,0000
10-20	0,98	0,86	1,04	1,08	1,20*	1,41*	N = 0,93 + 0,05 Nap	0,949	0,0000
20-40	0,83	0,76	0,85	0,91	0,98	1,11*	N = 0,80 + 0,03 Nap	0,953	0,0000
40-60	0,75	0,67	0,74	0,72	0,71	0,72	-----	-----	-----
60-80	0,62	0,63	0,64	0,62	0,61	0,74	-----	-----	-----
80-100	0,63	0,64	0,64	0,61	0,59	0,63	-----	-----	-----

\* valor médio do tratamento se diferencia do valor médio do controle (FM) pelo teste Dunnett a 5% de significância; \*\* FM fertilizante mineral NPK em dose recomendada para cultura do milho; C aplicado e N aplicado massa total de carbono e nitrogênio aplicada via lodo de esgoto durante seis anos de condução do experimento, referente à aplicação anual de 0, 1, 2, 4 e 8 vezes a dose de lodo de esgoto recomendada para a cultura do milho, respectivamente; C e N teor de carbono e de nitrogênio do solo; Cap e Nap abreviação de carbono e nitrogênio aplicado via lodo de esgoto.

Os teores de C do solo observados no presente estudo até 20 cm de profundidade estão em média 2,0 g C kg<sup>-1</sup> solo acima dos teores observados por Alcantara *et al.* (2009) quando avaliaram as alterações do solo após cinco aplicações de LE nesta mesma área experimental (Jaguariúna-SP). Isto demonstra que durante estes dez anos após as observações de Alcantara *et al.* (2009), os teores de C do solo foram mantidos mesmo após sucessivos cultivos sem nova aplicação de LE.

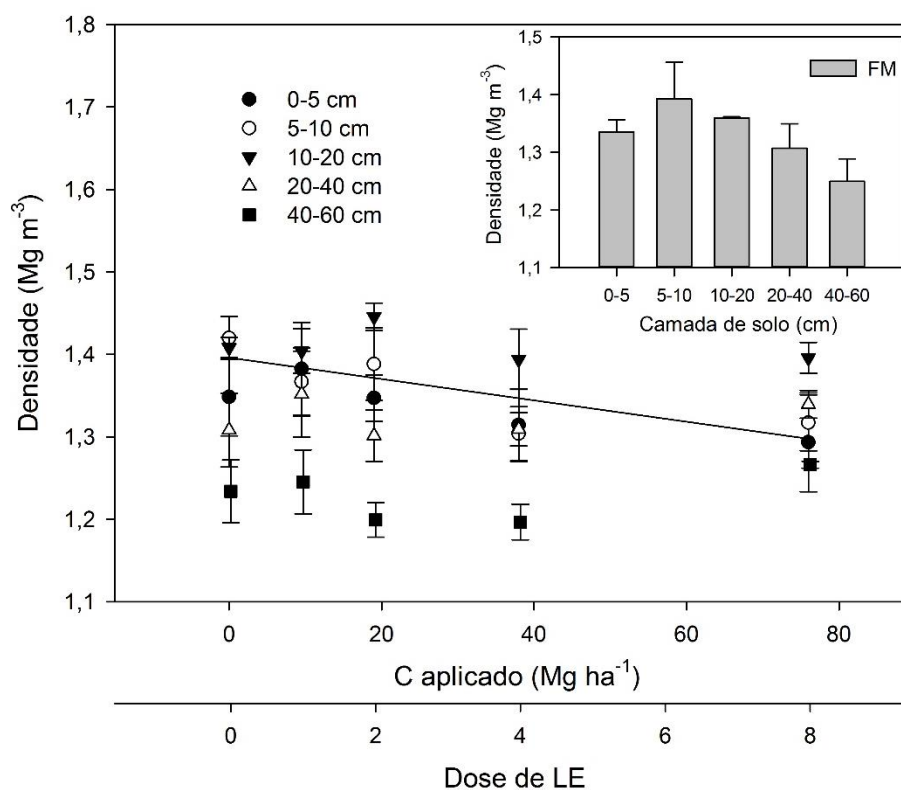
Quando avaliados os teores de C do solo logo após a 4<sup>a</sup> e 6<sup>a</sup> aplicação de LE Barueri nesta mesma área experimental, Fernandes *et al.* (2005) e Dias *et al.* (2007),

respectivamente, observaram valores até duas vezes maiores que os reportados no presente estudo para os tratamentos com aplicação de LE, sendo este aumento induzido pela presença do próprio LE recém aplicado e não de aumentos efetivos na MOS estabilizada.

Comparando os teores de C observados na tabela 7 com o teor médio observado antes da instalação do experimento, 18,68 g C kg<sup>-1</sup> solo para camada 0-20 cm conforme descrito em Bettiol; Ghini (2011), é possível perceber que somente o sistema de cultivo utilizando a dose L8 (12,7 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) foi capaz de manter o teor inicial de C. Alguns trabalhos realizados na mesma área experimental (Boeira; Souza, 2007; Dias *et al.*, 2007; Bettiol; Ghini, 2011) relatam que os restos culturais eram retirados antes da incorporação do LE, de modo que a incorporação de C fotossintetizado ao solo foi essencialmente por meio das raízes e rizodépósitos, que representam muitas vezes apenas 20% do total de C fixado pelas plantas. A baixa adição de C ao solo nas menores doses somada ao elevado aporte de N via LE, além da mobilização excessiva do solo provavelmente estimularam a decomposição da MOS e do C recém aplicado, de modo que as saídas de C do sistema via CO<sub>2</sub> foram maiores do que as entradas de C via LE e fotossintetizados.

Tal como os teores de C, os teores de N do solo também aumentaram linearmente ( $p < 0,05$ ) com o aumento da dose de LE utilizada (Tabela 7) e seguiram o mesmo comportamento de homogeneidade dos teores nos primeiros 20 cm, correspondentes à camada de incorporação. A taxa de aumento do teor de N do solo encontrada até 20 cm foi de 0,07 g N kg<sup>-1</sup> solo a cada 1,3 Mg N ha<sup>-1</sup> aplicado, em que este último expressa a quantidade de N incorporado em seis anos via dose recomendada de LE. Esta diferença representa uma taxa de aumento de 7,5% em relação ao teor encontrado no solo em que o cultivo do milho foi praticado sem adubação nitrogenada (L0).

Embora exista em L1 e L2 teores de N 6,4% e 11,6%, respectivamente, maiores do que em FM nos primeiros 20 cm de solo, as diferenças em relação a FM só foram significativas ( $p < 0,05$ ) para L4 e L8, com teores 24,4 e 45,0% superiores ao teor encontrado no solo com adubação mineral, respectivamente (Tabela 7).



**Figura 9** Densidade do solo em função de seis aplicações de doses de lodo de esgoto Barueri. Doses expressas em massa total de carbono aplicada via lodo. Valores médios (n = 3).

Os estoques de C no solo aumentaram linearmente em função da dose aplicada via LE Barueri ( $p < 0,05$ ) até 40 cm de profundidade (Tabela 8). Quando comparados os estoques de C do solo com uso de LE com os valores observados em FM, apenas o uso da dose L8 (76 Mg C aplicados via LE ao longo de seis anos) foi capaz de incrementar o estoque de C em relação ao valor encontrado em FM ( $p < 0,05$ ) até 40 cm de profundidade. O incremento chegou a média de 25% nas camadas até 20 cm e 15% na camada 20-40 cm, totalizando um aumento de 15,7 Mg C ha<sup>-1</sup> armazenados no solo com o uso de LE. Se considerarmos que o aumento foi linear entre as aplicações de L8, a taxa de aumento seria de 2,6 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Neste caso, a eficiência de armazenamento do C do LE seria de 27% caso o incremento estivesse apenas relacionado ao C aplicado via LE, mas esta hipótese só pode ser validada por meio da composição isotópica do C ( $\delta^{13}\text{C}$ ) do solo.

**Tabela 8** Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha<sup>-1</sup>) em massa equivalente de solo em função de seis aplicações de doses de lodo de esgoto. Doses expressas em massa total de carbono e nitrogênio aplicada via lodo.

Camada (cm)	FM**	C aplicado (Mg ha <sup>-1</sup> )					Equação	R <sup>2</sup>	p-valor
		0	9,5	19	38	76			
Estoque de C (Mg ha <sup>-1</sup> )									
0-5	9,67	9,15	9,94	10,72	10,97	11,97*	EC = 9,59 + 0,03 Cap	0,894	0,000
5-10	10,29	9,48	11,04	11,13	11,26	13,03*	EC = 10,09 + 0,04 Cap	0,857	0,001
10-20	20,88	18,67	21,28	22,52	22,68	26,13*	EC = 19,84 + 0,09 Cap	0,894	0,000
20-40	35,35	33,27	36,06	38,09	37,59	40,75*	EC = 34,80 + 0,08 Cap	0,810	0,000
40-60	31,24	28,41	30,64	30,46	28,75	27,93	-----	-----	-----
60-80	27,47	27,50	27,56	27,64	26,34	29,73	-----	-----	-----
80-100	28,64	28,58	27,77	27,93	26,41	26,43	-----	-----	-----
-----									
0-20	40,83	37,30	42,26	44,37	44,91*	51,12*	EC = 39,57 + 0,16 Cap	0,899	0,000
0-40	76,18	70,57	78,41	82,47	82,49	91,87*	EC = 74,40 + 0,24 Cap	0,871	0,000
0-100	163,53	155,06	164,38	168,49	163,99	175,98	-----	-----	-----
Camada (cm)	FM	N aplicado (Mg ha <sup>-1</sup> )					Equação	R <sup>2</sup>	p-valor
		0	1,3	2,6	5,2	10,4			
Estoque de N (Mg ha <sup>-1</sup> )									
0-5	0,65	0,59	0,69	0,73	0,82*	0,94*	EN = 0,63 + 0,03 Nap	0,957	0,000
5-10	0,68	0,63	0,74	0,76	0,83*	1,02*	EN = 0,66 + 0,03 Nap	0,971	0,000
10-20	1,41	1,24	1,48	1,56	1,71*	2,02*	EN = 1,33 + 0,07 Nap	0,951	0,000
20-40	2,23	2,02	2,28	2,45	2,61*	2,95*	EN = 2,14 + 0,08 Nap	0,946	0,000
40-60	1,85	1,64	1,83	1,77	1,73	1,75	-----	-----	-----
60-80	1,53	1,57	1,58	1,53	1,47	1,85	-----	-----	-----
80-100	1,55	1,60	1,57	1,48	1,45	1,56	-----	-----	-----
-----									
0-20	2,75	2,46	2,91	3,05	3,37*	3,97*	EN = 2,63 + 0,13 Nap	0,956	0,000
0-40	4,97	4,48	5,19	5,50	5,98*	6,92*	EN = 4,77 + 0,22 Nap	0,954	0,000
0-100	9,90	9,29	10,18	10,29	10,62	12,08	EN = 9,56 + 0,24 Nap	0,952	0,000

\* valor médio do tratamento se diferencia do valor médio do controle (FM) pelo teste Dunnett a 5% de significância; \*\* FM fertilizante mineral NPK em dose recomendada para cultura do milho; C aplicado e N aplicado massa total de carbono e nitrogênio aplicada via lodo de esgoto durante seis anos de condução do experimento, referente à aplicação anual de 0, 1, 2, 4 e 8 vezes a dose de lodo de esgoto recomendada para a cultura do milho, respectivamente; EC e EN estoque de carbono e estoque de nitrogênio do solo; Cap e Nap abreviação de carbono e nitrogênio aplicado via lodo de esgoto.

Os estoques de N se diferenciaram mais que os de C, uma vez que o LE é um resíduo com alta concentração deste nutriente e neste experimento, a principal fonte de N para o solo com exceção da adubação mineral. Para tanto, houve efeito de dose ao aplicar LE Barueri ( $p < 0,05$ ), com incremento linear até 40 cm de profundidade (Tabela 8). Quando observamos

as diferenças com relação a FM, houve incremento no estoque de N em L4 e L8, com saldo médio de 1,01 e 1,95 Mg N ha<sup>-1</sup>, respectivamente, até 40 cm de profundidade.

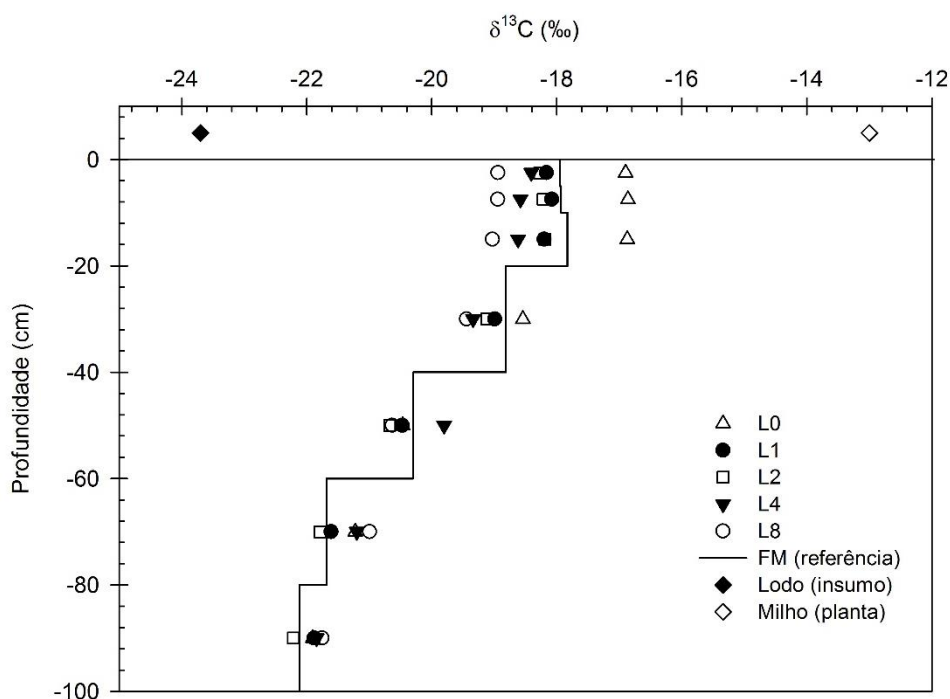
Estas diferenças do estoque de N do solo com aplicação de LE com relação ao solo que não recebeu aplicação do resíduo (FM) equivalem a 19% do total de N aplicado via L8 e L4, um acúmulo menor que o encontrado para o carbono. Entretanto, devemos lembrar que o solo foi coletado após seis anos desde a última aplicação de LE e que neste período sem aplicação, o solo adubado com LE foi cultivado sem nova adubação nitrogenada. A inversão do solo e quebra da agregação permite maior taxa de mineralização da MOS e conseqüentemente do N, em um período em que não há desenvolvimento vegetal suficiente para absorver o N mineral do solo e retorná-lo após a senescência, estimulando perdas de N por emissão gasosa, por exemplo. Além disso, existe a exportação de N pelos grãos e também pela biomassa, cuja quantidade não foi repostada por novas adições de N ao solo, de modo que os estoques que observamos hoje podem não refletir o comportamento de acúmulo que seria observado caso as avaliações fossem feitas em um período pós aplicação mais curto.

Conforme ilustrado na figura 10, independente da fonte nitrogenada, os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  foram menos negativos na superfície do que em profundidade, muito provavelmente devido a adição de C do milho. De modo geral não houve efeito da dose de LE e também não houve diferença entre o sinal isotópico encontrado nas parcelas com FM das parcelas sem fonte nitrogenada e com adubação com LE ( $p > 0,05$ ). Os valores observados até 20 cm foram semelhantes devido a camada de preparo do solo, com  $\delta^{13}\text{C}$  médio de -18,1‰. Já em subsuperfície (80-100 cm) foi observado o valor médio mais negativo, -21,9‰. Não há informação da vegetação estabelecida antes do início do experimento, entretanto, o valor encontrado em subsuperfície está de acordo com o intervalo aceito para vegetação C3, que varia entre -30,0 a -21,0‰ (Ehleringer; Buchmann; Flanagan, 2000). Vale ressaltar que embora o valor observado em subsuperfície esteja no limite máximo considerado para vegetação C3, a matéria orgânica presente em maior profundidade tende a ser mais antiga e deste modo, enriquecida em  $^{13}\text{C}$  com relação ao valor antes encontrado nos tecidos vegetais da qual foi originada (Ehleringer; Buchmann; Flanagan, 2000).

Quando os resultados do presente estudo são comparados com os obtidos por Fernandes *et al.* (2005), cuja amostragem ocorreu após a 5ª aplicação do lodo Barueri, é possível observar o empobrecimento de aproximadamente 1,0‰ em L1 e L2 e o enriquecimento de 1,5‰ em L8. O aumento do sinal isotópico na maior dose pode ser consequência do aumento da participação do C do milho, uma vez que o uso desta dose

possibilitou maiores estoques de N, podendo sustentar a produção vegetal por vários anos até que apresente queda da produtividade por deficiência de N, adicionando maior quantidade de fotossintetizados ao solo do que os demais tratamentos.

Como exemplo, um ano após a última aplicação de L8, considerando todo o N residual das seis aplicações com base na série de decaimento descrita por Pratt; Broadbent; Martin (1973), em que a mineralização anual do N de materiais orgânicos adicionados ao solo consiste em uma série de mineralizações do N residual a taxas decrescentes, estariam disponíveis aproximadamente 2,8 Mg N ha<sup>-1</sup>. Esta estimativa não leva em consideração perdas e serve somente para demonstrar a quantidade de N que estaria ciclando no solo ao final de seis aplicações, embora ainda hoje seja possível observar nas parcelas L8 produtividade similar à obtida no tratamento em que ainda é realizada adubação mineral.

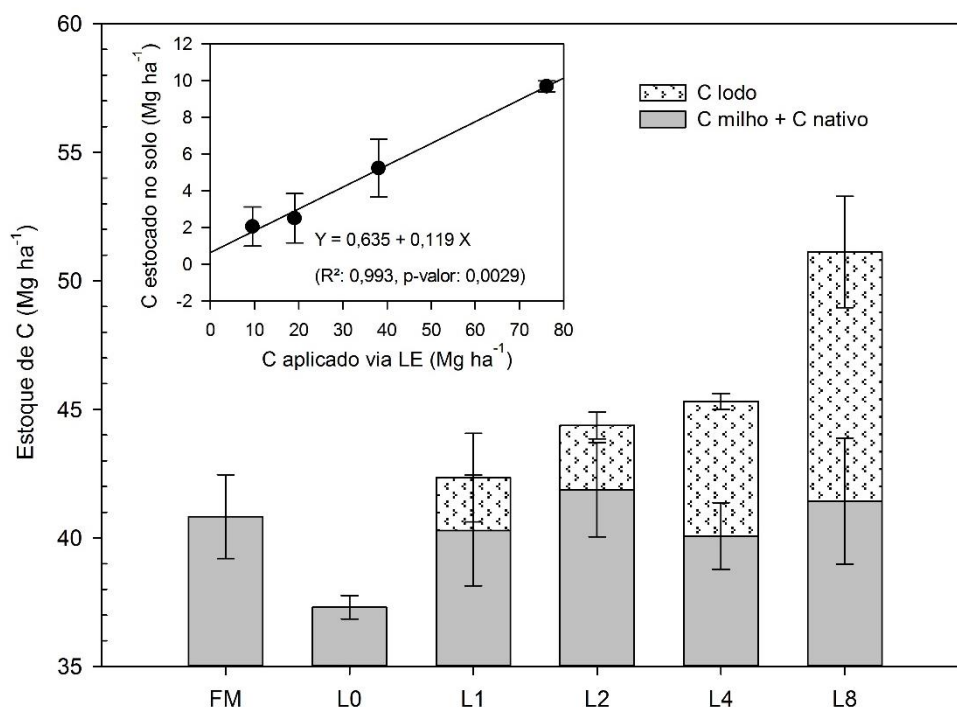


**Figura 10** Valores médios de  $\delta^{13}\text{C}$  (‰) de Latossolo Vermelho distroférico com histórico de aplicações anuais (seis) de doses lodo de esgoto Barueri na cultura do milho. L1, dose de lodo de esgoto recomendada para cultura do milho; L2, L4 e L8, o duas, quatro e oito vezes a dose recomendada de lodo de esgoto; L0, adubação mineral fosfatada e potássica (-PK) em dose recomendada para cultura do milho; FM, fertilizante mineral NPK em dose recomendada para cultura do milho.

O uso de LE Barueri por seis anos contribuiu para aumentar o estoque de C do solo, sendo este aumento relacionado à retenção de C do LE no solo (Figura 11). A participação do C do LE no estoque até 20 cm foi de 5, 6, 12 e 19% (2,05, 2,50, 5,23 e 9,69 Mg C ha<sup>-1</sup>)



em L1, L2, L4 e L8, que correspondem a 22, 13, 14 e 13% do C aplicado via doses de LE, respectivamente.



**Figura 11** Contribuição e origem do carbono (C) no estoque contido na camada 0-20 cm de um Latossolo Vermelho distroférrico cultivado com milho e fertilizado com L1 (9,5), dose de lodo de esgoto recomendada para cultura do milho (C aplicado via LE, Mg ha<sup>-1</sup>); L2 (19), L4 (38) e L8 (76), duas, quatro e oito vezes a dose recomendada de lodo de esgoto, respectivamente; L0, adubação mineral fosfatada e potássica (-PK) em dose recomendada para cultura do milho; FM, fertilizante mineral NPK em dose recomendada para cultura do milho. Solo com histórico de uso de seis aplicações de LE Barueri. Barras verticais indicam erro padrão da média (n = 3).

#### 4.2.2.2 Lodo Franca

De modo geral, os teores de C do solo variaram entre 10,12 e 20,64 g kg<sup>-1</sup> e os teores de N entre 0,59 e 1,80 g kg<sup>-1</sup> (Tabela 9) e a utilização do LE Franca por dez anos proporcionou aumento linear dos teores de C e de N do solo até 40 cm (p < 0,05).

De acordo com o modelo ajustado, o acréscimo do teor de C no solo com aplicação da dose recomendada de LE em relação a L0 equivalem a 10,4% e 12,0% dos teores encontrados nas camadas 0-5 e 5-10 cm respectivamente, resultado da incorporação anual de 1,55 Mg C ha<sup>-1</sup> e 0,24 Mg N ha<sup>-1</sup> via LE por dez anos. Ao utilizar o modelo também foi

possível estimar que para aumentar 1% de C no solo (10 g C kg<sup>-1</sup> de solo) com base neste manejo adotado, seriam necessárias 72 aplicações da dose recomendada deste LE. Aparentemente existem alguns fatores que impossibilitam maiores acúmulos de C neste solo, entre eles a baixa relação C/N do resíduo e sua alta degradabilidade (Andrade; Oliveira; Cerri, 2006), o baixo aporte de C anual via fotossintetizado e a mobilização intensiva do solo com o preparo.

**Tabela 9** Teores de carbono e nitrogênio do solo (g kg<sup>-1</sup>) em função de dez aplicações de doses de lodo de esgoto. Doses expressas em massa total de carbono e nitrogênio aplicada via lodo.

Camada (cm)	FM**	C aplicado (Mg ha <sup>-1</sup> )					Equação	R <sup>2</sup>	p-valor
		0	15,5	31	62	124			
C do solo (g kg <sup>-1</sup> )									
0-5	14,56	12,57	16,09	16,31	17,35	20,64*	C = 14,01 + 0,06 Cap	0,881	0,0000
5-10	14,35	12,51	14,90	16,08	17,46	20,20*	C = 13,60 + 0,06 Cap	0,934	0,0000
10-20	14,14	12,68	14,26	15,18	16,17	18,59*	C = 13,32 + 0,04 Cap	0,960	0,0000
20-40	13,24	12,12	13,00	12,83	15,06	16,53*	C = 12,21 + 0,04 Cap	0,947	0,0021
40-60	11,61	12,52	11,15	13,23	12,44	12,10	-----	-----	-----
60-80	10,44	10,85	10,26	12,03	10,69	10,89	-----	-----	-----
80-100	11,13	11,56	10,16	10,50	12,04	10,12	-----	-----	-----
Camada (cm)	FM	N aplicado (Mg ha <sup>-1</sup> )					Equação	R <sup>2</sup>	p-valor
		0	2,4	4,8	9,6	19,2			
N do solo (g kg <sup>-1</sup> )									
0-5	0,99	0,84	1,14	1,23*	1,41*	1,80*	N = 0,95 + 0,05 Nap	0,954	0,0000
5-10	0,97	0,83	1,06	1,20*	1,40*	1,71*	N = 0,93 + 0,04 Nap	0,958	0,0000
10-20	0,95	0,84	1,01	1,12	1,32*	1,57*	N = 0,91 + 0,04 Nap	0,965	0,0000
20-40	0,86	0,76	0,87	0,87	1,13	1,29*	N = 0,78 + 0,03 Nap	0,949	0,0004
40-60	0,68	0,74	0,69	0,85	0,82	0,83	-----	-----	-----
60-80	0,60	0,63	0,62	0,74	0,68	0,70	-----	-----	-----
80-100	0,61	0,65	0,59	0,61	0,73	0,63	-----	-----	-----

\* valor médio do tratamento se diferencia do valor médio do controle (FM) pelo teste Dunnett a 5% de significância; \*\* FM fertilizante mineral NPK em dose recomendada para cultura do milho; C aplicado e N aplicado massa total de carbono e nitrogênio aplicada via lodo de esgoto durante dez anos de condução do experimento, referente à aplicação anual de 0, 1, 2, 4 e 8 vezes a dose de lodo de esgoto recomendada para a cultura do milho, respectivamente; C e N teor de carbono e de nitrogênio do solo; Cap e Nap abreviação de carbono e nitrogênio aplicado via lodo de esgoto.

Diferentemente dos solos com incorporação de LE Barueri, a incorporação do LE Franca modificou os teores de C em relação a adubação convencional (FM) somente de L8, em que a aplicação de LE proporcionou maiores teores até 40 cm de profundidade. As diferenças chegam a teores 41% superiores nas camadas 0-5 e 5-10 cm, 32% na camada 10-20 cm e 25% na camada 20-40 cm (Tabela 9).

Uma vez que em L0 não houve aplicação de fonte externa de N, as diferenças entre o teor de N do solo observado neste tratamento e os teores observados para as demais doses de LE são superiores às diferenças encontradas entre os teores de C para estes tratamentos. A incorporação de dose oito vezes maior que a recomendada (L8), por exemplo, dobrou os teores de N do solo das camadas 0-5 e 5-10 cm quando comparados aos teores encontrados em L0 para as mesmas camadas, sendo que o incremento observado para o teor de C foi de 62% (Tabela 9).

Com relação à fonte nitrogenada, os teores de N em FM não diferiram dos teores observados quando utilizada a dose recomendada de LE nas camadas avaliadas e a aplicação de L2 elevou os teores de N ( $p < 0,05$ ) nas camadas 0-5 e 5-10 cm em 24% ao observado em FM (Tabela 9). Os teores de N observados nos solos com uso das demais doses L4 e L8 se diferenciaram dos teores de FM até 40 cm com incrementos que variam de 31 a 83%.

Como esperado, o uso de LE Franca também modificou os estoques de C do solo (Tabela 10), aumentando linearmente com a dose até 40 cm ( $p < 0,05$ ), sendo que abaixo desta profundidade, os estoques de C foram similares para todos os tratamentos avaliados. A intensidade de acúmulo variou entre 0,04 e 0,09 Mg C ha<sup>-1</sup> a cada tonelada de C incorporado via LE. A aplicação de 15,5 Mg C em L1 elevou os estoques superficiais em 0,88 Mg C ha<sup>-1</sup> na camada 0-5 cm se considerarmos os valores do intercepto e coeficiente linear da equação. Tal como exemplificado para o LE Barueri, desconsiderando o efeito do C da planta no incremento do estoque, a eficiência de acúmulo do C do LE em L1 seria de 6% nesta camada, praticamente um quarto do valor de retenção do C adicionado ao solo via resíduo reportado na literatura.

A aplicação de LE nas doses L4 e L8 elevou o estoque de C do solo em relação ao estoque observado em FM ( $p < 0,05$ ) para as camadas 0-5 e 5-10 cm, sendo que para L8 também houve aumento do estoque na camada 10-20 cm. Os estoques observados para as demais doses e profundidades não se diferenciaram de FM. Nas camadas 0-5 e 5-10 cm, o incremento médio do estoque de C em relação a FM foi de 20 e 40% em L4 e L8, respectivamente, sendo que em L8, para a camada de 10-20 cm, o incremento em relação ao estoque observado em FM foi de 30%.

O solo com uso de LE Franca foi avaliado dois anos após a última aplicação de LE, período mais curto do que da avaliação do solo com uso de LE Barueri. Observamos a mesma homogeneização dos valores de estoque de N em superfície devido ao preparo, de 0 a 20 cm, com taxa de incremento de 5% a cada tonelada de N aplicada via LE para as três

camadas avaliadas até 20 cm (Tabela 9) e 7% na camada 20-40 cm. O incremento do estoque de N em relação ao observado em FM ocorreu com o uso das doses L2, L4 e L8 nas camadas 0-5 e 5-10 cm, cujo valor médio foi de 12, 22 e 40% respectivamente, L4 e L8 na camada 10-20 cm e apenas em L8 para a camada 20-40 cm.

**Tabela 10** Estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha<sup>-1</sup>) em massa equivalente de solo em função de dez aplicações de doses de lodo de esgoto, expressas em carbono e nitrogênio aplicado via lodo.

Camada (cm)	FM**	C aplicado (Mg ha <sup>-1</sup> )					Equação	R <sup>2</sup>	p-valor
		0	15,5	31	62	124			
Estoque de C (Mg ha <sup>-1</sup> )									
0-5	9,71	8,38	10,73	10,87	11,57*	13,77*	EC = 9,34 + 0,04 Cap	0,883	0,000
5-10	9,96	8,69	10,33	11,12	12,10*	14,03*	EC = 9,43 + 0,04 Cap	0,938	0,000
10-20	19,22	17,22	19,37	20,59	21,93	25,06*	EC = 18,11 + 0,06 Cap	0,957	0,000
20-40	34,64	31,61	33,96	33,31	39,27	42,97	EC = 31,87 + 0,09 Cap	0,940	0,004
40-60	29,00	31,16	28,04	32,74	30,58	29,77	-----	-----	-----
60-80	26,06	27,41	25,68	30,74	26,61	26,96	-----	-----	-----
80-100	27,82	28,50	25,44	26,18	29,63	25,01	-----	-----	-----
-----									
0-20	38,89	34,30	40,42	42,57	47,76*	52,86*	EC = 36,88 + 0,15 Cap	0,937	0,000
0-40	73,53	65,91	74,38	75,88	87,02	95,83*	EC = 68,74 + 0,23 Cap	0,966	0,000
0-100	156,40	152,98	153,55	165,54	173,85	177,57	EC = 154,66 + 0,21 Cap	0,861	0,002
-----									
Camada (cm)	FM	N aplicado (Mg ha <sup>-1</sup> )					Equação	R <sup>2</sup>	p-valor
		0	2,4	4,8	9,6	19,2			
Estoque de N (Mg ha <sup>-1</sup> )									
0-5	0,66	0,56	0,76	0,82*	0,94*	1,20*	EN = 0,63 + 0,03 Nap	0,954	0,000
5-10	0,67	0,58	0,73	0,83*	0,97*	1,19*	EN = 0,64 + 0,03 Nap	0,961	0,000
10-20	1,29	1,14	1,37	1,51	1,79*	2,12*	EN = 1,23 + 0,05 Nap	0,963	0,000
20-40	2,25	1,99	2,28	2,24	2,93	3,34*	EN = 2,04 + 0,07 Nap	0,940	0,001
40-60	1,70	1,86	1,74	2,11	2,00	2,03	-----	-----	-----
60-80	1,49	1,60	1,55	1,91	1,70	1,74	-----	-----	-----
80-100	1,51	1,60	1,47	1,52	1,80	1,56	-----	-----	-----
-----									
0-20	2,62	2,28	2,87	3,16*	3,86*	4,51*	EN = 2,51 + 0,11 Nap	0,962	0,000
0-40	4,87	4,26	5,15	5,40	6,79*	7,85*	EN = 4,55 + 0,18 Nap	0,966	0,000
0-100	9,58	9,32	9,92	10,94	12,28*	13,18*	EM = 9,65 + 0,20 Nap	0,933	0,000

\* valor médio do tratamento se diferencia do valor médio do controle (FM) pelo teste Dunnett a 5% de significância; \*\* FM fertilizante mineral NPK em dose recomendada para cultura do milho; C aplicada e N aplicada massa total de carbono e nitrogênio aplicada via lodo de esgoto durante dez anos de condução do experimento, referente à aplicação anual de 0, 1, 2, 4 e 8 vezes a dose de lodo de esgoto recomendada para a cultura do milho, respectivamente; C e N teor de carbono e de nitrogênio do solo; Cap e Nap abreviação de carbono e nitrogênio aplicado via lodo de esgoto.

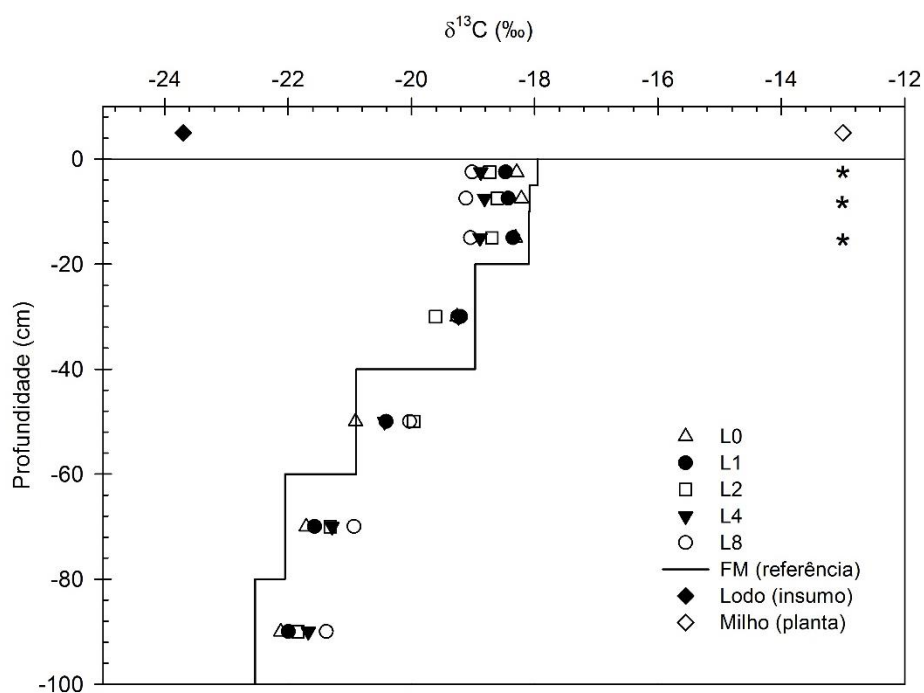
Estas diferenças do estoque de N do solo com aplicação de LE com relação ao solo que não recebeu aplicação do resíduo (L0 e FM) são pequenas se considerarmos a quantidade deste nutriente que foi adicionada via LE. Entretanto, devemos lembrar que o solo foi coletado após seis anos desde a última aplicação de LE e que neste período sem aplicação, o solo em FM foi cultivado com NPK e o solo de LE foi cultivado apenas com milho, sem nova adubação nitrogenada e passando pelos mesmos processos de preparo do solo utilizados quando ainda se incorporava o resíduo. A inversão do solo e quebra da agregação permite maior taxa de mineralização da MOS e conseqüentemente do N, em um período em que não há desenvolvimento vegetal suficiente para absorver o N mineral do solo e retorná-lo após a senescência, estimulando perdas de N por emissão gasosa, por exemplo. Além disso, existe a exportação de N pelos grãos, cuja quantidade não foi repostada por novas adições de N ao solo, de modo que os estoques que observamos hoje podem não refletir o comportamento de acúmulo que seria observado caso as avaliações fossem feitas em um período pós aplicação mais curto.

Com o uso de doses de LE Franca, foi possível observar incremento linear do estoque de C acumulado até 100 cm ( $p < 0,05$ ), com taxa de acúmulo média de  $0,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$  a cada tonelada de C aplicada e  $1,4 \text{ Mg C ha}^{-1}$  a cada tonelada de N aplicada via LE, independente da camada avaliada. Os estoques até 40 cm variaram entre 65,9 e 95,8  $\text{Mg C ha}^{-1}$  e de 153,0 a 177,6  $\text{Mg C ha}^{-1}$  quando observamos os estoques acumulados de C até 100 cm. Apenas o estoque acumulado de C obtido em L8 até 40 e 60 cm se diferenciou de FM, com incremento máximo de  $23,1 \text{ Mg C ha}^{-1}$  observado quando contabilizado até 60 cm.

A utilização deste LE permitiu que o estoque de N acumulado até 100 cm se diferenciasse de FM, com incrementos de 2,5 e 3,6  $\text{Mg N ha}^{-1}$ , respectivamente, sendo que até 80% deste montante está localizado até 40 cm.

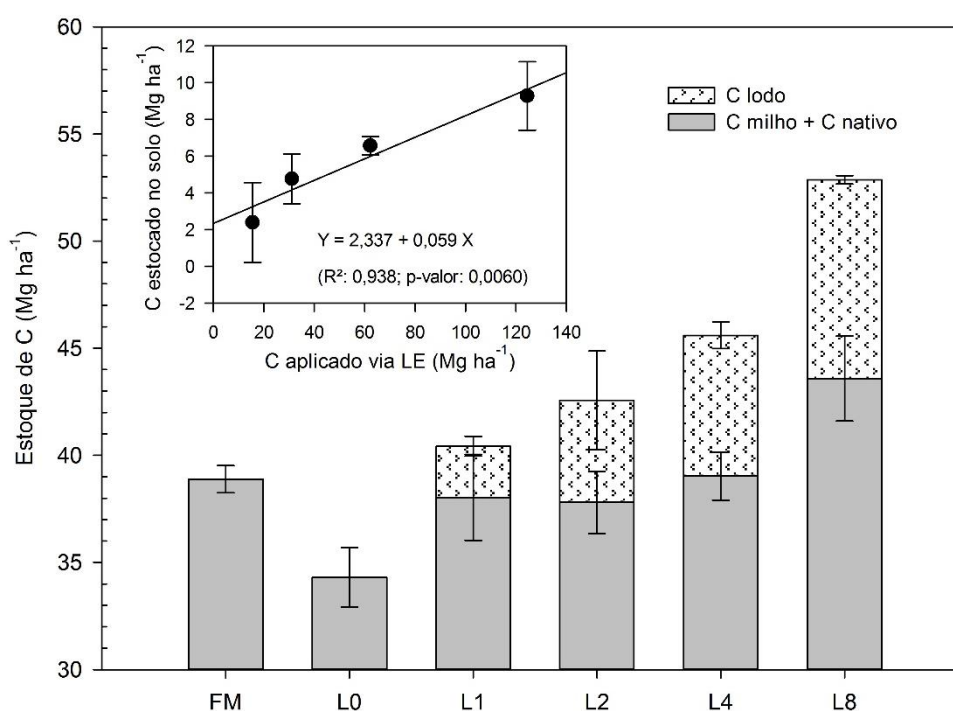
Por meio dos resultados descritos até o momento, foi possível observar que o uso de LE, independentemente de sua origem ou do tipo de solo em que foi aplicado, é capaz de incrementar teores e conseqüentemente estoques de C e N do solo. A utilização de LE pode incrementar o estoque de C do solo tanto pela adição do C de sua própria constituição, que em média é de 25% em base seca, ou mesmo pelo estímulo da produção vegetal associada e conseqüentemente, maior quantidade de fotossintetizados entrando no sistema solo, uma vez que o LE é capaz de fornecer praticamente todos os nutrientes requeridos para a produção do milho e ainda, proporciona melhoria da qualidade física do solo, sendo o principal atributo a densidade (Figura 11).

Ao observar a figura 12, se pode perceber o mesmo padrão de decréscimo do  $\delta^{13}\text{C}$  com a profundidade e a homogeneidade dos valores encontrados nos primeiros 20 cm. O efeito de dose do LE Franca foi observado para nas camadas 0-5 cm ( $\delta^{13}\text{C} = -18,4 - (-0,09)$ ;  $p = 0,016$ ;  $r^2 = 0,831$ ), 5-10 cm ( $\delta^{13}\text{C} = -18,3 - (-0,11)$ ;  $p = 0,003$ ;  $r^2 = 0,949$ ) e 10-20 cm ( $\delta^{13}\text{C} = -18,4 - (-0,09)$ ;  $p = 0,005$ ;  $r^2 = 0,851$ ), com  $\delta^{13}\text{C}$  inversamente proporcional à dose. Algumas diferenças de  $\delta^{13}\text{C}$  do solo com aplicação de doses de LE Franca foram observadas em relação ao  $\delta^{13}\text{C}$  do solo adubado com FM. Na camada 0-5 cm, apenas L0 não se diferenciou de FM, sendo que as demais doses apresentaram valores mais negativos do que FM (-0,52 a -1,06‰). Na camada 5-10 e 10-20 cm houve diferenciação de L4 e L8 com relação a FM ( $\approx -1,05\text{‰}$ ), sendo que na camada 10-20 cm, além das maiores doses também houve diferenciação de L2 em relação a FM ( $p < 0,05$ ), todos apresentando os valores mais negativos, indicando possível contribuição do LE nos estoques de C.



**Figura 12** Valores médios de  $\delta^{13}\text{C}$  (‰) de Latossolo Vermelho distroférico com histórico de aplicações anuais (dez) de doses lodo de esgoto Franca na cultura do milho. L1, dose de lodo de esgoto recomendada para cultura do milho; L2, L4 e L8, o duas, quatro e oito vezes a dose recomendada de lodo de esgoto; L0, adubação mineral fosfatada e potássica (-PK) em dose recomendada para cultura do milho; FM, fertilizante mineral NPK em dose recomendada para cultura do milho. \* diferença mínima significativa (dms) pelo teste Dunnett ( $p < 0,05$ ) entre as doses de lodo avaliadas em relação ao tratamento referência FM (linha contínua), em cada camada avaliada.

Observa-se na figura 11 menor estoque de C em L0 nas parcelas referentes a aplicação de LE Franca, entretanto o menor valor está associado a menor retenção de C derivado do milho, o que é coerente uma vez que neste tratamento, pouca biomassa se desenvolveu ao longo dos anos de experimento em função da ausência de fonte nitrogenada na adubação. A participação do C do LE Franca no estoque de C até 20 cm de profundidade foi de 6, 11, 14 e 18%, correspondente a 2,39, 4,76, 6,56 e 9,27 Mg C ha<sup>-1</sup> em L1, L2, L4 e L8, respectivamente. Estas frações de C do solo refletem 15, 15, 11 e 7% do C aplicado em L1 e L2, L4 e L8, de modo respectivo, em dez anos de condução da adubação nitrogenada.



**Figura 13** Contribuição e origem do carbono (C) no estoque da camada de solo 0-20 cm em Latossolo Vermelho distroférico cultivado com milho e fertilizado com: L1 (15,5), dose de lodo de esgoto recomendada para cultura do milho (C aplicado via LE, Mg ha<sup>-1</sup>); L2 (31), L4 (62) e L8 (124), duas, quatro e oito vezes a dose recomendada de lodo de esgoto, respectivamente; L0, adubação mineral fosfatada e potássica (-PK) em dose recomendada para cultura do milho; FM, fertilizante mineral NPK em dose recomendada para cultura do milho. Solo com histórico de uso de dez aplicações do LE Franca. Barras verticais indicam erro padrão da média (n = 3).

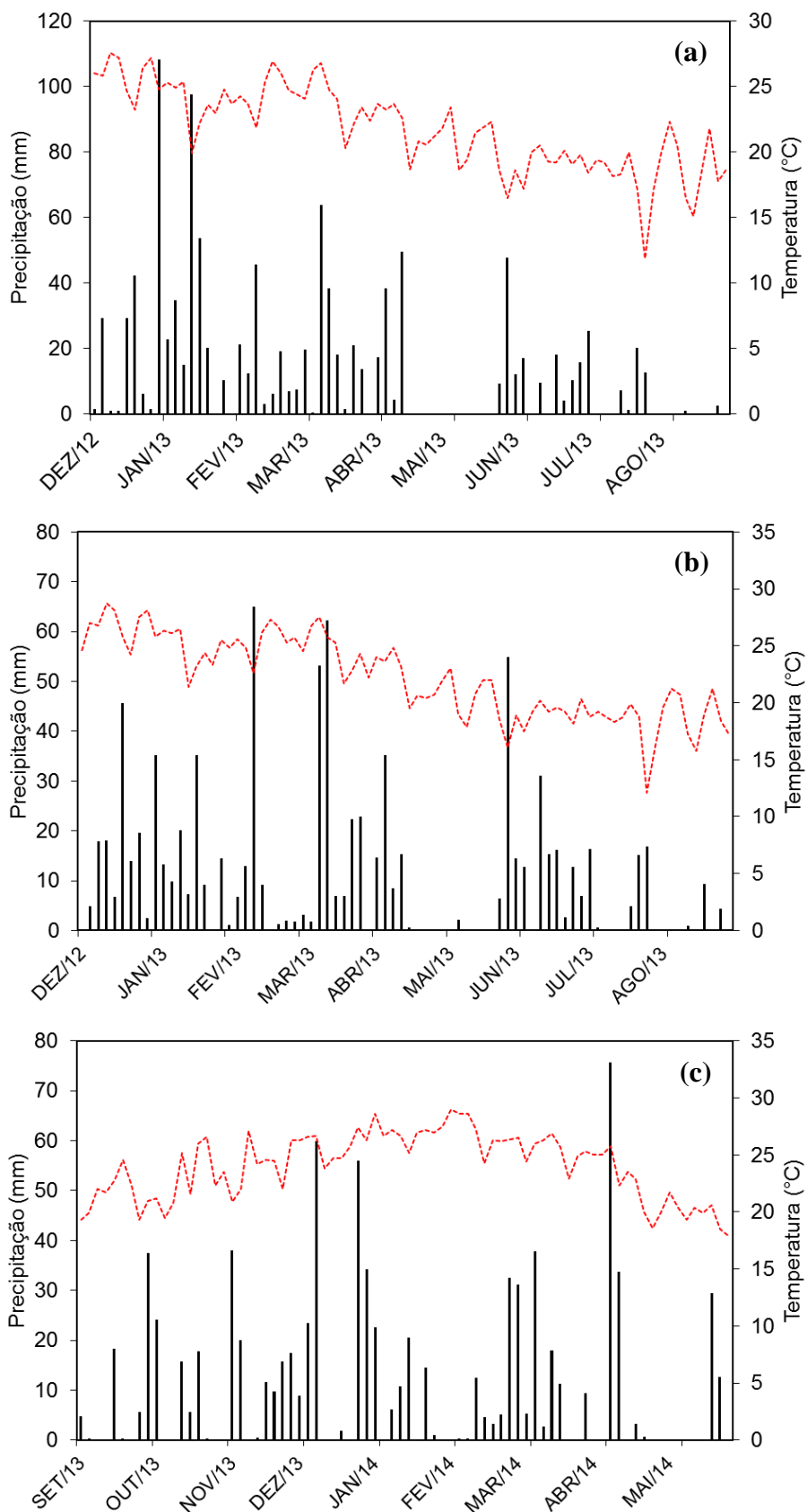
## 4.2 Emissões de gases de efeito estufa

No ciclo do milho safra 2012/2013 em Campinas-SP, foram observados os fluxos de GEE provenientes da interface solo atmosfera, tanto do solo em que não houve aplicação nitrogenada, sendo a resposta em função do efeito residual das adubações passadas, e no solo com nova adubação, tanto por fertilizante mineral quanto por LE em dose recomendada para a cultura. Foram realizadas 17 amostragens em 244 dias, entre dezembro de 2012 e agosto de 2013, entretanto, para o cômputo total (emissão acumulada) foram utilizadas apenas as amostras obtidas até uma semana após a colheita, maio de 2013, o que totaliza 16 amostragens num período de 168 dias.

Para área de Jaguariúna-SP na mesma safra, os dados obtidos seguem mesmo padrão, sendo que as 17 amostragens foram realizadas em 240 dias e as 16 amostragens utilizadas no cômputo total foram em um período de 150 dias, com término do ciclo também em maio de 2013. Nesta mesma área experimental foram observados fluxos de GEE na safra 2013/2014, de novembro de 2013 a abril de 2014, sendo que para as parcelas com uso de FM foram 36 coletas em 134 dias, nas parcelas L1 foram realizadas 34 coletas e nas demais parcelas L2, L4 e L8 foram realizadas 20 amostragens no período de 134 dias.

Os resultados aqui apresentados foram divididos por tema, o que resultou nas seções de emissão residual, emissão de nova aplicação e fatores de emissão.



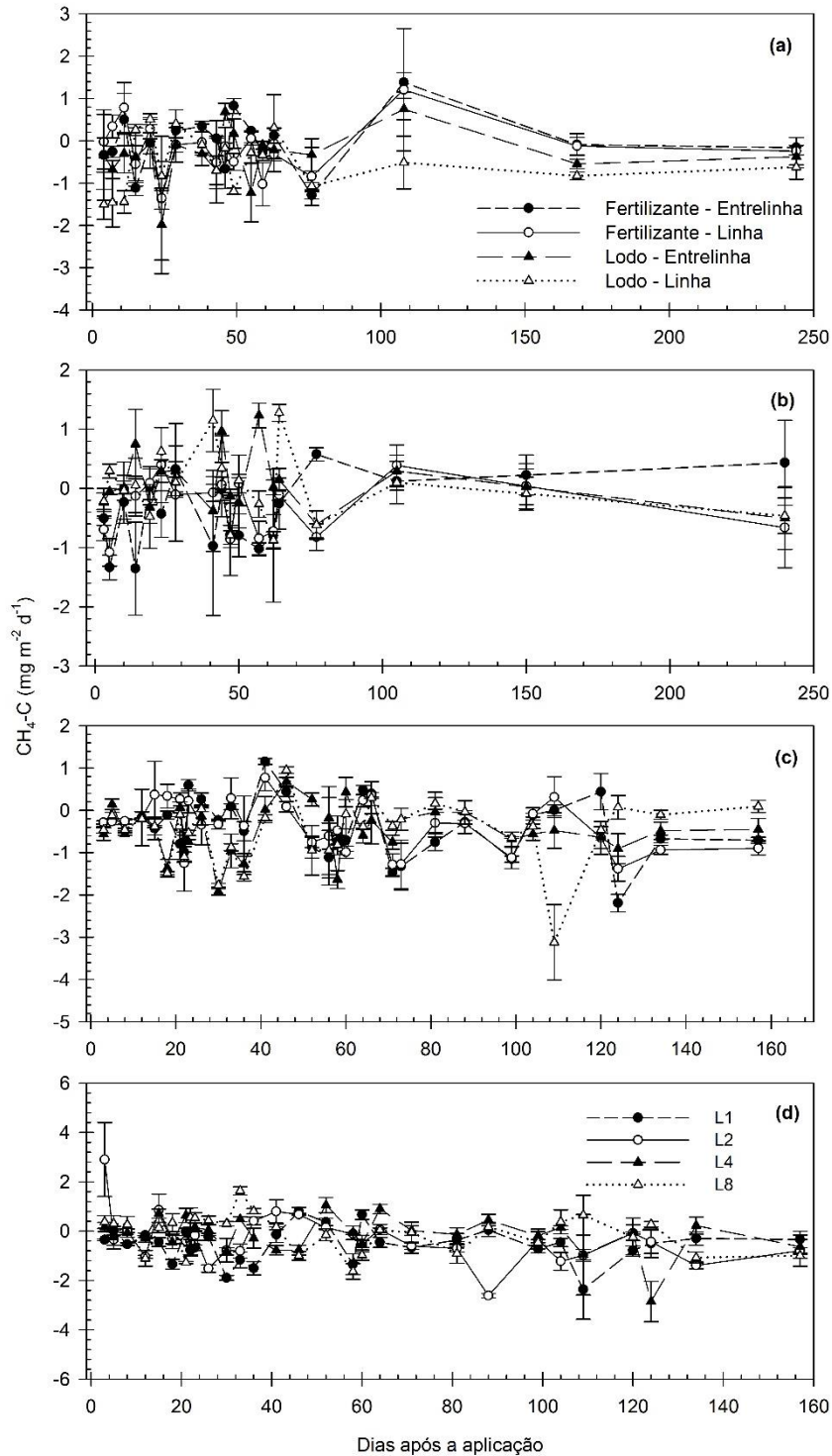


**Figura 14** Precipitação e temperatura média atmosférica durante a condução da amostragem de gases de efeito estufa. Campinas-SP, safra 2012-2013(a); Jaguariúna-SP, safras 2012-2013 (b) e 2013-2014 (c).

#### 4.2.1 Efeito residual da fonte nitrogenada

De modo geral, os fluxos residuais de CH<sub>4</sub>-C observados em solos com uso frequente de fertilização mineral ou doses de lodo de esgoto apresentam tendência de oxidação, com poucos eventos de emissão de CH<sub>4</sub>, como pode ser visualizado na figura 15. Na safra 2012-2013, cujo cuja última aplicação de LE ocorreu a quatro e dois anos em Campinas-SP e Jaguariúna-SP, respectivamente, e a fertilização mineral a um ano em ambas as áreas, não houve grande variação dos fluxos, com consumo máximo de -1,98 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> e emissão máxima de 1,38 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (Figura 15; a, b).

As observações realizadas na safra 2013-2014 em Jaguariúna-SP (Figura 15; c) retratam um efeito residual recente, uma vez que foram feitas apenas um ano após a última aplicação de LE, diferentemente das demais observações realizadas na safra 2012-2013 já descritas, em que as emissões retratavam o efeito residual em solos com quatro e dois anos sem aplicação de LE. Embora neste solo houvesse material orgânico remanescente recente, fato que poderia estimular o desenvolvimento de microsítios anaeróbicos e ativação da metanogênese, não houve maior variação nos fluxos de CH<sub>4</sub>, cujos fluxos não dependeram da fonte nitrogenada nem tampouco da localização da câmara de coleta, com valor médio observado para todos os tratamentos dentro do período amostral de -0,41 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, mesmo valor observado por Dobbie; Smith (1996) em um solo agrícola deixado em pousio na Escócia.

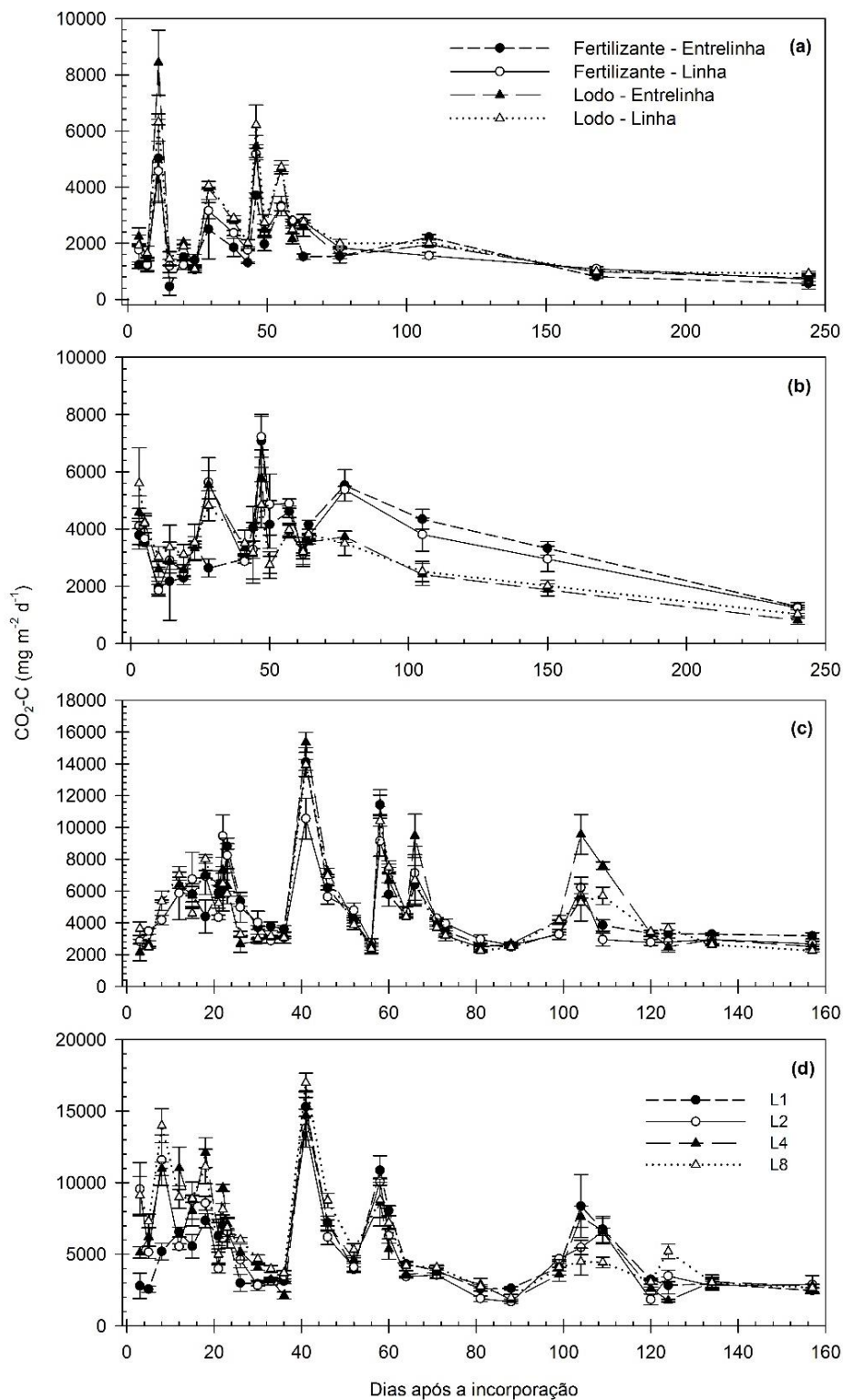


**Figura 15** Fluxos residuais de metano ( $\text{CH}_4\text{-C}$ ) em solo com histórico de uso de lodo de esgoto e fertilizante mineral na cultura do milho na área experimental de Campinas-SP, safra 2012-2013 (a); área experimental de Jaguariúna-SP, safras 2012-2013 (b) e 2013-2014 (c); e solo com histórico de uso de doses de lodo de esgoto em Jaguariúna-SP, safra 2013-2014 (d). L1, dose de lodo recomendada para a cultura do milho ( $120 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), L2, L4 e L8, doses duas, quatro e oito vezes a dose recomendada. Barras verticais representam o erro padrão ( $n = 3$ ).

O consumo de CH<sub>4</sub> em solos aerados e bem drenados é responsável pela oxidação de 10% do CH<sub>4</sub> emitido anualmente (Potter; Davidson; Verchot, 1996; Mosier *et al.*, 1997). Entretanto, esta oxidação em solos agrícolas é mais baixa do que em solos nativos não perturbados (Dobbie; Smith, 1996; Priemé *et al.*, 1997; Chan; Parkin, 2001), com fluxos dificilmente ultrapassando -15,0 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Isto porque a NH<sub>3</sub> e o NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, formas de N comumente utilizadas na adubação, competem com o CH<sub>4</sub> pelos mesmos sítios de ligação na enzima CH<sub>4</sub> mono-oxigenase (Le Mer; Roger, 2001). O efeito da adubação é persistente, podendo ainda causar danos irreversíveis a comunidade metanotrófica (Bédard; Knowles, 1989; Mosier *et al.*, 1997; Sitaula *et al.*, 2000). Segundo Priemé *et al.* (1997), o período de recomposição da microbiota e da atividade metanotrófica muito lento, que varia de meio a um século até que as taxas voltem às encontradas em solos sob ecossistemas naturais.

Emissões de CH<sub>4</sub> normalmente são significativas em solos alagados permanentemente, sendo pouco frequentes em solos aerados. Contudo, quando existentes, são em função da utilização de grande carga orgânica via resíduos, sólidos ou líquidos (Rochette; Côté, 2000), ou após longos períodos de encharcamento devido a extensa e intensa precipitação, fatores que estimulam o desenvolvimento de anaerobiose no solo (Denmead *et al.*, 2010) e ativação da microbiota responsável pela metanogênese. Em 2012 houve aplicação de em média 37 Mg C ha<sup>-1</sup> e 3,5 Mg N ha<sup>-1</sup> com a dose L8, material orgânico suficientemente grande para estimular a microbiota edáfica mesmo após um ano desde a aplicação, com criação de sítios anaeróbicos e estímulo a metanogênese, bem como N disponível para suprimir a comunidade metanotrófica. Contudo, ao observar as emissões residuais de diferentes doses de LE no solo um ano após a última aplicação (Figura 15; d), os fluxos de CH<sub>4</sub> continuaram no sentido de consumo.

Ao observar a figura 16 (a, b) é possível perceber a maior ocorrência dos fluxos de CO<sub>2</sub>-C até 80 dias de após a aplicação de LE na safra 2012-2013 em ambas áreas experimentais. O maior fluxo observado ocorreu em L1 em Campinas-SP, chegando a 8438,1 mg CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. De modo geral, os fluxos de ambas as fontes nitrogenadas e posicionamento das câmaras foram semelhantes durante todo o período observado, em média 5319,7 mg CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Ao final do período de avaliação os fluxos para todos tratamentos em Campinas-SP se mantiveram próximos a 800 mg CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> e, em Jaguariúna-SP, próximos de 2000 mg CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.



**Figura 16** Fluxos residuais de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>-C) em solo com histórico de uso de lodo de esgoto e fertilizante mineral na cultura do milho na área experimental de Campinas-SP, safra 2012-2013 (a); área experimental de Jaguariúna-SP, safras 2012-2013 (b) e 2013-2014 (c); e solo com histórico de uso de doses de lodo de esgoto em Jaguariúna-SP, safra 2013-2014 (d). L1, dose de lodo recomendada para a cultura do milho (120 kg N ha<sup>-1</sup>), L2, L4 e L8, doses duas, quatro e oito vezes a dose recomendada. Barras verticais representam o erro padrão (n = 3).

Incubando solos fertilizados com diferentes fontes de N a longo prazo, Jäger *et al.* (2011) observaram maior emissão residual de CO<sub>2</sub> em solos fertilizados com dejetos, variando entre 1,2 a 2 vezes o valor do fluxo observado em solos adubados com fertilizante mineral, e atribuíram estas diferenças ao maior teor de C observado nos solos com fertilização via resíduo. Como já descrito no presente estudo, o estoque de C do solo com histórico de aplicação de LE na área de Campinas-SP, possui em média 10 Mg C ha<sup>-1</sup> a mais nos primeiros 20 cm de solo do que o valor observado para FM. É possível supor que com a desagregação do solo, seria observada maior oxidação do C em L1 do que FM, proporcionais ao maior estoque de C neste tratamento. Aparentemente, a concentração do C no solo nesta área experimental em particular não influenciou os fluxos de CO<sub>2</sub>, provavelmente devido à maior estabilidade da MOS deste solo, seja por meios físicos, químicos e/ou bioquímicos.

Houve maior variação dos fluxos de CO<sub>2</sub> na safra 2013-2014 do que na anterior, bem como em maior magnitude, sendo possível a distinção de cinco eventos de pico de emissão (Figura 16, c). O fluxo máximo observado em L1, correspondente a 15358 mg CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> e cerca de 2,5 vezes maior que o fluxo máximo observado no ano anterior no mesmo tratamento, ocorreu um dia após 33,8 mm de precipitação em meio à época de estiagem.

Regiões de clima mediterrâneo são conhecidas pelo rápido estímulo à emissão de CO<sub>2</sub> quando reumedecidas após período de seca e este fenômeno é conhecido como efeito Birch (Jarvis *et al.*, 2007). Este efeito jaz em quatro hipóteses: rompimento da agregação e exposição da MOS após ciclos de secagem e umedecimento; rápida decomposição dos microrganismos mortos com a secagem excessiva do solo, após reestabelecidas condições normais de umidade; rápido e espontâneo crescimento da microbiota edáfica em resposta a umidade; e resposta microbiana ao estresse hipo-osmótico. De acordo com Jarvis *et al.* (2007), a magnitude dos fluxos é diretamente proporcional ao período de seca e ao conteúdo de C no solo.

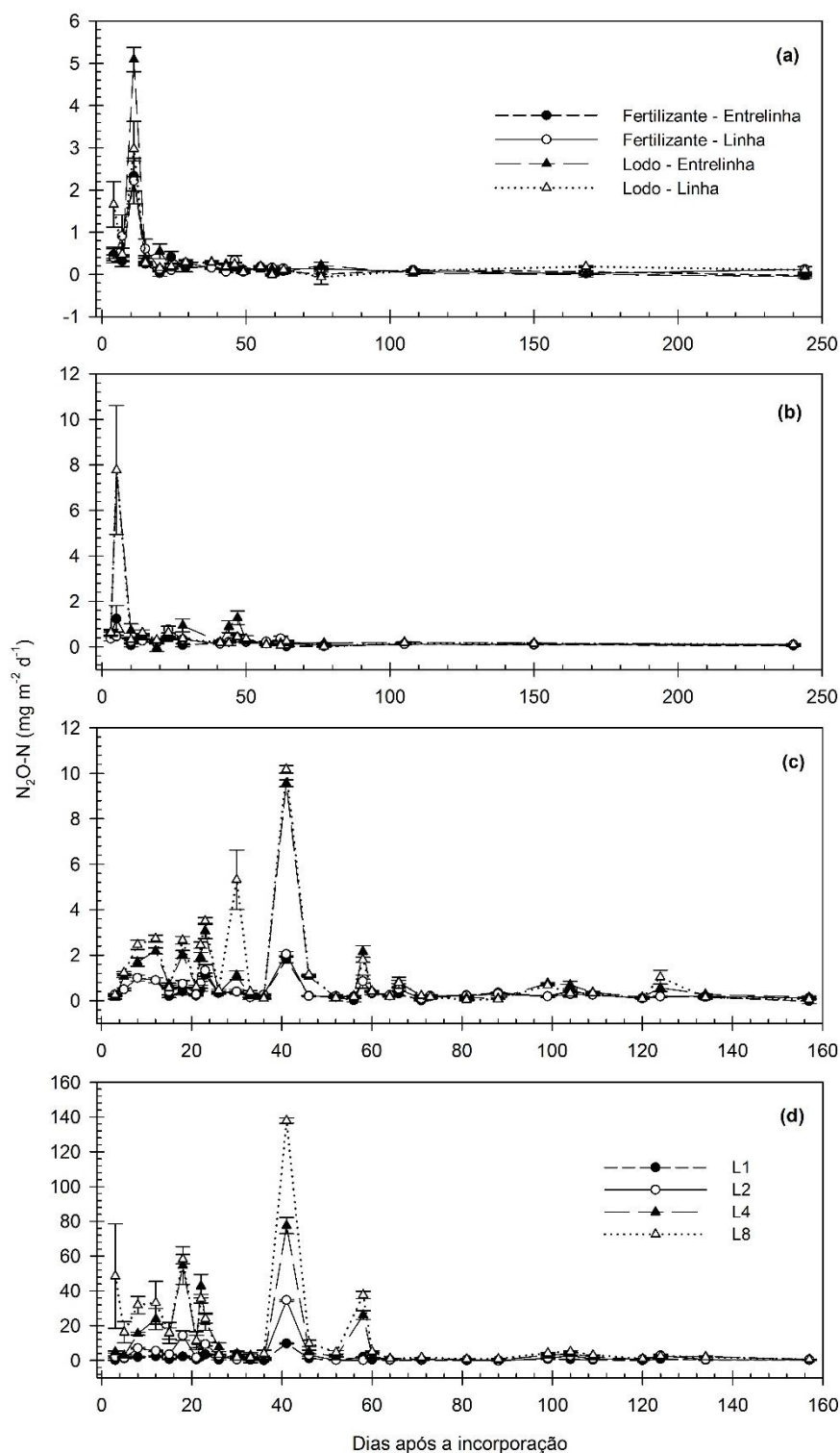
Com relação ao efeito residual das diferentes doses de C aplicadas via LE nos fluxos de CO<sub>2</sub> (Figura 16, d), provavelmente a estiagem ocorrida em 2013-2014 condicionou fluxos mais baixos que o esperado para as maiores doses quando consideradas as diferenças na quantidade de substrato adicionada no ano anterior. Provavelmente a emissão nas doses mais elevadas estiverem diminuídas em função do estresse osmótico causado por excesso de sais, agravado pela baixa umidade. Apenas um evento distinguiu bem os fluxos relacionados a cada dose, chegando ao máximo de 18000 mg CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> um dia após 33,8 mm de precipitação.

Áreas agrícolas com fertilização orgânica frequente são tidas como potenciais emissoras de N<sub>2</sub>O devido à falta de sincronicidade entre a disponibilização do N e a época de maior demanda pela cultura, além de que fertilizantes orgânicos também fornecerem fonte de C para microrganismos desnitrificantes. Em climas tropicais isto é agravado devido às altas temperaturas e principalmente aos regimes de alta precipitação, influenciando a disponibilidade de O<sub>2</sub> no solo e conseqüentemente, a emissão de N<sub>2</sub>O.

Na safra 2012-2013, na área de Campinas-SP, os fluxos de N<sub>2</sub>O foram influenciados pela alta precipitação no início do período amostral, conforme ilustrado na figura 17a. O maior fluxo observado foi de 5,1 mg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> em L1 na entrelinha, sendo que para os demais tratamentos o fluxo observado foi metade deste valor. Uma vez que o solo estava em pousio antes da semeadura do milho, é provável que na ausência de maior quantidade de biomassa vegetal, a disponibilidade de N mineral na solução do solo estivesse em níveis adequados para desencadear rapidamente a emissão de N<sub>2</sub>O após o preparo do solo e evento de precipitação. Após este pico de emissão os fluxos decaíram rapidamente com emissão média de 0,15 mg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> até o final do ciclo do milho, independente de fonte de N ou posicionamento da câmara.

Bem como em Campinas-SP, em Jaguariúna-SP os fluxos de N<sub>2</sub>O se diferenciaram apenas aos dez dias após o preparo do solo e em um período de precipitação leve (20 mm) e alta temperatura (34 °C), com fluxo máximo de 7,8 mg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> e, a partir do 14º dia foi observado fluxo médio de 0,3 mg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> para todos os tratamentos. A mineralização da MOS induzida pelo preparo do solo, somada a alta temperatura e umidade adequada provavelmente favoreceram ao pico de emissão registrado no início do ciclo do milho, uma vez que o solo fertilizado com LE em longo prazo possui maior disponibilidade de N em relação ao solo fertilizado com NPK (Ambus *et al.*, 2001; Cogger *et al.*, 2013).

Comparativamente ao ano anterior os fluxos de N<sub>2</sub>O registrados na safra 2013-2014 foram maiores (Figura 17, c), sendo que os picos de emissão estão associados ao período de precipitação, tal como descrito para o CO<sub>2</sub>. Devido à estiagem, a via metabólica de emissão pode ter sido a nitrificação, pois mesmo nos eventos de precipitação a elevação da umidade volumétrica não passou de 40% do espaço poroso preenchido por água em todo o período amostral.



**Figura 17** Fluxos residuais de óxido nitroso ( $N_2O-N$ ) em solo com histórico de uso de lodo de esgoto e fertilizante mineral na cultura do milho na área experimental de Campinas-SP, safra 2012-2013 (a); área experimental de Jaguariúna-SP, safras 2012-2013 (b) e 2013-2014 (c); e solo com histórico de uso de doses de lodo de esgoto em Jaguariúna-SP, safra 2013-2014 (d). L1, dose de lodo recomendada para a cultura do milho ( $120\ kg\ N\ ha^{-1}$ ), L2, L4 e L8, doses duas, quatro e oito vezes a dose recomendada. Barras verticais representam o erro padrão ( $n = 3$ ).

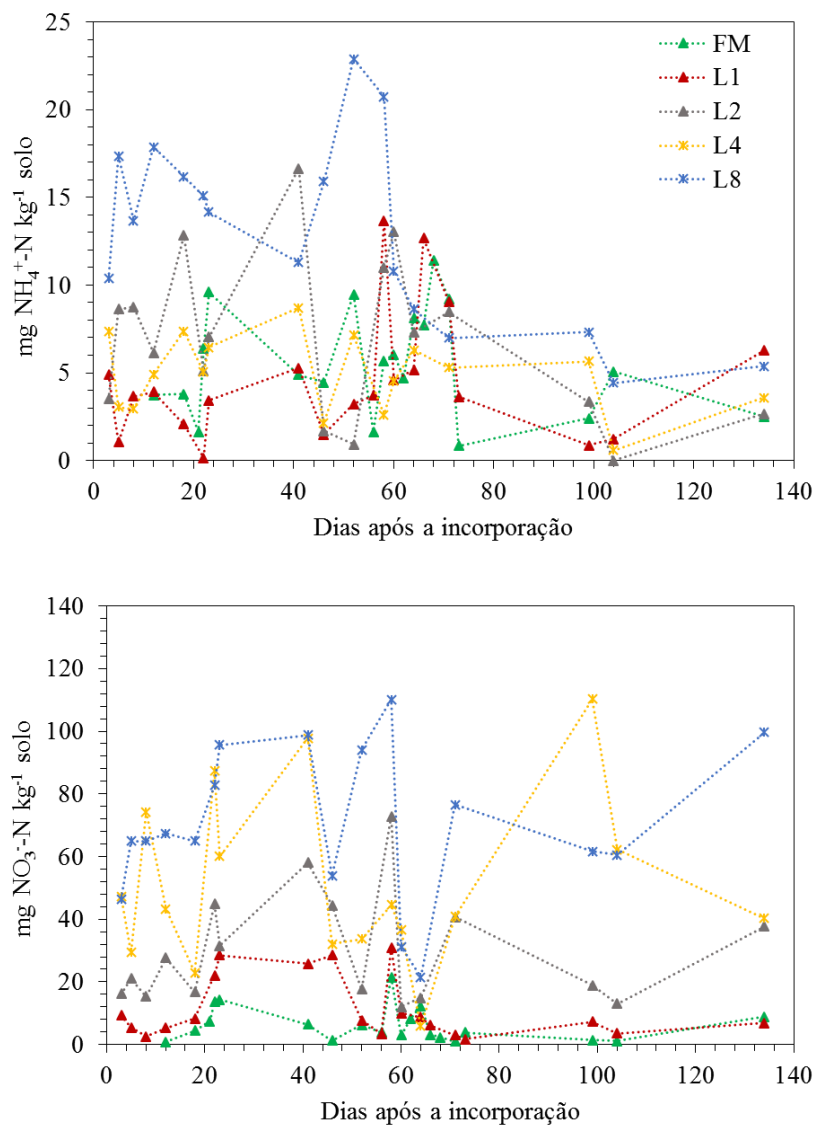


De acordo com Linn; Doran (1984), abaixo de 60% do espaço poroso preenchido por água a via metabólica do N que prevalece no solo é a nitrificação. Entretanto, mediante a alta atividade microbiana, sítios anaeróbios podem ser desenvolvidos e, somados a disponibilidade de substrato, tanto de C orgânico quanto de  $\text{NO}_3^-$ , este último devido a menor absorção pelo milho, emissões via desnitrificação também podem ter ocorrido.

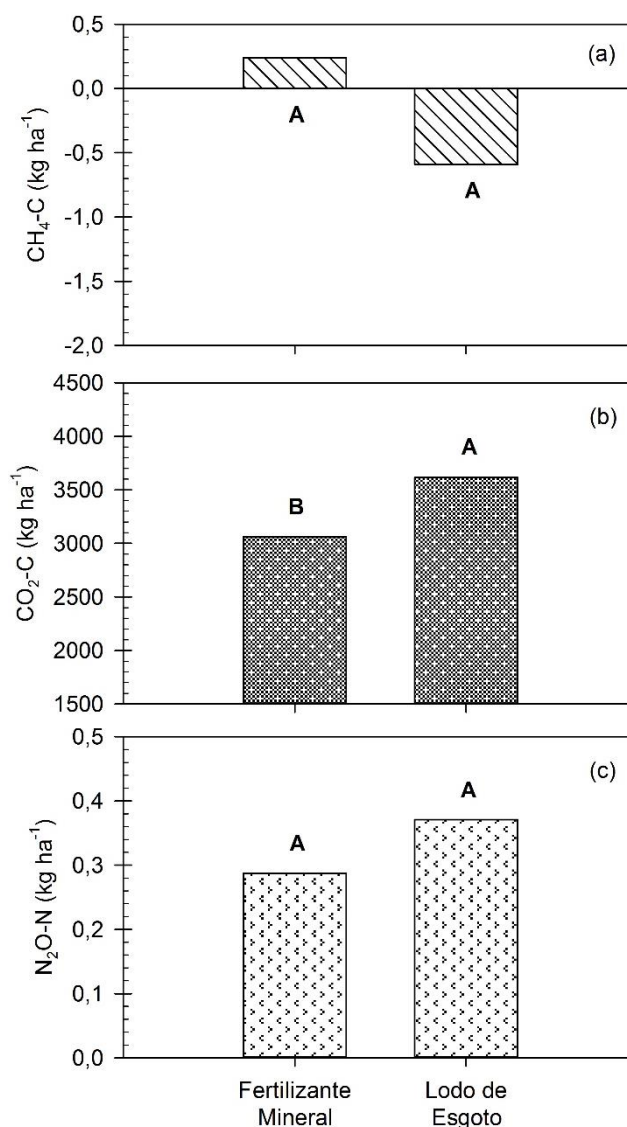
As emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  do efeito residual de dose de LE também foram condicionadas aos eventos de precipitação, conforme observado na figura 17d, com maiores fluxos em L4 e L8. O fluxo máximo de emissão, característico aos 41 dias após a incorporação foi de 10,2, 34,6, 77,6 e 137,9  $\text{mg N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{d}^{-1}$  em L1, L2, L4 e L8, respectivamente. Os principais fatores que limitam às emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  por desnitrificação são a disponibilidade de C lábil, N inorgânico, mais precisamente  $\text{NO}_3^-$  e,  $\text{O}_2$ .

Nas maiores doses, ao contabilizar o C e o N adicionados via LE e restos culturais, observamos uma baixa relação C/N, indicativo de mineralização líquida. Devido à falta de umidade, é possível que somente microrganismos adaptados tenham sobrevivido, consumindo o C residual a baixas taxas, conhecidos como K-estrategistas. Desta forma, o C foi respirado pela microbiota edáfica para sua manutenção metabólica e devido à ausência de umidade e de biomassa vegetal, houve um saldo positivo e não limitante de N mineral no solo após a mineralização, uma vez que as perdas por absorção e lixiviação, bem como imobilização estavam reduzidas. Quando eventos de precipitação ocorreram após longo período de seca, a rápida ativação dos microrganismos r-estrategistas frente a disponibilidade de substrato pode ter diminuído a pressão parcial de  $\text{O}_2$  do solo, permitindo sítios de anaerobiose. A anaerobiose somada a disponibilidade de C e N mineral favoreceriam a desnitrificação.

Quando integrados os fluxos obtidos durante a safra 2012-2013 na área de Campinas-SP, e extrapoladas estas emissões para um hectare, é possível observar efeito de fonte nitrogenada apenas para o montante de  $\text{CO}_2$  emitido, de forma que o solo com maior estoque de C emitiu mais  $\text{CO}_2$ , neste caso com diferença de 552,9  $\text{kg CO}_2\text{-C ha}^{-1} \text{ ciclo}^{-1}$  (Figura 19).



**Figura 18** Teores de N mineral ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ) do solo, na camada 0-10 cm, um ano após a última aplicação de fertilizante mineral (FM) e doses de lodo de esgoto (L; 1, 2, 4 e 8 vezes a dose recomendada para a cultura do milho). Valores médios ( $n = 3$ ) observados no cultivo de milho, safra 2013-2014, Jaguariúna-SP.

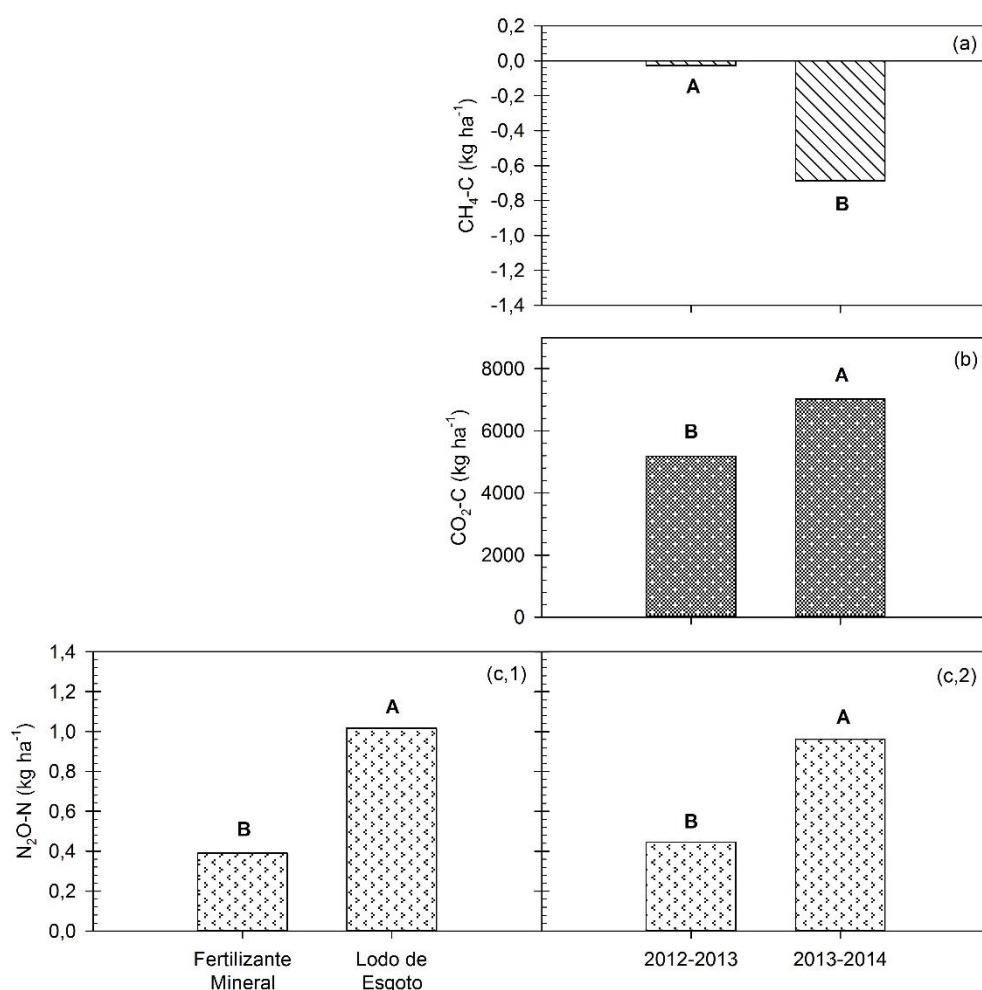


**Figura 19** Efeito residual do fertilizante mineral e do lodo de esgoto nas emissões acumuladas (168 dias) de metano (CH<sub>4</sub>-C), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>-C) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O-N) em Latossolo Vermelho eutroférrico textura argilosa, um ano após a última aplicação de fertilizante e quatro anos após a última aplicação de lodo, Campinas-SP. Valores médios acompanhados de letras maiúsculas iguais entre as fontes nitrogenadas não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de significância (n = 3).

Panosso *et al.* (2011) modelaram vários parâmetros relacionados à fertilidade e física do solo em áreas de cana de açúcar sob sistemas de colheita com e sem queima e puderam observar que 46% da variação no montante de CO<sub>2</sub> emitido pode ser explicada pelos estoques de C do solo. De acordo com os autores, maiores estoques indicam maior disponibilidade de C para atividade microbiana. Com relação ao montante de C emitido via CO<sub>2</sub>, Silva-Olaya *et al.* (2013) observaram emissão acumulada de 3,5 Mg CO<sub>2</sub>-C ha<sup>-1</sup> em 44

dias após o preparo de um Latossolo sob cultivo de cana de açúcar, quantidade similar à observada no presente estudo.

A emissão média acumulada de  $N_2O$  foi de  $0,35 \text{ kg } N_2O-N \text{ ha}^{-1}$ , não havendo diferença entre as fontes nitrogenadas, de modo que o maior estoque de N do solo com histórico de uso de lodo não influenciou as emissões (Figura 19). Como já comentado, o maior estoque de N no solo com uso de LE em relação ao solo com uso de FM é devido, principalmente, à maior estabilidade da MO do LE adicionado (Andrade; Oliveira; Cerri, 2006), e portanto, este maior estoque necessariamente não reflete maior emissão de  $N_2O$ .



**Figura 20** Efeito residual do fertilizante mineral e do lodo de esgoto nas emissões acumuladas (150 dias) de metano ( $CH_4-C$ ), dióxido de carbono ( $CO_2-C$ ) e óxido nitroso ( $N_2O-N$ ) em Latossolo Vermelho distroférico textura argilosa, safras 2012-2013 e 2013-2014, Jaguariúna-SP. Valores médios acompanhados de letras maiúsculas iguais entre safras (a; b; c,2) e entre as fontes nitrogenadas (c,1) não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de significância ( $n = 3$ ).

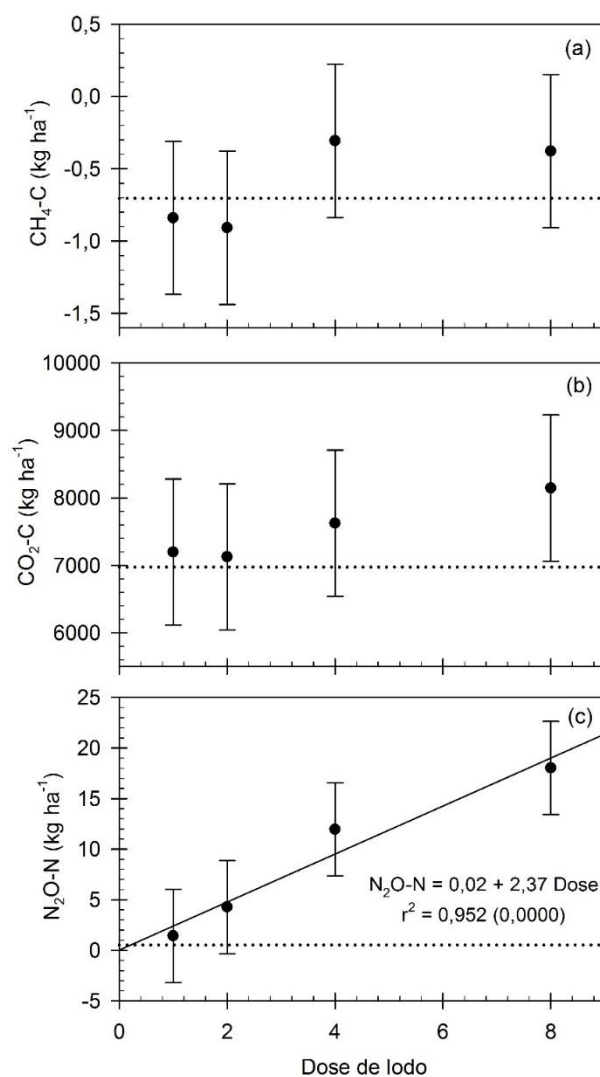
A emissão acumulada de GEE obtida para o agroecossistema localizado em Jaguariúna-SP está ilustrada na figura 20. De modo geral, o efeito da fonte nitrogenada foi observado apenas para N<sub>2</sub>O, sendo que para os demais GEE houve distinção entre as safras avaliadas. O consumo de CH<sub>4</sub> na safra 2013-2014 foi 25 vezes maior que o observado em 2012-2013. Dobbie; Smith (1996) observaram as taxas de oxidação de CH<sub>4</sub> em solos florestais e agrícolas na Escócia, encontraram correlação negativa entre a taxa de oxidação e a umidade do solo, concordando com o resultado observado no presente estudo, uma vez que no período de observação da segunda safra (nov/13 a abr/14) a precipitação acumulada foi de 448 mm, 37% menor que os 713 mm observados na primeira safra (dez/12 a mai/13), conforme se pode observar na figura 14.

Alta temperatura, aliada a períodos esparsos de precipitação também influenciaram no montante de CO<sub>2</sub> emitido na safra 2013-2014, em que foram observados 1838,3 kg CO<sub>2</sub>-C ha<sup>-1</sup> a mais do que os 5186,5 kg CO<sub>2</sub>-C ha<sup>-1</sup> observados na safra anterior. A emissão acumulada N<sub>2</sub>O foi maior no solo com histórico de uso de LE (1,02 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> ciclo<sup>-1</sup>), cerca de 2,6 vezes o valor observado para FM (0,39 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> ciclo<sup>-1</sup>), independente da safra. Entretanto, foi verificada maior emissão na safra 2013-2014, independentemente da fonte nitrogenada, com emissão de 0,96 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> ciclo<sup>-1</sup>, conforme pode ser observado na figura 20, item c2.

Maiores emissões residuais de N<sub>2</sub>O em solos adubados com fertilizantes orgânicos também foram verificadas por Aita *et al.* (2015) na região sul do Brasil. Os autores relatam que mesmo na ausência de nova adubação no cultivo do milho, os níveis de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> do solo permanecerem altos nas parcelas que no ano anterior foram fertilizadas com dejetos suíno, reflexo também observado na maior emissão *background* de N<sub>2</sub>O. Segundo os autores, para eliminar o efeito residual da fertilização com dejetos, foram necessários dois cultivos sucessivos com gramíneas, milho e trigo, sem nenhuma adubação, para diminuir os níveis de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> do solo e conseqüentemente, a emissão *background* de N<sub>2</sub>O.

Embora não existam resultados dos teores de N mineral do solo na safra 2012-2013, é possível supor que após dois anos sem nova aplicação de LE, os níveis de N mineral estariam menores do que os observados na safra 2013-2014 (Figura 18), cuja aplicação de LE ocorreu a apenas um ano antes. A maior emissão de N<sub>2</sub>O registrada na safra 2013-2014 conforme ilustra a figura 20, item c,2, certamente reflete o efeito residual do N aplicado via LE na safra 2012-2013, que foi mais pronunciado devido ao menor intervalo entre a observação dos fluxos e a última adubação nitrogenada.

Com relação ao efeito residual das doses de LE sobre as emissões acumuladas de GEE no agroecossistema, podemos observar na figura 21 que não houve efeito de dose sobre as emissões acumuladas de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, sendo que para N<sub>2</sub>O existe uma relação direta. A oxidação do CH<sub>4</sub> variou entre 0,3 e 0,9 kg CH<sub>4</sub>-C ha<sup>-1</sup>. A emissão acumulada de CO<sub>2</sub> variou entre 7000 e 8000 kg CO<sub>2</sub>-C ha<sup>-1</sup> aproximadamente, sendo que L8 foi a única dose que apresentou emissão superior à encontrada em FM (p < 0,05) segundo o teste Dunnett.



**Figura 21** Efeito residual do fertilizante mineral e do lodo de esgoto nas emissões acumuladas (157 dias) de metano (CH<sub>4</sub>-C), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>-C) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O-N) em Latossolo Vermelho distroférrico textura argilosa, um ano após a última aplicação de diferentes doses de lodo de esgoto na cultura do milho, Jaguariúna-SP. L1, dose de lodo recomendada para a cultura do milho (120 kg N ha<sup>-1</sup>), L2, L4 e L8, doses duas, quatro e oito vezes a dose recomendada. Linha contínua representa a regressão polinomial. Linha pontilhada representa valor médio da emissão no tratamento controle fertilizante mineral (FM). Barras verticais representam a diferença mínima significativa (dms) entre o tratamento controle e os demais tratamentos pelo teste Dunnett a 5% de significância.

Como esperado, solos com longo histórico de aplicação de resíduos com alto teor de N teriam maior capacidade em emitir N<sub>2</sub>O, de modo que a cada dose de LE utilizada foram emitidos 2,4 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> respectivos à mineralização da MOS e do LE aplicado anteriormente.

#### 4.2.2 Efeito da aplicação da fonte nitrogenada

A reaplicação de LE após quatro anos sem o uso do resíduo em Campinas-SP e após dois anos em Jaguariúna-SP, safra 2012-2013, de modo geral, não estimulou a emissão de CH<sub>4</sub> ou inibiu a metanotrofia como pode ser observado na figura 22 (a,b), com fluxos similares aos observados no solo sem aplicação de fonte nitrogenada (Figura 15; a, b), com pequenos fluxos tanto no sentido de emissão quanto no de consumo de CH<sub>4</sub> pelo solo. O mesmo pode ser observado na safra 2013-2014 em Jaguariúna-SP (Figura 18, c).

O uso de doses de LE estimulou a emissão de CH<sub>4</sub> imediatamente após a incorporação (Figura 22, d), principalmente em L2, L4 e L8, que se estendeu até a sexta semana, entretanto nunca passando de 1,35 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

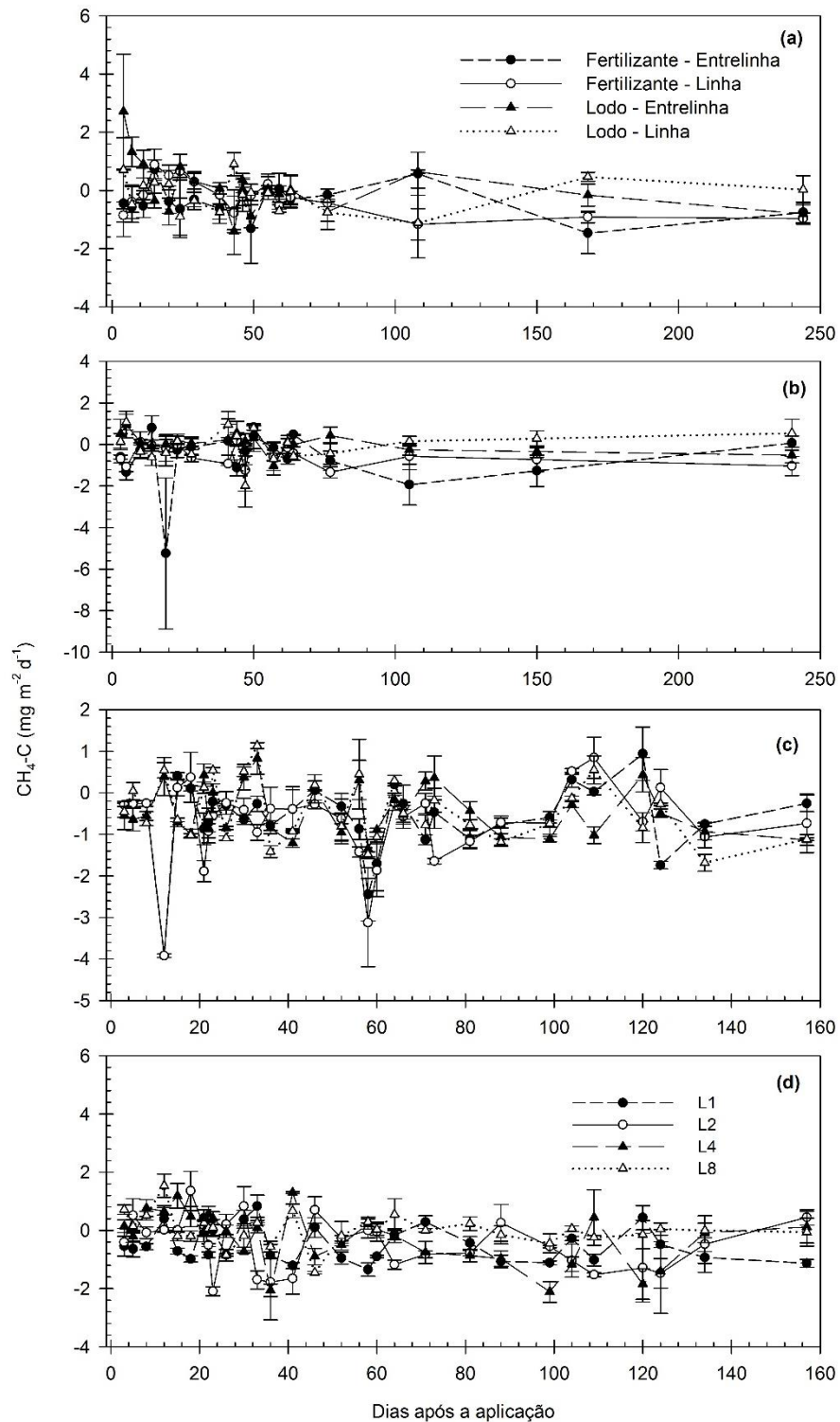
Ambus *et al.* (2001) aplicando 2,8 Mg LE ha<sup>-1</sup> (84 kg N ha<sup>-1</sup>) no cultivo de cevada e trigo na Dinamarca também observaram diminuição da atividade metanotrófica e relatam que isto se deve ao aumento das taxas de nitrificação em detrimento da metanotrofia. Os autores ainda encontraram emissão deste gás logo após a aplicação que se estendeu por um período de sete semanas, embora a fluxos de 1,1 mg CH<sub>4</sub>-C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, similar ao observado no presente estudo. Em condições tropicais, Fernandes *et al.* (2005) observaram fluxo médio de 2,4 µg CH<sub>4</sub>-C d<sup>-1</sup> em Jaguariúna-SP na terceira e quarta aplicação do LE Barueri, independente da dose ou fonte nitrogenada aplicada.

A aplicação de LE em dose recomendada para a cultura do milho induziu maiores fluxos de CO<sub>2</sub> ao longo do ciclo quando comparado com o uso de NPK, em ambas as áreas experimentais e safras avaliadas (Figura 23; a, b, c).

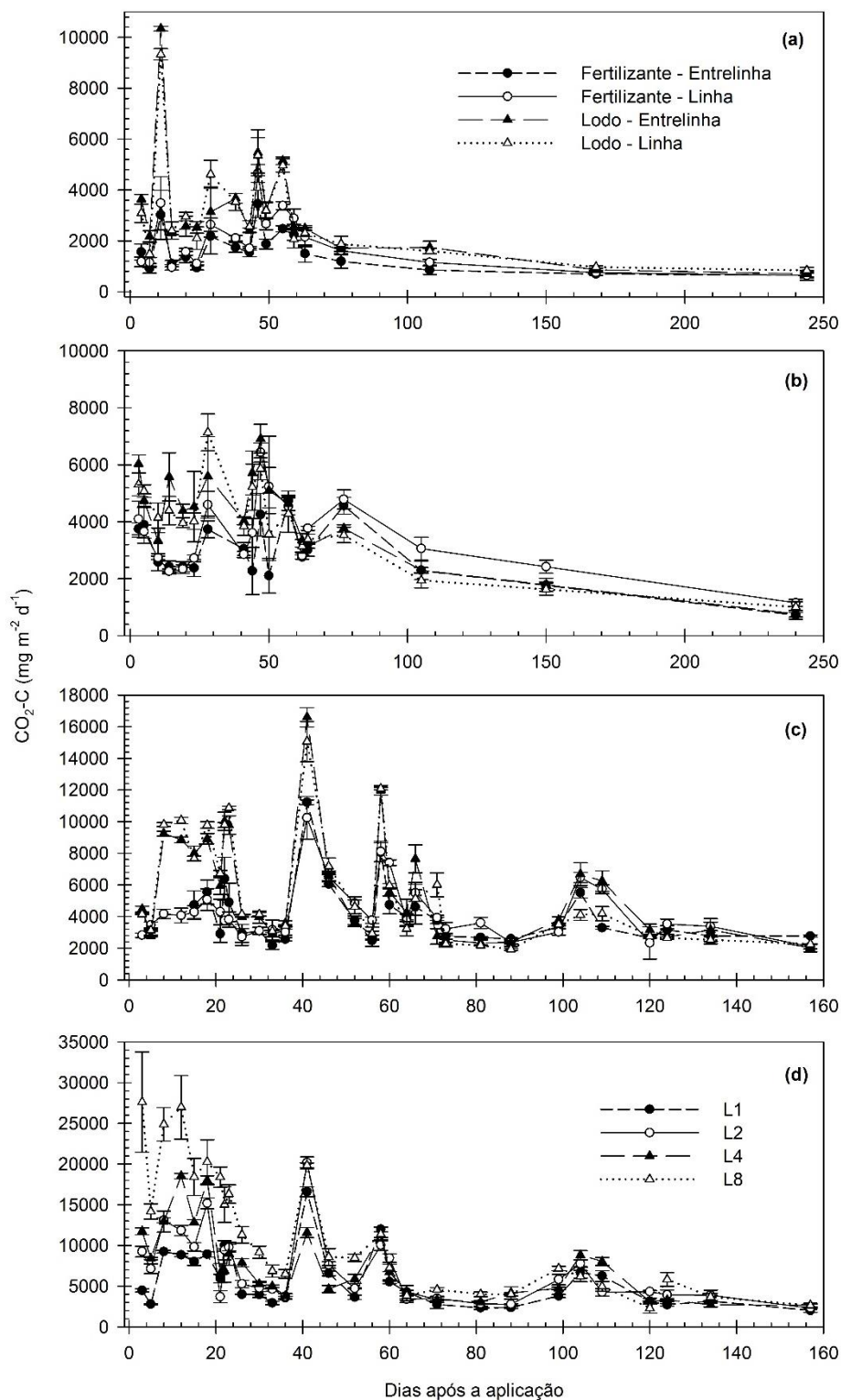
A distribuição temporal de picos de emissão de CO<sub>2</sub> é em função de eventos de precipitação, principalmente em Jaguariúna na safra 2013-2014, como ilustrado na figura 23 (c). De modo geral, a incorporação de C via LE possibilitou em média, fluxos 50% maiores aos observados em FM

A safra, 2013-2014 foi realizada em um ano atípico para o sudeste brasileiro, em que houve um período prolongado de extrema seca. Deste modo, mesmo a ocorrência de pequenas precipitações foi suficiente para estimular a rápida e positiva retomada da atividade pela microbiota edáfica, o que caracterizou os pulsos de emissão de CO<sub>2</sub> e também de N<sub>2</sub>O, principalmente no solo com uso de LE. Como já comentado, este comportamento de ativação da microbiota edáfica é comum em locais áridos com chuvas esporádicas, em que a melhora das condições osmóticas causa rápida e intensa ativação da microbiota, diretamente proporcional a quantidade de C do solo e ao período de estiagem (Austin *et al.*, 2004; Jäger *et al.*, 2011). Mesmo que esparsos, estes pulsos de emissão são, muitas vezes, responsáveis por mais da metade da emissão calculada para todo o período de observação e, portanto, importantes de serem registrados.





**Figura 22** Fluxos diários de metano ( $\text{CH}_4\text{-C}$ ) após a aplicação de lodo de esgoto e fertilizante mineral na cultura do milho na área experimental de Campinas-SP, safra 2012-2013 (a); área experimental de Jaguariúna-SP, safras 2012-2013 (b) e 2013-2014 (c); e com aplicação de doses de lodo de esgoto em Jaguariúna-SP, safra 2013-2014 (d). L1, dose de lodo recomendada para a cultura do milho ( $120 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), L2, L4 e L8, doses duas, quatro e oito vezes a dose recomendada. Barras verticais representam o erro padrão ( $n = 3$ ).



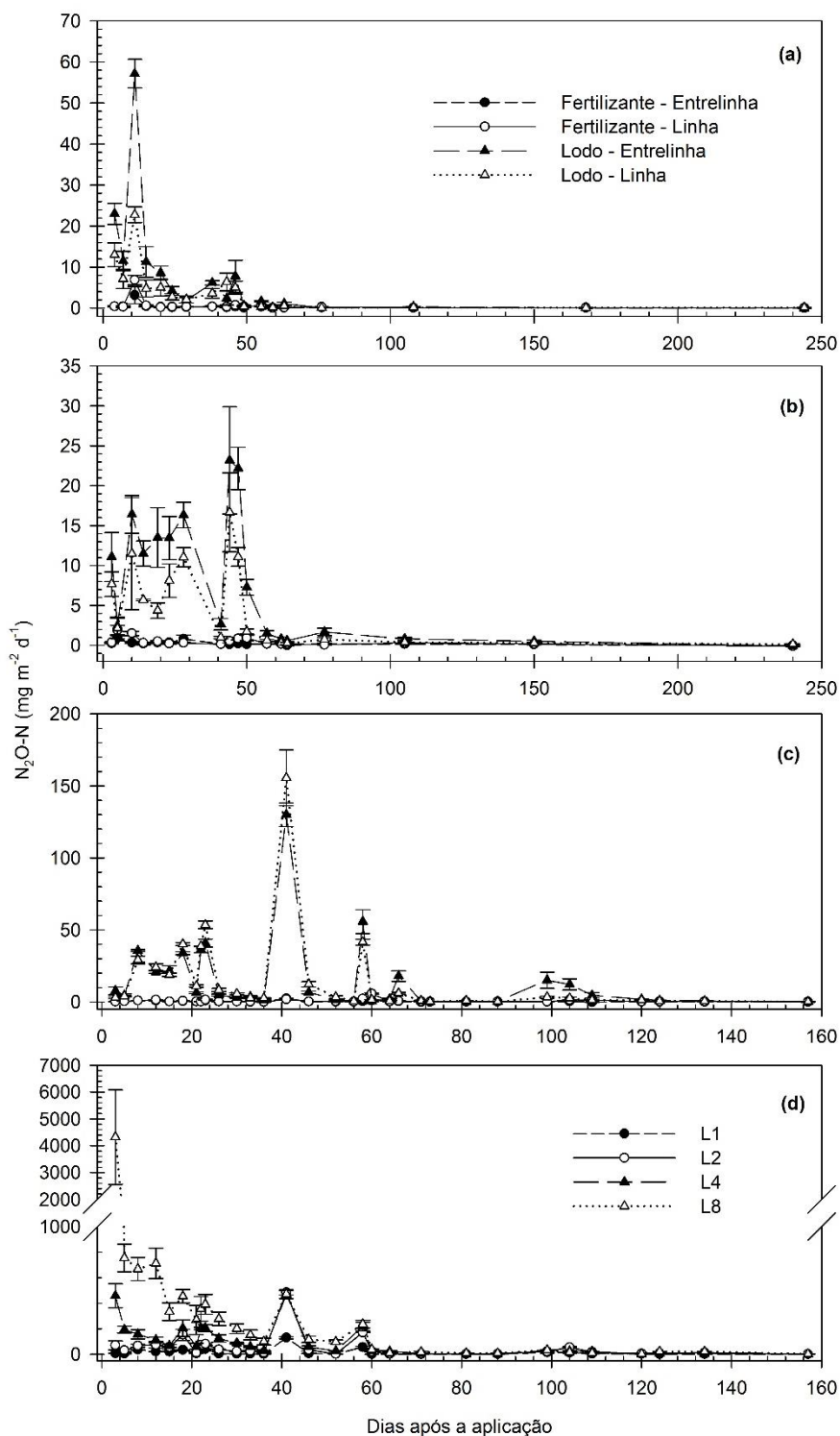
**Figura 23** Fluxos diários de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>-C) após a aplicação de lodo de esgoto e fertilizante mineral na cultura do milho na área experimental de Campinas-SP, safra 2012-2013 (a); área experimental de Jaguariúna-SP, safras 2012-2013 (b) e 2013-2014 (c); e com aplicação de doses de lodo de esgoto em Jaguariúna-SP, safra 2013-2014 (d). L1, dose de lodo recomendada para a cultura do milho (120 kg N ha<sup>-1</sup>), L2, L4 e L8, doses duas, quatro e oito vezes a dose recomendada. Barras verticais representam o erro padrão (n = 3).

As emissões de CO<sub>2</sub> foram relativamente altas nas parcelas com aplicação de doses de LE, chegando a 27614,3 mg CO<sub>2</sub>-C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> em L8 no primeiro dia após a incorporação e um segundo pico de igual magnitude no décimo oitavo dia, um dia após 18 mm de precipitação (Figura 23, c). A partir desta data foi observada queda gradativa dos fluxos em todas as doses até o 41º dia após a incorporação, quando outro pico de emissão ocorreu em função de mais um evento de precipitação.

O mesmo evento de precipitação estimulou o fluxo de N<sub>2</sub>O em todos os tratamentos, com maior fluxo observada emissão duas vezes maior na linha de semeadura em FM (6,87 mg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) do que na entrelinha, sendo o contrário verdadeiro para LE, em que o fluxo observado na entrelinha (57,14 mg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) foi o dobro do observado na linha de semeadura. Após este evento de precipitação o fluxo de N<sub>2</sub>O continuou elevado em LE (4,94 mg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) até o 46º dia após a incorporação, depois foi diminuindo até o final do ciclo, muito provavelmente devido a absorção ativa de N pelo milho a partir desta data. Não houve pico de emissão após a adubação de cobertura em FM.

Como esperado, a aplicação da dose recomendada de LE elevou os fluxos de N<sub>2</sub>O em comparação com a fertilização mineral até a 11ª semana, em ambas as áreas experimentais monitoradas na safra 2012-2013 (Figura 24; a, b). Uma vez que o LE foi distribuído e incorporado em área total, maiores fluxos foram observados na entrelinha, onde provavelmente não houve absorção ativa de N mineral pelas raízes do milho. Embora a fertilização mineral ocorra de forma localizada na linha de semeadura, inclusive na adubação de cobertura, maiores emissões não foram observadas com relação à entrelinha.

Os fluxos ocorridos na safra 2013-2014 (Figura 24, c) foram maiores que os observados na safra anterior, muito provavelmente devido a um efeito sinérgico com o N residual. A umidade presente no LE provavelmente sustentou a maior emissão observada no início do ciclo, diminuindo aos 23 dias e voltando a crescer culminando no maior fluxo observado no 41º dia, 155,6 mg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> na entrelinha e 129,9 mg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> na linha de semeadura. Os fluxos em FM não ultrapassaram 5,7 mg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, fluxo máximo encontrado 10 dias após a adubação de cobertura, 27 vezes menor do que o fluxo máximo observado na presença de LE.



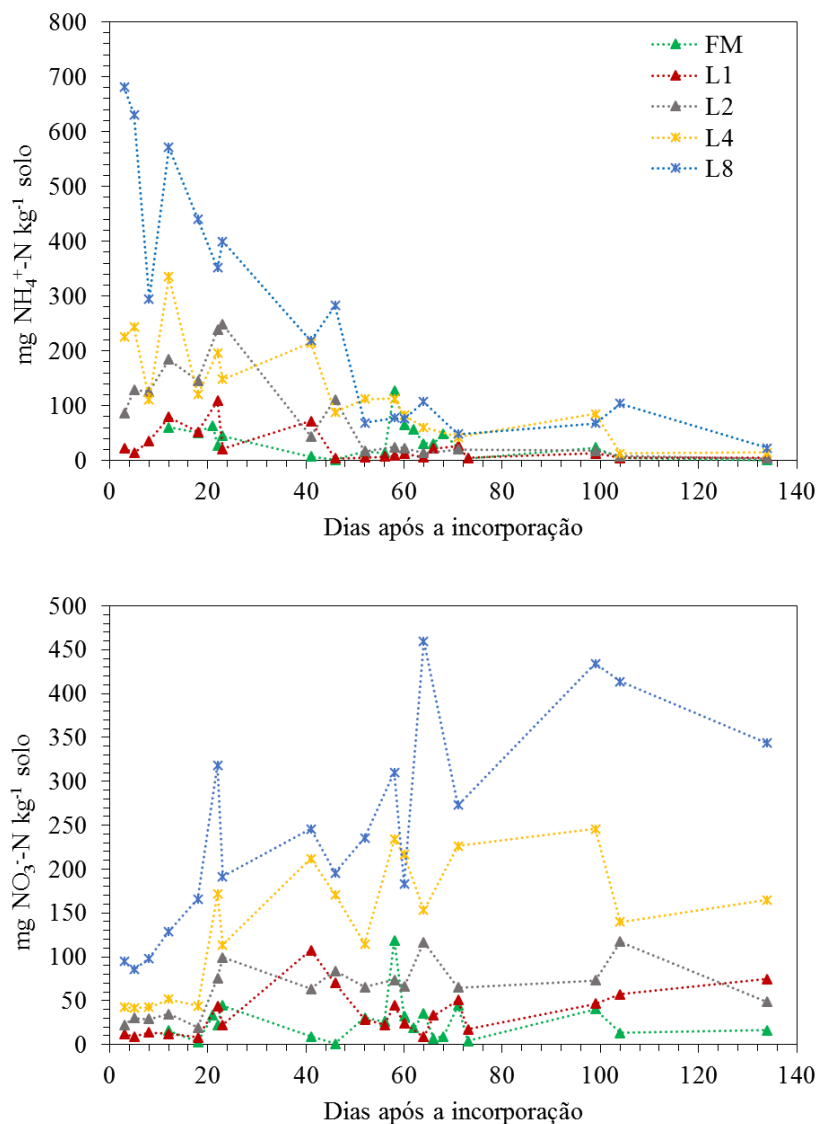
**Figura 24** Fluxos diários de óxido nitroso ( $N_2O-N$ ) após a aplicação de lodo de esgoto e fertilizante mineral na cultura do milho na área experimental de Campinas-SP, safra 2012-2013 (a); área experimental de Jaguariúna-SP, safras 2012-2013 (b) e 2013-2014 (c); e com aplicação de doses de lodo de esgoto em Jaguariúna-SP, safra 2013-2014 (d). L1, dose de lodo recomendada para a cultura do milho ( $120\ kg\ N\ ha^{-1}$ ), L2, L4 e L8, doses duas, quatro e oito vezes a dose recomendada. Barras verticais representam o erro padrão ( $n = 3$ ). A escala utilizada antes da parada existente no eixo Y em (d) possui intervalos regulares de  $200\ mg\ m^{-2}\ d^{-1}$ .

Os fluxos diários de N<sub>2</sub>O aumentaram conforme o aumento da dose de LE utilizada (Figura 24, d), com pico de emissão ocorrendo logo após a incorporação do resíduo e diminuindo gradativamente até o 41º dia, onde foi observado outro pico de emissão, porém de magnitude muito inferior ao observado no começo. Os maiores fluxos registrados em L1, L2, L4 e L8 foram de 155,6, 485,5, 467,1 e 4322,4 mg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, respectivamente. A partir do último pico de emissão observado no dia 52, o fluxo médio até o final do período de observação foi de 20,7 mg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> em L2, L4 e L8 e em L1 de 6,2 mg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

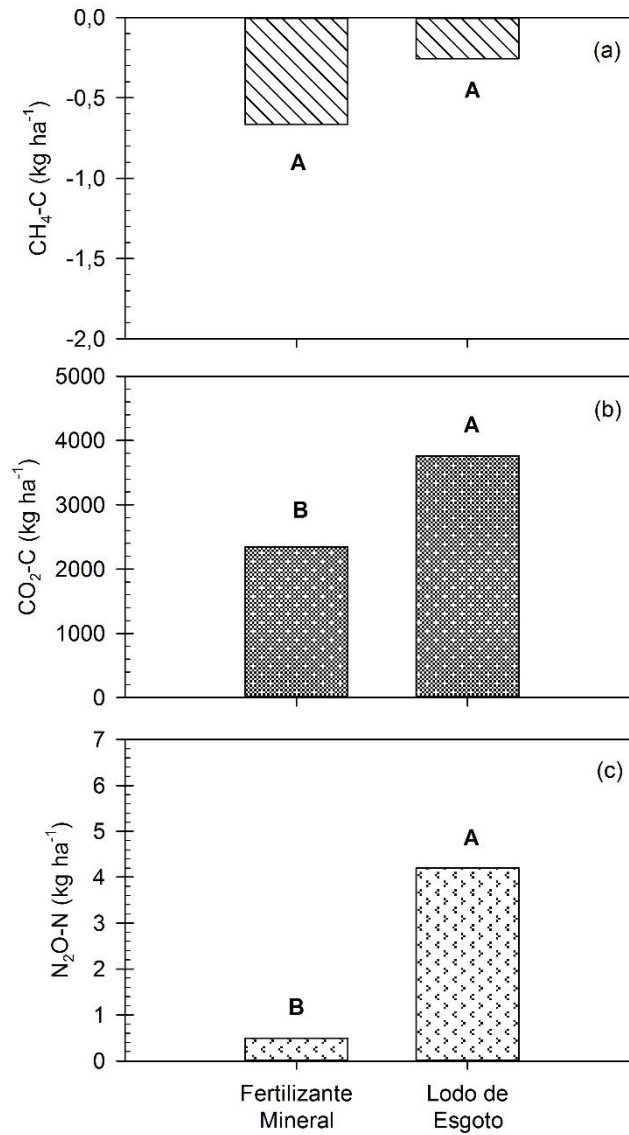
Fluxos elevados também foram verificados por Ball; Mctaggart; Scott (2004) em cultivo de cevada e trigo. Segundo os autores, após 32 mm de precipitação 16 kg N<sub>2</sub>O-N foram emitidos em um dia quando utilizado NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, e quando aplicado lodo de esgoto, o fluxo chegou a 200 g N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Os fluxos observados por Fernandes *et al.* (2005) com o uso de doses do lodo Barueri foram de no máximo 200 mg N<sub>2</sub>O-N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> na dose L8. Entretanto vale salientar que estes autores não realizaram amostragem intensiva como visto no presente estudo, o que pode ter levado à perda de fluxos importantes e a observação subestimada, uma vez que são eventos isolados de emissão os responsáveis por grande parte da emissão total.

Ao integrar as emissões para o agroecossistema na área de Campinas-SP, não foi observado efeito da fonte nitrogenada sobre a oxidação de CH<sub>4</sub> (p > 0,05), com consumo médio de 0,46 kg CH<sub>4</sub>-C ha<sup>-1</sup> (Figura 26). Entretanto, o uso da dose recomendada de LE no cultivo do milho ultrapassou em 1412,7 kg CO<sub>2</sub>-C ha<sup>-1</sup> e 3,7 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> as emissões observadas com uso de NPK para os respectivos GEE. Esta diferença da emissão de CO<sub>2</sub> equivale a 30% do C adicionado via LE, e no caso do N<sub>2</sub>O, a diferença equivale a 0,9% do N adicionado.

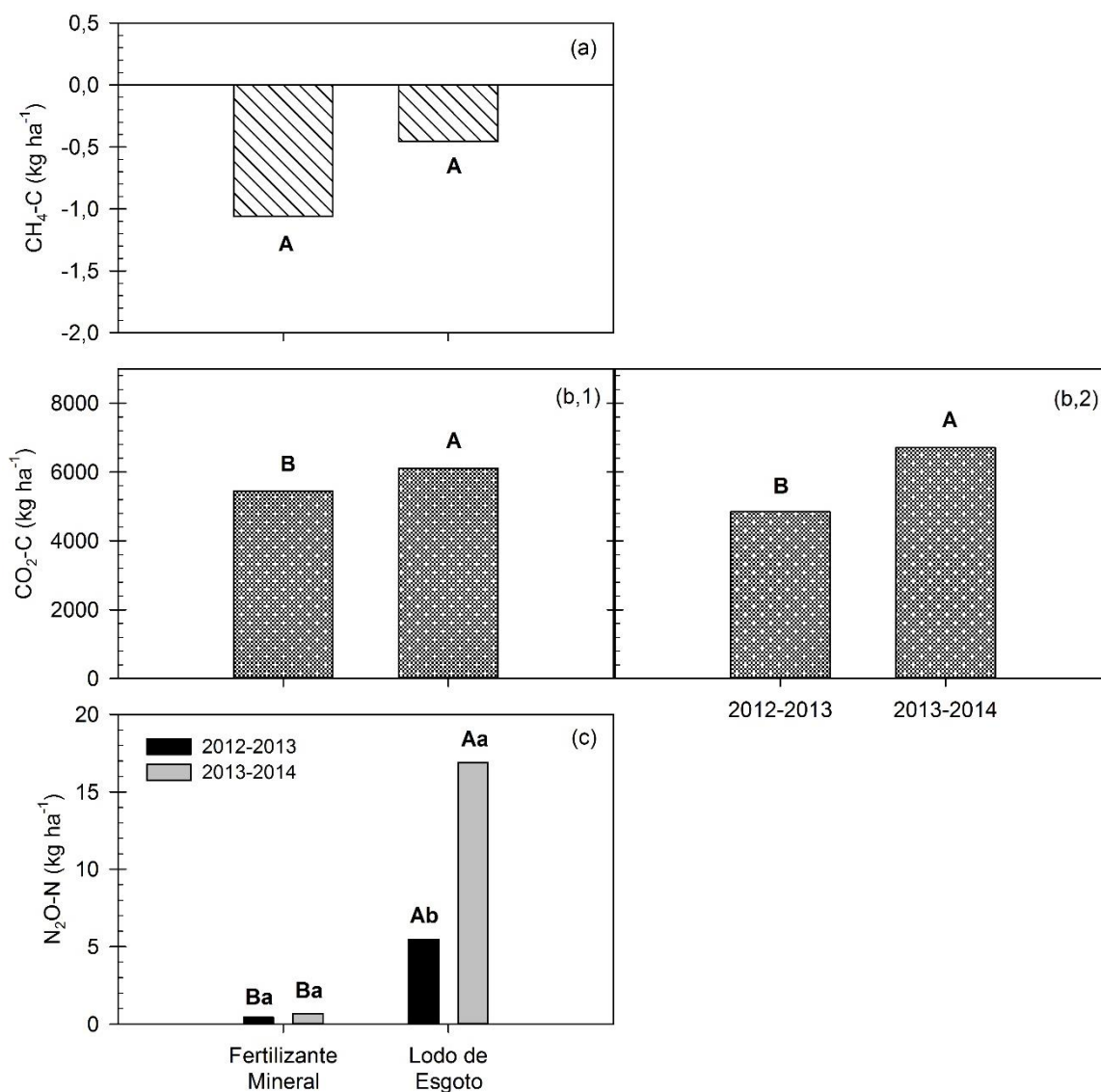
Os resultados observados na área de Jaguariúna-SP (Figura 27) são diferentes dos observados em Campinas-SP. De modo geral, é possível dizer que o uso de LE na dose recomendada para o milho diminui o potencial de oxidação de CH<sub>4</sub> do solo e aumenta a emissão de CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O quando comparado com o uso de NPK. Embora a umidade favoreça a atividade microbiana do solo, foi observada menor emissão de CO<sub>2</sub> na safra 2012-2013 (Figura 27; b2), período em que durante a condução do experimento houve 1080 mm de chuva acumulada, contra os 508 mm acumulados no segundo ciclo.



**Figura 25** Teores de N mineral (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) do solo, na camada 0-20 cm, logo após a aplicação de fertilizante mineral (FM) e doses de lodo de esgoto (L; 1, 2, 4 e 8 vezes a dose recomendada para a cultura do milho). Valores médios (n = 3) observados no cultivo de milho, safra 2013-2014, Jaguariúna-SP.



**Figura 26** Efeito da aplicação de fertilizante mineral e de lodo de esgoto nas emissões acumuladas (168 dias) de metano ( $\text{CH}_4\text{-C}$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2\text{-C}$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O-N}$ ) em Latossolo Vermelho eutrófico textura argilosa, milho de verão safra 2012-2013, Campinas-SP. Valores médios acompanhados de letras maiúsculas iguais entre as fontes nitrogenadas não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de significância ( $n = 3$ ).



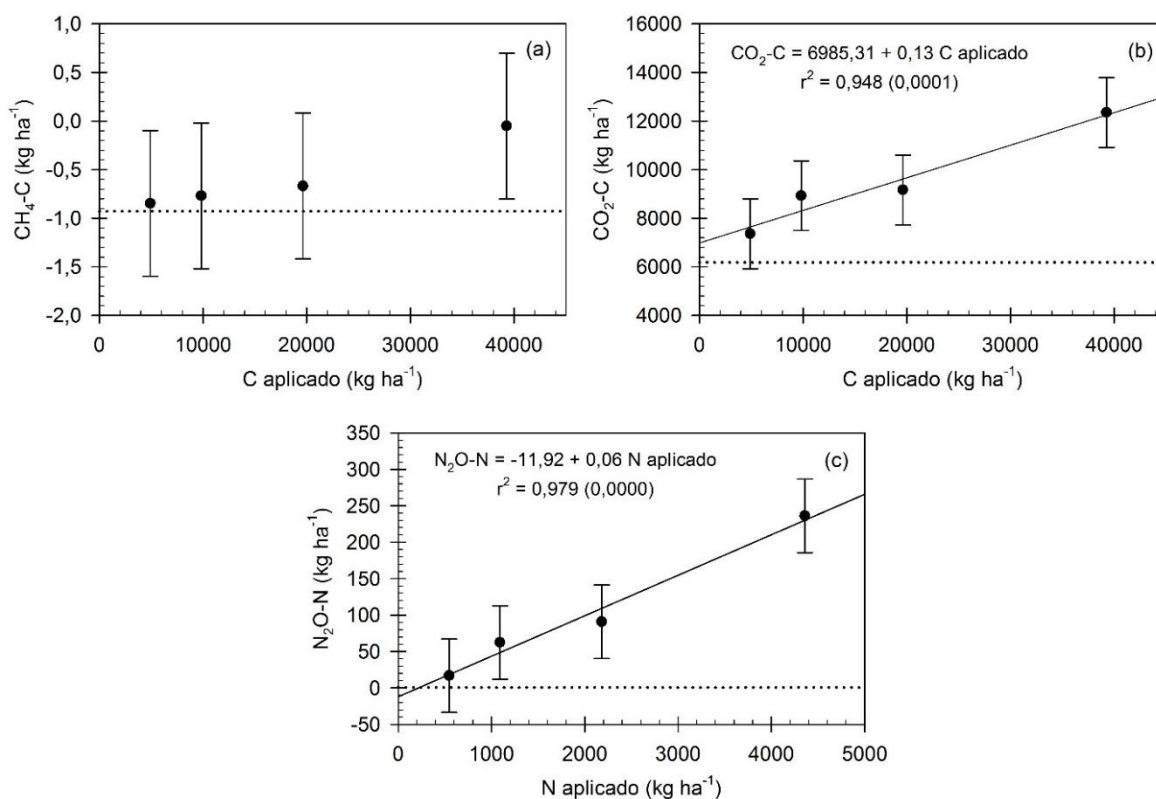
**Figura 27** Efeito da aplicação de fertilizante mineral e de lodo de esgoto nas emissões acumuladas de metano (CH<sub>4</sub>-C), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>-C) e óxido nítrico (N<sub>2</sub>O-N) em Latossolo Vermelho distroférrico textura argilosa, milho de verão safras 2012-2013 e 2013-2014, Jaguariúna-SP. Valores médios acompanhados de letras maiúsculas iguais entre as fontes nitrogenadas (a; b,1); entre safras (b,2); entre as fontes nitrogenadas para mesma safra (c) e letras minúsculas iguais entre as safras para mesma fonte nitrogenada (c) não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de significância (n = 3).

A emissão de N<sub>2</sub>O no solo com uso de LE também foi maior no período seco, chegando a perdas de 17 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> no segundo ciclo. A emissão de N<sub>2</sub>O com o uso de NPK foi pequena e não apresentou flutuação entre as safras.

Uma hipótese para a maior emissão no período seco seria o aumento da temperatura do solo seco em relação ao úmido. Embora as temperaturas tenham sido maiores no segundo



ano de observação, não houve correlação dos fluxos diários com a temperatura do solo ou do ar em nenhuma das safras avaliadas.



**Figura 28** Emissões acumuladas de metano ( $\text{CH}_4\text{-C}$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2\text{-C}$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O-N}$ ) em função do carbono e nitrogênio aplicados via doses de lodo de esgoto, em Latossolo Vermelho distroférico textura argilosa, milho de verão safra 2013-2014, Jaguariúna-SP. L1, dose de lodo recomendada para a cultura do milho ( $150 \text{ kg N ha}^{-1}$ ), L2, L4 e L8, doses duas, quatro e oito vezes a dose recomendada. Linha contínua representa a regressão polinomial. Linha pontilhada representa valor médio da emissão acumulada no tratamento controle fertilizante mineral (FM). Barras verticais representam a diferença mínima significativa (dms) entre o tratamento controle e os demais tratamentos pelo teste Dunnett a 5% de significância

Com relação às emissões acumuladas relacionadas a aplicação de doses de LE (Figura 28), não foi observado efeito de dose com relação ao gás  $\text{CH}_4$ . Entretanto, o uso da maior dose diminuiu a capacidade do solo em oxidar este gás em relação à capacidade observada nos demais tratamentos. Na safra 2013-2014 também pode ser observado efeito direto da massa de C e N aplicados via dose de LE nas emissões de  $\text{CO}_2$  e  $\text{N}_2\text{O}$ , conforme ilustrado na figura 28. A emissão de  $\text{CO}_2$  foi diretamente proporcional a dose aplicada, com taxa de emissão de  $130 \text{ kg CO}_2\text{-C ha}^{-1}$  a cada tonelada de C aplicado. Ao supor que apenas o C do LE foi mineralizado e emitido a  $\text{CO}_2$ , seria como se 13% do C aplicado via LE foi

emitido via CO<sub>2</sub> no período avaliado. Quando comparadas estas emissões com a observada quando do uso de NPK, apenas a dose recomendada foi similar ao fertilizante mineral.

O ajuste do modelo para N<sub>2</sub>O revelou que independente da dose, 6% do N aplicado via LE pode ser emitido como N<sub>2</sub>O. Chantigny *et al.* (2013) avaliaram as emissões de N<sub>2</sub>O decorrentes da aplicação de diferentes frações de dejetos suíno durante dois cultivos de milho e observaram emissão máxima em 3,4% dos 150 kg N ha<sup>-1</sup> aplicados. Vale ressaltar que a quantidade total de N aplicada era três vezes menor que a aplicada no presente estudo.

### 4.3 Fator de emissão de N<sub>2</sub>O

O Brasil possui 231 milhões de hectares ocupados por atividades agropecuárias (IBGE, 2015). Tamanha extensão territorial permite expressiva participação das emissões diretas de N<sub>2</sub>O por solos agrícolas, seja pela utilização de fertilizantes nitrogenados, seja pela deposição de fezes e urina de bovinos em pastagens no cômputo total das emissões nacionais de GEE.

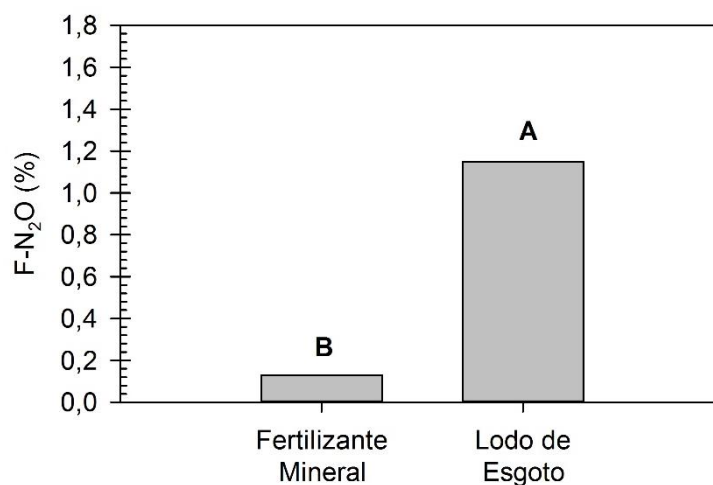
O fator de emissão de N<sub>2</sub>O padrão (default) para emissões diretas em solos agrícolas descrito pelo IPCC (2006) é de 1,0% do N total aplicado e traz consigo elevado grau de incerteza (0,3 – 3,0%) devido a diferenças entre as condições climáticas, de manejo e de culturas que a produção vegetal exibe em sua vasta distribuição geográfica. Outro fator importante para a variabilidade do fator são as distintas fontes orgânicas de N utilizadas, que variam desde resíduos culturais, a resíduos da agroindústria como a vinhaça e a torta de filtro na produção cana de açúcar por exemplo, bem como resíduos urbanos como composto de lixo e lodo de esgoto.

Dejetos animais como esterco bovino, suíno e de aves possuem F-N<sub>2</sub>O maior do que o de fertilizantes sintéticos uma vez que além da elevada concentração de N presente no resíduo, esterco geralmente possuem umidade e C orgânico significativos ao ponto de estimular a emissão de N<sub>2</sub>O, de modo que 2,0% é o valor padrão utilizado, com incerteza variando entre 0,7 a 6,0% (IPCC, 2006).

Alves *et al.* (2010) realizaram um compilado de fatores de emissão reportados em cinco experimentos conduzidos nas regiões sul, sudeste e centro-oeste brasileiras em culturas com grande expressão no país e obtiveram F-N<sub>2</sub>O médio de 0,32%, com intervalo de confiança cujos valores estão entre 0,18 a 0,58% do nitrogênio mineral aplicado.

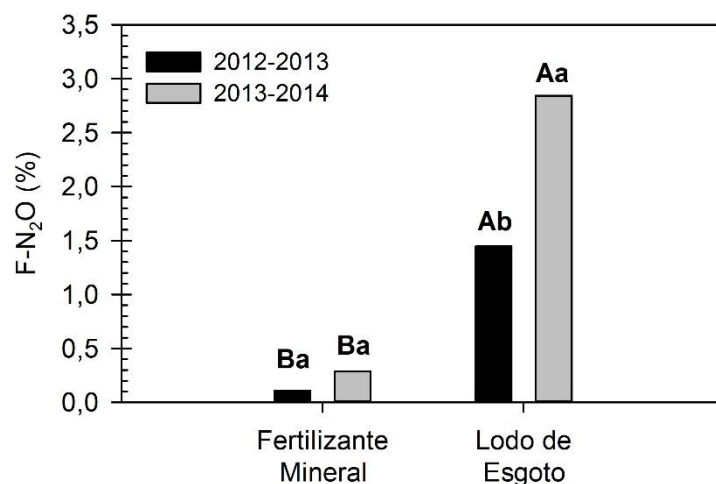
Com relação a resíduos orgânicos, Paredes *et al.* (2014) investigando o potencial da vinhaça em induzir emissões de  $N_2O$ , observaram em ensaio de incubação F- $N_2O$  de 15% para vinhaça e quando em experimento de campo, 2,5% ao aplicar os  $150\text{ m}^3\text{ ha}^{-1}$  comumente recomendados. Velthof; Kuikman; Oenema (2003) obtiveram F- $N_2O$  entre 7,3 e 13,9% em incubação utilizando solo arenoso com baixa MOS.

No presente trabalho, subtraídas as emissões residuais de  $N_2O$  tal como preconizado pelo IPCC (2006), o F- $N_2O$  observado para FM foi de 0,13% e para LE, 1,19% do N aplicado foi emitido sob forma de  $N_2O$  na área de Campinas-SP, safra 2012-2013 (Figura 29).

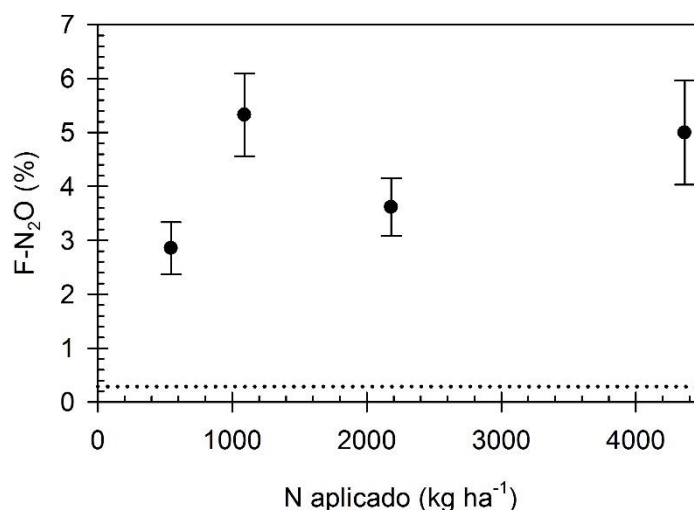


**Figura 29** Fator de emissão de óxido nitroso (F- $N_2O$ ) para fertilizante mineral e lodo de esgoto aplicados em Latossolo Vermelho eutroférico textura argilosa, milho de verão safra 2012-2013, Campinas-SP. Valores médios acompanhados de letras maiúsculas iguais entre as fontes nitrogenadas não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de significância ( $n = 3$ ).

Já na área de Jaguariúna-SP, foi observada variação no fator de emissão de  $N_2O$  para LE entre as safras avaliadas (Figura 30). Na primeira safra, foi obtido F- $N_2O$  de 1,5% em LE, sendo observado o dobro deste valor na segunda safra ( $p < 0,05$ ). Embora as diferenças não sejam significativas, também houve variação anual do fator de emissão para FM, sendo 0,11% no primeiro ano e 0,29% no segundo ano avaliado.



**Figura 30** Fator de emissão de óxido nitroso (F-N<sub>2</sub>O) para fertilizante mineral e lodo de esgoto aplicados em Latossolo Vermelho distroférico textura argilosa, milho de verão safras 2012-2013 e 2013-2014, Jaguariúna-SP. Valores médios acompanhados de letras maiúsculas iguais entre as fontes nitrogenadas para mesma safra e de letras minúsculas iguais entre as safras para mesma fonte nitrogenada não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de significância (n = 3).



**Figura 31** Fator de emissão de óxido nitroso (F-N<sub>2</sub>O) em função do nitrogênio (N) aplicado via doses de lodo de esgoto, em Latossolo Vermelho distroférico textura argilosa, milho de verão safra 2013-2014, Jaguariúna-SP. Linha pontilhada representa valor médio de F-N<sub>2</sub>O no tratamento controle fertilizante mineral (FM). Barras verticais representam o erro padrão (n = 3).

Não foi possível observar nenhuma relação entre o aumento do fator de emissão e o aumento da dose de LE aplicada (Figura 31) devido a discrepância do valor observado para L2. Nesta dose, assim como em L1, existe maior heterogeneidade da distribuição do LE uma vez que a relação entre volume de solo e volume de lodo é baixa, sendo que nas doses L4 e L8 a aplicação é bastante homogênea. Desta forma, é possível que as câmaras tenham sido

instaladas em áreas com concentração de LE elevada, porém imperceptível visualmente na superfície, refletindo em um erro amostral. Quando simulado um modelo somente com os valores encontrados em L1, L4 e L8, foi possível o ajuste com uma taxa de aumento no fator de emissão de 0,31% a cada aumento de dose ( $p < 0,05$ ;  $R^2 = 0,998$ ).

#### 4.4 Balanço de carbono

De modo geral, a aplicação de LE possui maior potencial de aquecimento do que o uso de NPK, sendo que 99,9% deste potencial vem das emissões de N<sub>2</sub>O (Tabelas 11 e 12).

Em Campinas-SP o PAG observado com a aplicação de LE foi 12 vezes maior do que o observado para FM. Em Jaguariúna-SP, houve uma variação interanual no PAG do sistema com uso de LE, sendo 3 vezes maior na safra 2013-2014 do que na safra anterior como pode ser visto na tabela 12. Conforme dito anteriormente, as pequenas precipitações que ocorreram no extenso período de seca estimularam rapidamente a microbiota, sendo que estes poucos eventos isolados foram responsáveis por grande parte do aumento da emissão de N<sub>2</sub>O.

**Tabela 11** Emissões de gases de efeito estufa expressas em CO<sub>2</sub> equivalente (CO<sub>2</sub>eq), em função da aplicação anual de fertilizante mineral e lodo de esgoto no cultivo de milho sobre Latossolo Vermelho eutroférico, textura argilosa, safra 2012-2013, Campinas-SP.

Agroecossistema	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	Total*
	-----	kg CO <sub>2</sub> eq ha <sup>-1</sup>	-----
Fertilizante Mineral	-19 <sup>ns</sup>	180 b	161 b
Lodo de Esgoto	-12	1959 a	1947 a
<i>p</i> -valor	0,7800	0,0041	0,0044
CV (%)	-197,6	34,4	35,7

<sup>ns</sup> não significativo \* valores médios seguidos de letras iguais na coluna não possuem diferença pelo teste Tukey a 5% de significância.

Quando o balanço de C é calculado levando em consideração a diferença do estoque de C de ambas as fontes nitrogenadas em comparação com o estoque inicial, anterior ao estabelecimento do experimento, observa-se que em Campinas-SP, o uso de LE permitiu taxa de acúmulo de C no solo 4 vezes maior que o uso de NPK. Desta forma, mesmo que as emissões de GEE, com destaque ao N<sub>2</sub>O, sejam maiores em sistemas que utilizam o resíduo,

a capacidade de acumular C no solo excede essa emissão em até 8 vezes, permitindo balanço positivo de C no sentido de dreno de GEE, conforme pode se observar na figura 27.

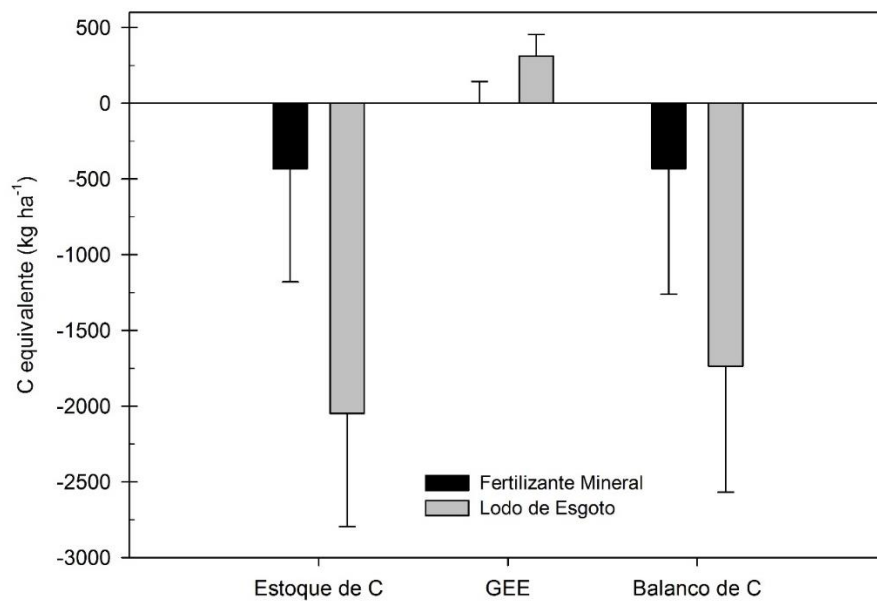
**Tabela 12** Emissões de gases de efeito estufa expressas em CO<sub>2</sub> equivalente (CO<sub>2</sub>eq), em função da aplicação anual de fertilizante mineral e lodo de esgoto no cultivo de milho sobre Latossolo Vermelho distroférico, textura argilosa, safras 2012-2013 e 2013-2014, Jaguariúna-SP.

Fonte de Variação	CH <sub>4</sub>		N <sub>2</sub> O		Total	
	2012-2013	2013-2014	2012-2013	2013-2014	2012-2013	2013-2014
	-----		kg CO <sub>2</sub> eq ha <sup>-1</sup>		-----	
Fertilizante Mineral	-48,25 ns	-42,16	207,76 Ab	319,89 Ab	159,52 Ab	277,73 Ab
Lodo de Esgoto	-1,38	-40,14	2555,02 Ba	7918,06 Aa	2553,64 Ba	7877,92 Aa
Média	-24,81	-41,15	1381,39	4118,97	1356,58	4077,82
<i>p-valor</i>						
Fonte N		0,0512		0,0048		0,0046
Ano		0,1567		0,0062		0,0062
Fonte N x Ano		0,1081		0,0060		0,0065

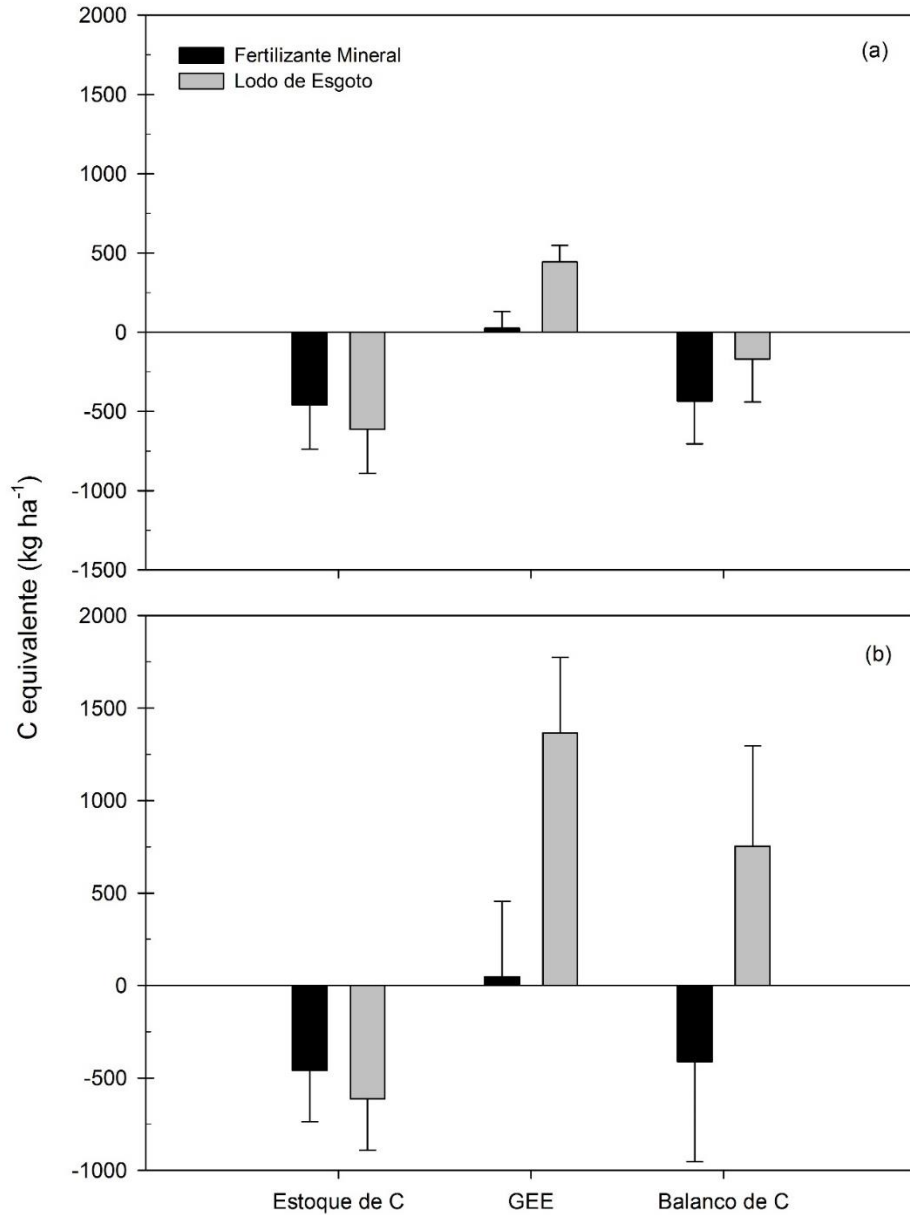
<sup>ns</sup> não significativo; \* valores médios com letras maiúsculas iguais na linha ou letras minúsculas iguais na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de significância.

Já em Jaguariúna-SP, a taxa de acúmulo de C no solo é mais baixa (Figura 28), muito provável que em função de uma saturação de C aparente, uma vez que maiores acúmulos são restringidos em função do preparo do solo que é mais agressivo do que em Campinas-SP. Outro ponto de destaque é a própria composição do LE utilizado na maior parte da condução dos experimentos, sendo o Franca mais lábil do que o Jundiá a ponto de impedir maior acúmulos de C no solo via C do LE, por exemplo.

Apesar disso, foi possível observar que na primeira safra a taxa anual de acúmulo de C de 0,61 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> ainda foi suficiente para anular o efeito negativo da emissão de N<sub>2</sub>O. Entretanto, no segundo ano de avaliação a emissão de N<sub>2</sub>O foi o dobro da capacidade do solo em contrabalancear este efeito. Neste caso, seria necessária uma taxa de incremento de aproximadamente 1,37 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para anular a emissão de N<sub>2</sub>O contabilizada no ciclo.



**Figura 32** Balanço de carbono (C) no cultivo de milho em Latossolo Vermelho eutroférico, fertilizado com distintas fontes nitrogenadas, safra 2012-2013, Campinas-SP. Barras verticais representam diferença mínima significativa (dms) pelo teste Tukey ( $p < 0,05$ ) entre as fontes nitrogenadas para cada fator avaliado ( $n = 3$ ).



**Figura 33** Balanço de carbono (C) no cultivo de milho em Latossolo Vermelho distroférrico, fertilizado com distintas fontes nitrogenadas. Safras 2012-2013 (a); e 2013-2014 (b), Jaguariúna-SP. Barras verticais representam diferença mínima significativa (dms) pelo teste Tukey ( $p < 0,05$ ) entre as fontes nitrogenadas para cada fator avaliado ( $n = 3$ ).



## 5 CONCLUSÃO

A utilização de LE em longo prazo é capaz de incrementar o estoque de C e N do solo agrícola em comparação com a adubação convencional NPK, sendo que o incremento em relação à adubação NPK será tão maior quanto maior a dose de LE aplicada. A magnitude do incremento também dependerá do status inicial de C do solo, manejo de solo, bem como do tipo de lodo utilizado, em que deve ser optado pelo uso de LE cujo processo de estabilização inclua período de maturação por compostagem.

Além do incremento no estoque de N do solo, a utilização agrícola de LE em dose similar à adubação convencional, em longo prazo, pode incrementar a emissão de N<sub>2</sub>O residual do solo, que aparentemente depende da capacidade do solo em aumentar o estoque.

A aplicação de LE na dose recomendada é capaz de aumentar em até 25 vezes a emissão de N<sub>2</sub>O observada com o uso de NPK. Desta forma, buscando minimizar ou compensar o impacto negativo das emissões de N<sub>2</sub>O deve ser priorizado o uso de LEs que permitam maior acúmulo de C e N.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AITA, C.; SCHIRMANN, J.; PUJOL, S. B.; GIACOMINI, S. J.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; GONZATTO, R.; GIACOMINI, D. A.; DONEDA, A. Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration: effects of split application of pig slurry and dicyandiamide. **European Journal of Soil Science**, v. 66, p. 359-368, 2015.
- ALCANTARA, S.; PÉREZ, D. V.; ALMEIDA, M. R. A.; SILVA, G. M.; POLIDORO, J. C.; BETTIOL, W. Chemical changes and heavy metal partitioning in an Oxisol cultivated with maize (*Zea mays*, L.) after 5 years disposal of a domestic and an Industrial sewage sludge. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 203, p. 3-16, 2009.
- ALVES, B. J. R.; SMITH, K. A.; FLORES, R. A.; CARDOSO, A. S.; OLIVEIRA, W. R. D.; JANTALIA, C. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Selection of the most suitable sampling time for static chambers for the estimation of daily mean N<sub>2</sub>O flux from soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 46, p. 129-135, 2012.
- AMBUS, P.; JENSEN, J. M.; PRIEMÉ, A.; PILEGAARD, K.; KJØLLER, A. Assessment of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes in a Danish beech (*Fagus sylvatica*) forest and an adjacent N-fertilized barley (*Hordeum vulgare*) field: effects of sewage sludge amendments. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 60, p. 15-21, 2001.
- ANDRADE, C. A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C. C. Cinética de degradação da matéria orgânica de biossólidos após a aplicação no solo e relação com a composição química inicial. **Bragantia**, v. 65, p. 659-668, 2006.
- AUSTIN, A. T.; YAHDJIAN, L.; STARK, J. M.; BELNAP, J.; PORPORATO, A.; NORTON, U.; RAVETTA, D. A.; SCHAEFFER, S. M. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. **Oecologia**, v. 141, p. 221-235, 2004.
- AZAM, F.; MÜLLER, C.; WEISKE, A.; BENCKISER, G.; OTTOW, J. C. G. Nitrification and denitrification as sources of atmospheric nitrous oxide - role of oxidizable carbon and applied nitrogen. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, p. 54-61, 2002.
- BALESDENT, J.; MARIOTTI, A.; BOISGONTIER, D. Effect of tillage on soil organic carbon mineralization estimated from <sup>13</sup>C abundance in maize fields. **Journal of Soil Science**, v. 41, p. 587-596, 1990.
- BALESDENT, J.; MARIOTTI, A.; GUILLET, B. Natural <sup>13</sup>C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, p. 25-30, 1987.
- BALESDENT, J.; WAGNER, G. H.; MARIOTTI, A. Soil organic matter turnover in long-term field experiments as revealed by carbon-13 natural abundance. **Soil Science Society of America Journal**, v. 52, p. 118, 1988.
- BALL, B. C.; MCTAGGART, I. P.; SCOTT, A. Mitigation of greenhouse gas emissions from soil under silage production by use of organic manures or slow-release fertilizer. **Soil Use and Management**, v. 20, p. 287-295, 2004.
- BASSOI, L. H.; JÚNIOR, L. F.; JORGE, L. A. C.; CRESTANA, S.; REICHARDT, K. Distribuição do sistema radicular do milho em Terra Roxa Estruturada latossolica: II. comparação entre cultura irrigada e fertirrigada. **Scientia Agricola**, v. 51, p. 541-548, 1994.
- BATEMAN, E. J.; BAGGS, E. M. Contributions of nitrification and denitrification to N<sub>2</sub>O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, v. 41, p. 379-388, 2005.

- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; CERETTA, C. A. Effect of no-till cropping systems on soil organic matter in a sandy clay loam Acrisol from Southern Brazil monitored by electron spin resonance and nuclear magnetic resonance. **Soil & Tillage Research**, v. 53, p. 95-104, 2000.
- BÉDARD, C.; KNOWLES, R. Physiology, biochemistry, and specific inhibitors of CH<sub>4</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, and CO oxidation by methanotrophs and nitrifiers. **Microbiological Reviews**, v. 53, p. 68-84, 1989.
- BERNOUX, M.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P.; SIQUEIRA NETO, M.; METAY, A. Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 26, p. 1-8, 2006.
- BERNOUX, M.; CERRI, C. C.; NEILL, C.; MORAES, J. F. L. The use of stable carbon isotopes for estimating SOM turnover. **Geoderma**, v. 82, p. 43-58, 1998.
- BETTIOL, W.; GHINI, R. Impacts of sewage sludge in tropical soil: a case of study in Brazil. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 1, p. 1-11, 2011.
- BLACKMER, A. M.; BREMNER, J. M. Inhibitory effect of nitrate on reduction of N<sub>2</sub>O to N<sub>2</sub> by soil microorganisms. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 10, p. 187-191, 1978.
- BOEIRA, R. C.; SOUZA, M. D. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio, pH e densidade de um Latossolo após três aplicações de lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 581-590, 2007.
- BRASIL. Ministério Da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. Instrução Normativa Nº 25, de 23 de julho de 2009. **Aprova as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura**. 2009. Disponível em: <http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaAto.do?method=recuperarTextoAtoTematicaPortal&codigoTematica=1229186> Acesso em: 12 de novembro 2015.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências**. Diário Oficial da União, 2010.
- BREMNER, J. M. Sources of nitrous oxide in soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 49, p. 7-16, 1997.
- CHAN, A. S. K.; PARKIN, T. B. Methane oxidation and production activity in soils from natural and agricultural ecosystems. **Journal of Environment Quality**, v. 30, p. 1896-1903, 2001.
- CHANTIGNY, M. H.; PELSTER, D. E.; PERRON, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; PARENT, L. E.; MASSE, D.; ZIADI, N. Nitrous oxide emissions from clayey soils amended with paper sludges and biosolids of separated pig slurry. **Journal of Environment Quality**, v. 42, p. 30-39, 2013.
- CIAIS; P.; C. SABINE; G. BALA; L. BOPP; V. BROVKIN; J. CANADELL; A. CHHABRA; R. DEFRIES; J. GALLOWAY; M. HEIMANN; C. JONES; C. LE QUÉRE; R.B. MYNENI; S. PIAO; P. THORNTON; 2013: Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: STOCKER, T.F., D. QIN, G.-K. PLATTNER, M. TIGNOR, S.K. ALLEN, J. BOSCHUNG, A. NAUELS, Y. XIA, V. BEX; P.M. MIDGLEY (eds.). **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

- COGGER, C. G.; BARY, A. I.; MYHRE, E. A.; FORTUNA, A. M. Biosolids applications to tall fescue have long-term influence on soil nitrogen, carbon, and phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, v. 42, p. 516-522, 2013.
- CONAB - Conselho Nacional de Abastecimento. **Levantamento da Safra de Grãos, Café, Cana-de-Açúcar e Laranja (Área Plantada, Produtividade e Produção), 7º levantamento, safra 2015/16**. 2016.
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. **Define critérios e procedimentos para uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências**. 2006. 32 p.
- DE MARIA, I. C.; CHIBA, M. K.; COSTA, A.; BERTON, R. S. Sewage sludge application to agricultural land as soil physical conditioner. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 967-974, 2010.
- 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**, v. 150, p. 748-756, 2010.
- DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; SOARES, E. M. B.; BETTIOL, W. Estoque de carbono e quantificação de substâncias húmicas em Latossolo submetido a aplicação contínua de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 701-711, 2007.
- DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. Comparison of CH<sub>4</sub> oxidation rates in woodland, arable and set aside soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 28, p. 1357-1365, 1996.
- EHLERINGER, J. R.; BUCHMANN, N.; FLANAGAN, L. B. Carbon isotope ratios in belowground carbon cycle processes. **Ecological Applications**, v. 10, p. 412-422, 2000.
- ERISMAN, J. W.; SUTTON, M. A.; GALLOWAY, J.; KLIMONT, Z.; WINIWARTER, W. How a century of ammonia synthesis changed the world. **Nature Geoscience**, v. 1, p. 636-639, 2008.
- FERNANDES, S. A. P.; BETTIOL, W.; CERRI, C. C.; CAMARGO, P. Sewage sludge effects on gas fluxes at the soil-atmosphere interface, on soil δ<sup>13</sup>C and on total soil carbon and nitrogen. **Geoderma**, v. 125, p. 49-57, 2005.
- FIRESTONE, M.K., DAVIDSON, E.A. Microbiological basis of NO and N<sub>2</sub>O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M.O., SCHIMMEL, D.S. (Eds.). Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and atmosphere. New York, Wiley, 1989. p. 7-21.
- FOLLETT, R. F. Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. **Soil & Tillage Research**, v. 61, p. 77-92, 2001.
- FORSTER, P., RAMASWAMY, V., ARTAXO, P., BERNSTEN, T., BETTS, E., FAHEY, D.W., HAYWOOD, J., LEAN, J., LOWE, D.C., MYHRE, G., NGANGA, J., PRINN, R., RAGA, G., SCHULZ, M., VAN DORLAND, R. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: SOLOMON, S., QIN, D., MANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERYT, K.B., TIGNOR, M., MILLER, H.L. (eds.). **Climate Change 2007: The physical science basis: Contribution of working group I to the 4th assessment report of the International Panel on Climate Change**. Cambridge, UK and New York, EUA, Cambridge University Press, 2007. p.129-234.
- FOWLER, D.; COYLE, M.; SKIBA, U.; SUTTON, M. A.; CAPE, J. N.; REIS, S.; SHEPPARD, L. J.; JENKINS, A.; GRIZZETTI, B.; GALLOWAY, J. N.; VITOUSEK, P.; LEACH, A.; BOUWMAN, A. F.; BUTTERBACH-BAHL, K.;

- DENTENER, F.; STEVENSON, D.; AMANN, M.; VOSS, M. The global nitrogen cycle in the twenty-first century. **Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci**, v. 368, p. 20130164, 2013.
- GREGORICH, E. G.; ELLERT, B. H.; MONREAL, C. M. Turnover of soil organic matter and storage of corn residue carbon estimated from natural <sup>13</sup>C abundance. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 75, p. 161-1676, 1995.
- GULDE, S.; CHUNG, H.; AMELUNG, W.; CHANG, C.; SIX, J. Soil Carbon Saturation Controls Labile and Stable Carbon Pool Dynamics. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, p. 605, 2008.
- HARTMANN; D.L.; A.M.G. KLEIN TANK; M. RUSTICUCCI; L.V. ALEXANDER; S. BRÖNNIMANN; Y. CHARABI; F.J. DENTENER; E.J. DLUGOKENCKY; D.R. EASTERLING; A. KAPLAN; B.J. SODEN; P.W. THORNE; M. WILD; P.M. ZHAI. Observations: Atmosphere and Surface. In: STOCKER, T.F., D. QIN, G.-K. PLATTNER, M. TIGNOR, S.K. ALLEN, J. BOSCHUNG, A. NAUELS, Y. XIA, V. BEX; P.M. MIDGLEY (eds.). **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- HUTCHINSON, G. L.; LIVINGSTON, G. P. Vents and seals in non-stady-state chambers used for measuring gas exchange between soil and the atmosphere. **European Journal of Soil Science**, v. 52, p. 675-682, 2001.
- IPCC. INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Guidelines for national greenhouse gas inventory: Agriculture, forestry and other land use, v.4. 2006.
- JÄGER, N.; STANGE, C. F.; LUDWIG, B.; FLESSA, H. Emission rates of N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> from soils with different organic matter content from three long-term fertilization experiments - a laboratory study. **Biology and Fertility of Soils**, v. 47, p. 483-494, 2011.
- JANZEN, H. H. Carbon cycling in earth systems—a soil science perspective. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 104, p. 399-417, 2004.
- JARVIS, P.; REY, A.; PETSİKOS, C.; WINGATE, L.; RAYMENT, M.; PEREIRA, J.; BANZA, J.; DAVID, J.; MIGLIETA, F.; BORGHETTI, M.; MANCA, G.; VALENTINI, R. Drying and wetting of Mediterranean soils stimulates decomposition and carbon dioxide emission: the "Birch effect". **Tree Physiology**, v. 27, p. 929-940, 2007.
- JASTROW, J. D.; BOUTTON, T. W.; MILLER, R. M. Carbon dynamics of aggregate-associated organic matter estimated by carbon-13 natural abundance. **Soil Science Society of America Journal**, v. 60, p. 801-807, 1996.
- KNOWLES, R. Denitrification. **Microbiological Reviews**, v. 46, p. 43-70, 1982.
- KÖSTER, J. R.; CÁRDENAS, L.; SENBAYRAM, M.; BOL, R.; WELL, R.; BUTLER, M.; MÜHLING, K. H.; DITTERT, K. Rapid shift from denitrification to nitrification in soil after biogas residue application as indicated by nitrous oxide isotopomers. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, p. 1671-1677, 2011.
- LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, v. 123, p. 1-22, 2004.
- LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. **European Journal of Soil Biology**, v. 37, p. 25-50, 2001.
- LINN, D. M.; DORAN, J. W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, p. 1267-1272, 1984.

- LOULERGUE, L.; SCHILT, A.; SPAHNI, R.; MASSON-DELMOTTE, V.; BLUNIER, T.; LEMIEUX, B.; BARNOLA, J. M.; RAYNAUD, D.; STOCKER, T. F.; CHAPPELLAZ, J. Orbital and millennial-scale features of atmospheric CH<sub>4</sub> over the past 800,000 years. **Nature**, v. 453, p. 383-386, 2008.
- LÜTHI, D.; LE FLOCH, M.; BEREITER, B.; BLUNIER, T.; BARNOLA, J. M.; SIEGENTHALER, U.; RAYNAUD, D.; JOUZEL, J.; FISCHER, H.; KAWAMURA, K.; STOCKER, T. F. High-resolution carbon dioxide concentration record 650,000-800,000 years before present. **Nature**, v. 453, p. 379-382, 2008.
- MOSIER, A. R.; DELGADO, J. A.; COCHRAN, V. L.; VALENTINE, D. W.; PARTON, W. J. Impact of agriculture on soil consumption of atmospheric CH<sub>4</sub> and a comparison of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O flux in subarctic, temperate and tropical grasslands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 49, p. 71-83, 1997.
- MOSIER, A. R.; KROEZE, C.; NEVISON, C.; OENEMA, O.; SEITZINGER, S.; VAN CLEEMPUT, O. Closing the global N<sub>2</sub>O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 52, p. 225-248, 1998.
- OADES, J. M. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. **Plant and Soil**, v. 76, p. 319-337, 1984.
- PANOSSO, A. R.; MARQUES, J.; MILORI, D. M. B. P.; FERRAUDO, A. S.; BARBIERI, D. M.; PEREIRA, G. T.; LA SCALA, N. Soil CO<sub>2</sub> emission and its relation to soil properties in sugarcane areas under slash-and-burn and green harvest. **Soil and Tillage Research**, v. 111, p. 190-196, 2011.
- PAREDES, D. S. P.; LESSA, A. C. R.; SANT'ANNA, S. A. C.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R. Nitrous oxide emission and ammonia volatilization induced by vinasse and N fertilizer application in a sugarcane crop at Rio de Janeiro, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 98, p. 41-55, 2014.
- PARTON, W. J.; MOSIER, A. R.; OJIMA, D. S.; VALENTINE, D. W.; SCHIMEL, D. S.; WEIER, K.; KULMALA, A. E. Generalized model for N<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O production from nitrification and denitrification. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 10, p. 401-412, 1996.
- PIERREHUMBERT, R. T. Infrared radiation and planetary temperature. **Physics Today**, v. p. 33-38, 2011.
- PITOMBO, L. M.; CARMO, J. B.; DE MARIA, I. C.; ANDRADE, C. A. Carbon sequestration and greenhouse gases emissions in soil under sewage sludge residual effects. **Scientia Agricola**, v. 72, p. 147-156, 2015.
- POST, W. M.; KWON, K. C. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. **Global Change Biology**, v. 6, p. 317-328, 2000.
- POTH, M.; FOCHT, D. <sup>15</sup>N kinetic analysis of N<sub>2</sub>O production by *Nitrosomonas europaea*: an examination of nitrifier denitrification. **Appl Environ Microbiol**, v. 49, p. 1134-1141, 1985.
- POTTER, C. S.; DAVIDSON, E. A.; VERCHOT, L. V. Estimation of global biogeochemical controls and seasonality in soil methane consumption. **Chemosphere**, v. 32, p. 2219-2246, 1996.
- PRATT, P. F.; BROADBENT, F. E.; MARTIN, J. P. Using organic. **California Agriculture**, v. 6, p. 10-13, 1973.
- PRIEMÉ, A.; CHRISTENSEN, S.; DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. Slow increase in rate of methane oxidation in soils with time following land use change from arable agriculture to woodland. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 29, p. 1269-1273, 1997.

- ROCHETTE, P. Towards a standard non-steady-state chamber methodology for measuring soil N<sub>2</sub>O emissions. **Animal Feed Science and Technology**, v. 166-167, p. 141-146, 2011.
- ROCHETTE, P.; CÔTÉ, D. CH<sub>4</sub> fluxes and soil CH<sub>4</sub> concentration following application of pig slurry for the 19th consecutive year. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 80, p. 387-390, 2000.
- SÁNCHEZ-MARTÍN, L.; VALLEJO, A.; DICK, J.; M SKIBA, U. The influence of soluble carbon and fertilizer nitrogen on nitric oxide and nitrous oxide emissions from two contrasting agricultural soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, p. 142-151, 2008.
- SCHILT, A.; BAUMGARTNER, M.; BLUNIER, T.; SCHWANDER, J.; SPAHNI, R.; FISCHER, H.; STOCKER, T. F. Glacial–interglacial and millennial-scale variations in the atmospheric nitrous oxide concentration during the last 800,000 years. **Quaternary Science Reviews**, v. 29, p. 182-192, 2010.
- SCHWARTZ, R. D. An Astrophysicist Looks at Global Warming. **GSA Today**, v. 22, p. 44-45, 2012.
- SILVA-OLAYA, A. M.; CERRI, C. E. P.; LA SCALA JR, N.; DIAS, C. T. S.; CERRI, C. C. Carbon dioxide emissions under different soil tillage systems in mechanically harvested sugarcane. **Environmental Research Letters**, v. 8, p. 015014, 2013.
- SISTI, C. P. J.; DOS SANTOS, H. P.; KOHHANN, R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 76, p. 39-58, 2004.
- SITLAULA, B. K.; HANSEN, S.; SITLAULA, J. I. B.; BAKKEN, L. R. Methane oxidation potentials and fluxes in agricultural soil: Effects of fertilization and soil compaction. **Biogeochemistry**, v. 48, p. 323-339, 2000.
- SIX, J.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S.; DENEFF, K. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil and Tillage Research**, v. 79, p. 7-31, 2004.
- SIX, J.; CONANT, R. T.; PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, v. 241, p. 155-176, 2002a.
- SIX, J.; FELLER, C.; DENEFF, K.; OGLE, S. M.; DE MORAES, J. C.; ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. **Agronomie**, v. 22, p. 755-775, 2002b.
- SNYDER, C. S.; BRUULSEMA, T. W.; JENSEN, T. L.; FIXEN, P. E. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 133, p. 247-266, 2009.
- STEVENS, R. J.; LAUGHLIN, R. J.; MALONE, J. P. Soil pH affects the processes reducing nitrate to nitrous oxide and di-nitrogen. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, p. 1119-1126, 1998.
- STEWART, C. E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; PLANTE, A. F.; SIX, J. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. **Biogeochemistry**, v. 86, p. 19-31, 2007.
- STEWART, C. E.; PLANTE, A. F.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; SIX, J. Soil Carbon Saturation: Linking Concept and Measurable Carbon Pools. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, p. 379, 2008.

- VELTHOF, G. L.; KUIKMAN, P. J.; OENEMA, O. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. **Biology and Fertility of Soils**, v. 37, p. 221-230, 2003.
- VENTEREA, R. T.; HALVORSON, A. D.; KITCHEN, N.; LIEBIG, M. A.; CAVIGELLI, M. A.; GROSSO, S. J. D.; MOTAVALLI, P. P.; NELSON, K. A.; SPOKAS, K. A.; SINGH, B. P.; STEWART, C. E.; RANAIVOSON, A.; STROCK, J.; COLLINS, H. Challenges and opportunities for mitigating nitrous oxide emissions from fertilized cropping systems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 10, p. 562-570, 2012.
- WEIER, K. L.; DORAN, J. W.; POWER, J. F.; WALTERS, D. T. Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon and nitrate. **Soil Science Society of America Journal**, v. 57, p. 66-72, 1993.
- WEST, T. O.; SIX, J. Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. **Climatic Change**, v. 80, p. 25-41, 2006.
- WILLIAMS, E. J. NO<sub>x</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from soil. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 6, p. 351-388, 1992.
- WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; VAN BEUSICHEM, M. L.; OENEMA, O. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 33, p. 1723-1732, 2001.