

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Florestas
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica

*Lucilia Maria Parron
Junior Ruiz Garcia
Edilson Batista de Oliveira
George Gardner Brown
Rachel Bardy Prado
Editores Técnicos*

Embrapa
Brasília, DF
2015

Mitigação de emissões de gases de efeito estufa em solos agrícolas e florestais como indicador de serviços ambientais

Reinaldo Carlos Brevilieri; Jeferson Dieckow

Resumo: Os principais gases de efeito estufa (GEE) são CO_2 , N_2O e CH_4 , tendo os dois últimos, respectivamente, um potencial de aquecimento 310 e 21 vezes superiores ao CO_2 em forçamento radiativo. A agricultura contribui com parte significativa das emissões de GEE para a atmosfera, mas o sequestro de carbono (C) em solo agrícola bem manejado pode mitigar as emissões de dióxido de carbono (CO_2) e reduzir tal contribuição do setor agrícola. Porém, os fluxos de óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4) também devem ser considerados para se determinar o potencial de aquecimento global (PAG) do sistema. Este capítulo trata do potencial de mitigação de GEE, a partir do solo, como um indicador de serviços ambientais, dada à sua potencial influência na redução do aquecimento global. Sistemas conservacionistas potencializam o acúmulo de C no solo e, quando bem manejados, podem mitigar as emissões de GEE para a atmosfera pela redução na emissão de N_2O e maior consumo de CH_4 , permitindo aumento da prestação de serviços ambientais.

Palavras-chave: Sistemas conservacionistas, sequestro de carbono, mitigação do aquecimento global.

Abstract: The main greenhouse gas (GHG) is CO_2 , CH_4 , and N_2O , and the last two, respectively, the potential for heat 310 and 21 times higher than CO_2 radiative forcing. Agriculture contributes a significant part of GHG emissions into the atmosphere, but the carbon sequestration (C) in well-managed soil can mitigate carbon dioxide (CO_2) emissions and, therefore, reducing the GHG emissions from agricultural sector. However, the flow of nitrous oxide (N_2O) and methane (CH_4) must also be considered in determining the global warming potential (GWP) system. This chapter addresses the potential for GHG mitigation from soil as an indicator of ecosystem services, given their potential influence on the reduction of global warming. Conservation systems potentiate soil C accumulation and, when well managed, can mitigate GHG emissions to the atmosphere by reducing the emission of N_2O and CH_4 allowing a more effective impact on ecosystem services.

Keywords: Conservation systems, carbon sequestration, mitigation of global warming.

1. Introdução

Dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) são os três principais gases de efeito estufa (GEE). Desde 1750, devido à ação antrópica, suas concentrações na atmosfera aumentaram em 40% (para 391 ppm), 150% (para 1.803 ppb) e 20% (para 324 ppb), respectivamente (IPCC, 2013). Quantidade considerável destes gases é produzida e/ou consumida em processos que ocorrem no solo (TANG et al., 2006).

O solo é o maior reservatório terrestre de C. A quantidade de C nele presente está estimada entre 1.200 a 1.600 Pg, sendo que, na vegetação terrestre, a quantidade estimada é de 550 a 700 Pg e na atmosfera é próximo a 750 Pg (SUNDQUIST, 1993). Ao converter os ecossistemas naturais em agrícolas, geralmente

ocorrem perdas significativas de C no solo, na forma de CO_2 para a atmosfera (MOSIER, 1989).

Solos submetidos a sistemas conservacionistas de manejo podem contribuir para a mitigação de GEE pelo sequestro de C, tornando-se um dreno de CO_2 , o gás mais emitido para a atmosfera em solos agrícolas brasileiros (BRASIL, 2013). O presente capítulo trata do potencial de mitigação de GEE, a partir do solo como indicador de serviços ambientais, dada à sua potencial influência na redução do aquecimento global. Serão enfatizadas as emissões a partir de solos agrícolas e apresentados resultados que contribuem para se chegar a conclusões mais consistentes sobre emissão de GEE em plantio

direto (PD), manejo presente em aproximadamente 32 milhões de hectares do país (FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO, 2012). As emissões em monocultivos florestais de *Pinus taeda* também serão abordadas.

2. As trocas gasosas entre solos agrícolas e atmosfera como indicador de serviços ambientais

2.1. Emissões de CO₂ e o potencial de mitigação de solos agrícolas

No solo, o CO₂ é gerado na decomposição aeróbia da matéria orgânica e /ou de resíduos vegetais por organismos heterotróficos e na respiração de raízes (PAUL; CLARK, 1996). A emissão de CO₂ do solo à atmosfera é influenciada por

fatores ambientais (climáticos e edáficos), ao longo do ano, e pelas práticas agrícolas inerentes aos diferentes sistemas de manejo. As variações estacionais da temperatura, do ar, do solo, e da umidade do solo, como resultado de precipitações pluviométricas, modificam os processos microbianos e a intensidade destes, podendo também alterar as emissões de CO₂ à atmosfera (COSTA et al., 2008).

Um maior entendimento dessa influência tem motivado estudos em todos os ecossistemas, os quais, entre outros objetivos, procuram identificar ou até mesmo desenvolver práticas que aumentem o estoque de C e reduzam a emissão de CO₂ do solo (AMADO et al., 2001; BAYER et al., 2000a, 2000b; JANZEN et al., 1996). Práticas de manejo conservacionistas podem mitigar emissões de CO₂, pois aumentam os estoques de C no solo (Tabela 1).

Tabela 1. Estoques de carbono nas camadas superficiais do solo, em experimentos de longa duração, comparando rotações/seqüências de culturas manejadas sob plantio direto (PD) e preparo convencional (PC).

Localização	Solo	Rotação/seqüência de culturas	Tempo (anos)	Profundidade (cm)	Diferença PD - PC (Mg ha ⁻¹)	Referência
Lages, SC	Cambissolo Húmico álico	Milho/soja, feijão, trigo, aveia	8	20	8,5	Bayer e Bertol (1999)
		Aveia/milho			4,6	
Eldorado do Sul, RS	Argissolo Vermelho distrófico	Aveia + ervilhaca/milho + caupi	9	30	6,4	Bayer et al. (2000b)
		Aveia preta + ervilhaca/milho			0,7	
Santa Maria, RS	Latossolo Vermelho distrófico	Azevém + ervilhaca/milho	8	20	1,24	Amado et al. (2001)
		Mucuna + milho			5,42	
		Feijão bravo + milho			0,65	
Passo Fundo, RS	Latossolo Vermelho distrófico	Trigo/soja			-1,3	Pesquisadores Embrapa Agrogases
		Trigo/soja – ervilhaca/milho	13	30	5,4	
		Trigo/soja-aveia/soja-ervilhaca/milho			9,1	
		Aveia/milho com N			4,3	
Eldorado do Sul, RS	Argissolo Vermelho distrófico	Lablab + milho com N	17	17,5	18,6	Sisti et al. (2004)
		Guandu + milho com N			20,5	
		Ervilhaca/milho com N			5,8	
Eldorado do Sul, RS	Argissolo Vermelho distrófico	Aveia + ervilhaca/milho + caupi com N	13	30	7,7	
Cruz Alta, RS	Latossolo Vermelho distrófico	Trigo/soja – ervilhaca/milho	17	30	3,6	
Londrina, PR	Latossolo Vermelho distrófico	Tremoço/milho – aveia/soja-trigo-trigo/soja	6	20	0,58	Pesquisadores Embrapa Agrogases

As práticas agrícolas que mais estimulam a ação microbiana sobre a matéria orgânica do solo (MOS) e resíduos vegetais adicionados são a aração e a gradagem. Esse estímulo se dá pelo aumento da aeração, maior contato solo/resíduo vegetal e pela quebra dos agregados do solo, pela exposição

do material orgânico lábil (COSTA et al., 2008). Nesse sentido, é esperado menor emissão de CO₂ em solos não revolvidos do que aqueles cultivados sob manejo convencional. As emissões de CO₂ no sistema solo-atmosfera em função do preparo do solo e da adição de resíduos são apresentadas na Figura 1.

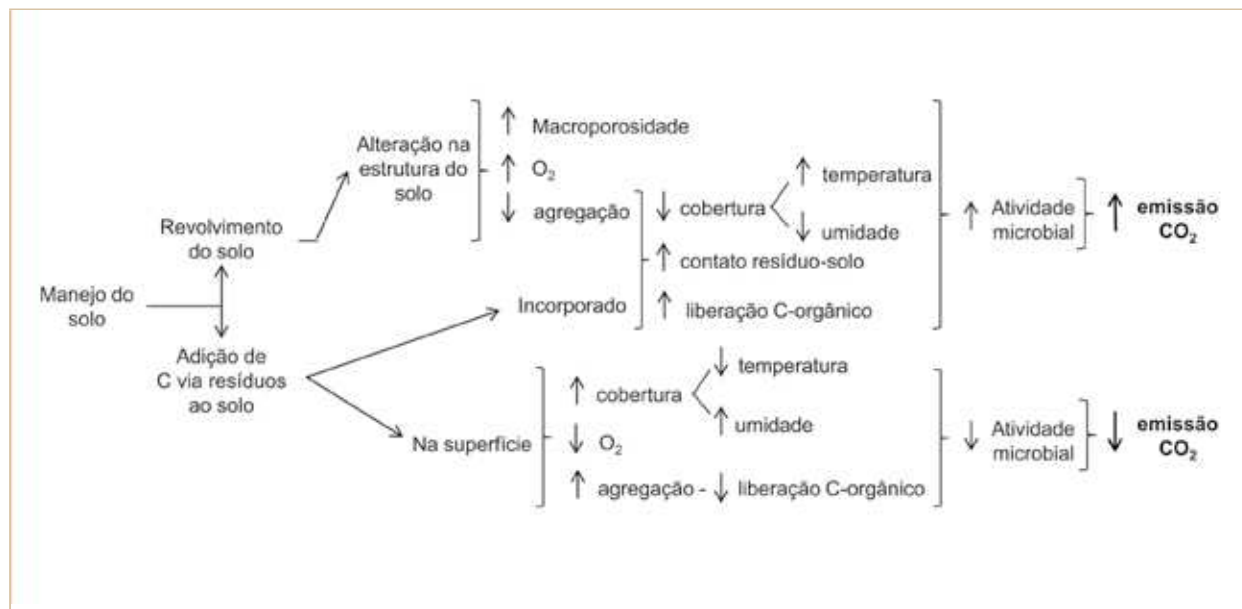


Figura 1. Relações entre sistemas de manejo (com e sem revolvimento do solo) na emissão de CO₂ à atmosfera.

O PD contribui para a redução das taxas de decomposição da matéria orgânica do solo, através da baixa mobilização do meio. Quando associado a sistemas de culturas com alto aporte de resíduos vegetais, o PD atua como um dreno de CO₂ da atmosfera para a MOS (BAYER et al., 2006; DIEKOW et al., 2004). A utilização de leguminosas, em sucessão ou em consórcio, é uma prática que favorece o suprimento de nitrogênio ao solo, trazendo, inclusive, outros benefícios na adição de resíduos e na MOS. A qualidade do resíduo adicionado ao solo, também pode afetar o acúmulo de matéria orgânica, uma vez que resíduos recalcitrantes apresentam-se mais resistentes à mineralização microbiana (PAUSTIAN et al., 1997).

O acúmulo de C também está relacionado às características intrínsecas do solo. A textura, por exemplo, influencia o acúmulo de MOS em função da proteção física. Solos argilosos apresentam MO mais estável, quando comparado aos solos arenosos, o que é explicado pela capacidade de interação da fração mineral com a MO e a sua proteção dentro de macro e microagregados (BAYER et al., 2006).

A combinação das variações climáticas determina o potencial de adição de fitomassa, bem como a influência sobre a decomposição da MO. Isso, associado à textura e mineralogia do solo, definirá o maior potencial de acúmulo de C no solo em sistema conservacionista, quando comparado ao sistemas convencional (GOMES et al., 2009).

2.2. Emissões de N₂O e o potencial de mitigação de solos agrícolas

A produção de N₂O no solo ocorre em função dos processos microbiológicos de nitrificação e desnitrificação. Ambos são afetados por condições físicas (difusão de O₂, temperatura do solo, conteúdo de água), químicas (concentração de nitrato e amônio, disponibilidade de C facilmente metabolizável) e biológicas do solo (atividade microbiana). Esses podem ou não ocorrer de forma simultânea no sistema (COSTA et al., 2008; ZANATTA et al., 2010).

Na nitrificação, as bactérias quimioautotróficas oxidam o amônio (NH₄⁺) presente no solo, produzindo nitrato (NO₃⁻) em duas etapas; na primeira, o NH₄⁺ é oxidado a NO₂⁻, por bactérias dos gêneros *Nitrossomonas* e *Nitrospira*. Este é oxidado a NO₃⁻, por bactérias do gênero *Nitrobacter*, na segunda etapa. A produção de N₂O por nitrificação está condicionada à redução de compostos intermediários entre o NH₄⁺ e o NO₂⁻ e do próprio NO₂⁻, geralmente pelos mesmos organismos que oxidam o amônio (PAUL; CLARK, 1996). Para Ritchie e Nicholas (1972), o acúmulo de NO₂⁻ no solo é o fator determinante para a produção de N₂O por nitrificação, o que tem sido indicado como um mecanismo de defesa para minimizar o acúmulo intracelular de NO₂⁻. Neste caso, as bactérias usam o NO₂⁻ como acceptor final de elétrons para reduzir

seus níveis tóxicos no solo, produzindo N_2O . O processo de nitrificação, por ser aeróbio, é favorecido em solos bem drenados, com disponibilidade de NH_4^+ , NO_2^- e O_2 , adequados à atividade microbiana.

Apesar da possibilidade de produção de N_2O por nitrificação, os picos de emissão de N_2O no solo, geralmente, são atribuídos ao processo de desnitrificação (LIU et al., 2007; ZANATTA et al., 2010). Na desnitrificação, os óxidos de nitrogênio, nitrito e nitrato são reduzidos às formas gasosas de nitrogênio (NO , N_2O ou N_2). No solo, uma grande variedade de bactérias é capaz de desnitrificar (p.e. *Pseudomonas*). Na sua grande maioria, são microrganismos anaeróbios facultativos, que oxidam formas orgânicas de carbono disponível no solo, a fim de gerar energia, e usam o NO_3^- como receptor final de elétrons na ausência de O_2 (PAUL; CLARK, 1996).

O NO_3^- é a espécie química nitrogenada que mais age como aceptor final de elétrons, na ausência de O_2 , devido principalmente à sua maior disponibilidade no solo e à menor energia de ativação requerida na reação, em relação ao N_2O e ao NO (ATKINS, 2006). Em solos não adubados, a disponibilidade de NO_3^- deve regular o processo de desnitrificação. Entretanto, em solos adubados com N, o fator limitante poderá ser a disponibilidade de C no solo (FIRESTONE; DAVIDSON, 1989).

A precipitação e a frequência em que esta ocorre aliado à temperatura do solo são os fatores meteorológicos capazes de afetar a extensão dos sítios de anaerobiose no solo, pelo aumento direto da umidade do solo e da porosidade preenchida por água (PPA), e indiretamente pelo efeito da temperatura na atividade microbiana. Entre as práticas de manejo, aquelas que resultam no aumento da atividade biológica no solo podem aumentar a emissão de N_2O , por consumir o O_2 disponível (BAGGS et al., 2003; BALL et al., 1999; PIVA et al., 2012; ZANATTA et al., 2010), criando nichos de anaerobiose, quando o suprimento de O_2 é menor que sua demanda no solo. Nesses locais, microrganismos que produzem enzimas necessárias ao processo passam a desnitrificar e a produzir N_2O .

2.3. Emissões de CH_4 e o potencial de mitigação de solos agrícolas

O CH_4 é um dos produtos da etapa final da decomposição microbiana de materiais orgânicos em meio anaeróbio (LE MER; ROGER, 2001). Hutsch (1998) ressalta que a emissão e absorção de CH_4 pelo solo é regulada

pelos processos microbiológicos de produção e oxidação do mesmo. Nos solos agrícolas, a produção de CH_4 ocorre pelas bactérias metanogênicas que, em condições restritas de O_2 , reduzem os compostos orgânicos a CH_4 . A atividade das bactérias que consomem e que produzem o CH_4 é regulada pela disponibilidade de O_2 . Em condições anaeróbias, com potencial de oxidação abaixo de -200 mv há atividade das bactérias metanogênicas. No solo, para que ocorra a emissão de CH_4 não é necessário um ambiente totalmente anaeróbio, mas pode ocorrer em pequenos sítios, como dentro de agregados preenchidos com água (GLAZTEL; STAHR, 2001). O preparo do solo pode modificar a população das bactérias que oxidam o CH_4 através das perturbações que ocorrem durante o revolvimento, como ressaltam Kessavalou et al. (1998).

Quanto às emissões de CH_4 para a atmosfera, cabe destacar a influência da adubação nitrogenada. A mesma tem efeito direto nas emissões, pelas transformações do N do solo. Em função da disponibilidade de $N-NH_4$, há inibição da oxidação do CH_4 no solo, pois há competição do amônio com o CH_4 , pela enzima mono-oxygenase ou também pela presença da hidroxilamina ou de nitrito (NO_2^-) pela oxidação do NH_4^+ , como ressaltado por Wang e Ineson (2003). Por outro lado, pode ocorrer a oxidação do CH_4 no solo pela atividade das bactérias metanotróficas que utilizam esse gás como fonte de C e de energia. A disponibilidade de O_2 é fundamental para o desenvolvimento dessas bactérias, que são aeróbias, logo, solos bem estruturados podem absorver mais metano (CONRAD, 1989).

Características intrínsecas do solo, como a textura, também podem influenciar a oxidação de CH_4 no solo. Nesse sentido, solos mais arenosos apresentam maior oxidação do CH_4 do que os mais argilosos, pois propiciam melhor difusão do gás no solo (BOECKX et al., 1997).

A lavoura de arroz é a principal fonte agrícola de CH_4 para atmosfera; a redução da emissão deste gás deve envolver o tipo de preparo de solo nas práticas de cultivo do arroz, especialmente no manejo da água de irrigação, adubação e na utilização de cultivares melhorados geneticamente (BAYER et al., 2011).

A magnitude das emissões de CH_4 em solos alagados é influenciada pela disponibilidade de substratos orgânicos, sendo a taxa de produção de CH_4 aumentada com a adição de restos culturais, exsudatos radiculares e MO do solo. Resíduos vegetais, em solos alagados, aumentam a emissão de CH_4 , por reduzirem o potencial de oxirredução

do solo e por servirem de substrato à metanogênese. Neste sentido, a incorporação de resíduos culturais no solo amplia o potencial de emissão de CH_4 em comparação com sua manutenção na superfície do solo (COSTA, 2005). Costa et al. (2008) avaliaram a emissão de CH_4 por três safras agrícolas consecutivas, em PD e PC na região Sul do Brasil. Nesse estudo, o PD emitiu 25% menos CH_4 do que o PC. Os autores justificam que o revolvimento da camada arável, além de incorporar resíduos vegetais, facilita o crescimento de raízes do arroz em profundidade

no solo, facilitando o aumento de fontes de C orgânico para a metanogênese.

A maior emissão de CH_4 do solo revolvido está relacionada com a maior área de contato solo-resíduo. Portanto, a ação dos microrganismos responsáveis pela decomposição aumenta a liberação de compostos orgânicos para a metanogênese. Aliado a isso, o preparo do solo reduz sua resistência física ao enraizamento das plantas de arroz, resultando em maior densidade de raízes em profundidade, em comparação ao solo sob PD (Figura 2).

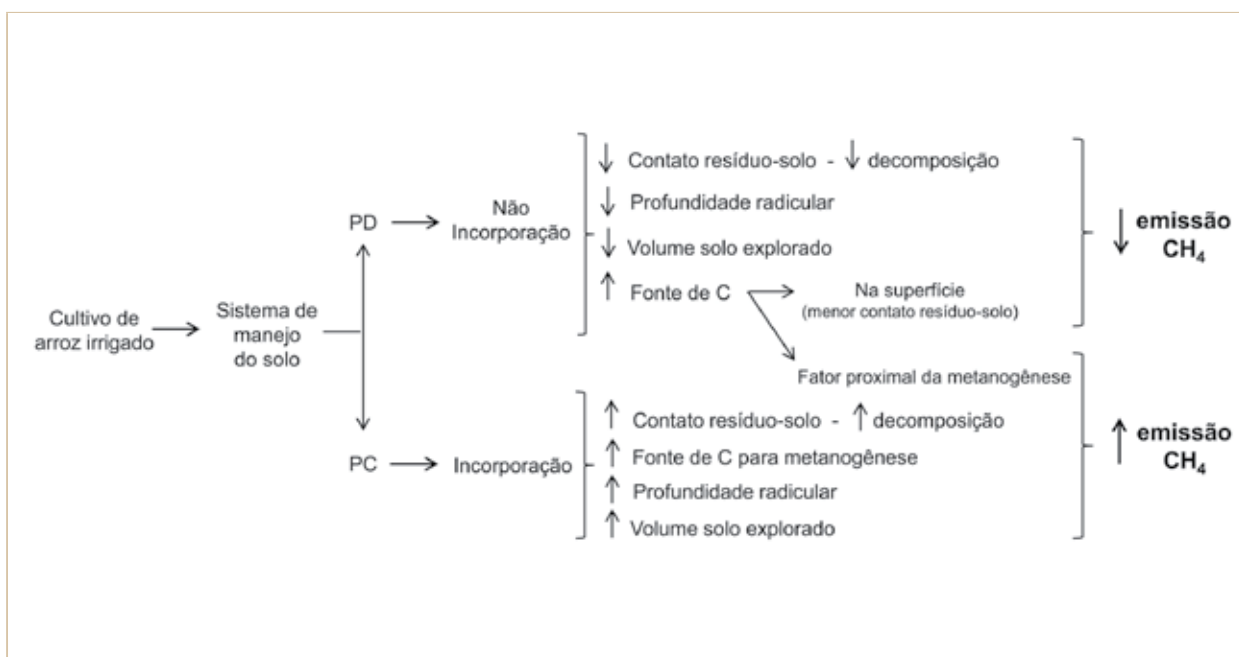


Figura 2. Efeito de práticas de manejo (conservacionista e convencional) na emissão de CH_4 em solo anaeróbico cultivado com arroz.

Vale ressaltar que a aplicação superficial de resíduos vegetais nos solos em PD aumenta o fornecimento de C, traduzindo-se no seu principal efeito sobre fatores proximais da metanogênese. No cultivo de arroz sob PD, é esperado que o volume de raízes se concentre mais nas camadas superficiais em comparação ao PC. Por esse aspecto, não há problemas com relação à nutrição vegetal, visto que os nutrientes tendem a se concentrar mais nas camadas superficiais do solo. Para o PD, a menor decomposição dos resíduos vegetais e maior concentração de raízes em camadas superficiais são aspectos importantes na redução das emissões de CH_4 . A menor decomposição significa menos compostos para a metanogênese, enquanto a maior concentração de raízes na camada superficial representa maior probabilidade destas estarem em zonas menos reduzidas, impedindo, desta forma, a metanogênese (COSTA et al., 2008).

3. Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa

3.1. Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo – atmosfera

A escolha do método para avaliar as emissões de gases do efeito estufa (GEE) é uma etapa importante para o conhecimento e/ou desenvolvimento de práticas agrícolas com potencial de mitigação do aquecimento global (COSTA et al., 2006). O influxo líquido anual de C- CO_2 atmosférico no solo é dado pelo estoque de C orgânico em sistemas conservacionistas.

3.2. Método da câmara estática fechada

O método da câmara estática fechada foi proposto por Mosier (1989) e Parkin (2003). A partir da variação da

concentração dos gases num intervalo de tempo e dentro de um volume constante, pré-definidos, há estimação do efluxo ou influxo dos GEE no sistema solo-atmosfera (HUTCHINSON; LIVINGSTON, 1993).

Em nossos estudos, para coleta das amostras de ar, as câmaras, fabricadas artesanalmente, possuem dimensões

de 0,33 m de diâmetro e 0,35 m de altura, e são acopladas sobre uma base de metal (diâmetro interno de 0,32 m), fixada no solo a uma profundidade de três centímetros no início de cada estudo. A base de metal possui uma canaleta de dois centímetros de largura, onde se acopla a câmara (Figura 3).



Figura 3. (1) Câmara estática acoplada no ato da coleta das amostras de ar no solo cultivado com *Pinus taeda*; (2) Base ou canaleta metálica inserida no solo.

O isolamento entre o ambiente interno e externo da câmara é assegurado por uma borracha fixada na borda da câmara, permitindo um encaixe justo. As bases são retiradas do campo apenas na semeadura e na colheita das culturas e, depois de reinstaladas, é respeitado o limite mínimo de 24 horas para realização de novas amostragens. Cada câmara é construída com um ventilador interno para homogeneização do ar, um termômetro para medição da temperatura interna da câmara e uma válvula de saída do ar, utilizada para a coleta de amostras. Para minimizar qualquer efeito da temperatura na emissão diária dos GEE, as coletas são realizadas apenas entre 09:00 e 10:00 h da manhã, período considerado ideal, por representar o fluxo médio de emissão diário, conforme Jantalia et al. (2008). As amostras de ar são coletadas com o uso de seringas de polipropileno de 10 mL e colocadas em uma caixa de isopor, mantidas a baixas temperaturas (< 7 °C) durante o percurso experimento-Laboratório. No laboratório, as amostras são transferidas para frascos de vidro (12 mL Exetainer, Labco), previamente evacuados e depois enviados para análise. A concentração dos GEE (N₂O, CH₄ e CO₂) é obtida por cromatografia gasosa. As emissões de N₂O e CH₄ em $\mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e do CO₂ em $\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ são obtidas através da variação da concentração desses gases nos tempos 0, 15, 30 e 45 min dentro da câmara, sendo o volume molar (Vm) do

gás dentro da câmara corrigido pela temperatura medida no momento da coleta e os fluxos (f) do N₂O, CH₄ e CO₂ são calculados de acordo com a seguinte fórmula (JANTALIA et al., 2008):

$$f = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{V}{A} \times \frac{m}{V_m}$$

Onde: $\Delta C/\Delta t$ corresponde à variação na concentração do gás analisado durante o período de incubação (45 min); V e A correspondem ao volume interno da câmara (0,031 m³) e área do solo (0,083 m²) coberta pela câmara, respectivamente; m é o peso molecular do N₂O, CH₄ ou CO₂. Integrando-se os resultados de emissão dos GEE ao longo do tempo de avaliação é possível obter a emissão acumulada anual por hectare.

3.3. Métodos micro-meteorológicos

Os métodos micro-meteorológicos podem fornecer resultados diretos para emissões de GEE, sendo utilizados nos cálculos de trocas gasosas em escala de ecossistema, considerando a participação da biomassa vegetal, como no método da covariância de vórtices turbulentos (D'ANDRÉA et al., 2004).

O método de covariância de vórtices turbulentos tem sido utilizado alternativamente aos sistemas de câmaras fechadas, por não apresentar as interferências câmara-superfície do solo. O transporte de gases entre as plantas e a atmosfera é feito,

dominantemente, por fluxo turbulento, num sistema de cultivo. De acordo com Field et al. (1992), o método da covariância de vórtices turbulentos se baseia no fato de que o fluxo líquido de CO_2 num ecossistema é igual à covariância média (extensão na qual as variáveis são alteradas, em conjunto) entre as flutuações na velocidade vertical do vento e as flutuações na concentração desse gás, o que permite descrever a direção e a magnitude do transporte líquido de CO_2 .

Esse método de avaliação é o que menos interfere nas condições naturais, contudo é um método mais caro, em função do custo dos equipamentos utilizados. Tais equipamentos são compostos por dispositivos de monitoramento de condições climáticas, como anemômetros sônicos e barômetros e analisadores de gases por infravermelho, e são instalados em torres de altura variável em função do tipo da cultura avaliada (DUIKER; LAL, 2000). A construção de torres é uma desvantagem desse método, em função da necessidade de manutenção dos equipamentos, que podem estar a elevadas alturas quando avaliadas as emissões em sistemas florestais, por exemplo (D'ANDRÉA et al., 2004).

Jensen et al. (1996) indicam que os dois métodos apresentados anteriormente são usados para medir diferentes aspectos do ciclo do carbono.

As câmaras estimam as interações solo-atmosfera e a covariância de vórtices turbulentos fornece resultados numa escala mais abrangente, pois mede as trocas gasosas entre superfície-atmosfera, considerando o ecossistema como um todo e incluindo a vegetação rasteira e o próprio dossel.

4. Emissões de GEE em solos agrícolas e florestais

4.1. Emissões de N_2O em solos agrícolas

Em solos agrícolas, tanto as condições físicas, como a disponibilidade de substrato para nitrificação e desnitrificação e a atividade microbiana são afetadas pelas práticas de manejo de solo como os sistemas de preparo (ROCHETTE et al., 2004) e a adubação nitrogenada (JONES et al., 2007; ZANATTA et al., 2007, 2010).

Os efeitos do preparo de solo estão relacionados, em parte, com a sua influência na estrutura do solo, na taxa de decomposição dos resíduos vegetais e na mineralização do N orgânico do solo (PIVA et al., 2012). Trabalhos de literatura indicam que a emissão de N_2O foi maior no PD, devido à maior umidade do solo, maior densidade e menor porosidade de aeração, criando assim condições favoráveis

para a desnitrificação (BAGGS et al., 2003; BALL et al., 1999; MACKENZIE et al., 1997). Escobar et al. (2010) encontraram maior emissão de N_2O no PD do que no PC, no período pós-colheita de soja, em Latossolo da região Sul, pela manutenção da palha com elevado teor de N, que pode ser liberado na forma de N_2O pelos processos de nitrificação ou desnitrificação.

Em outros solos brasileiros, trabalhos conduzidos no Subtropical (JANTALIA et al., 2008) e Cerrado (METAY et al., 2007; SIQUEIRA-NETO et al., 2011) apresentaram emissões similares para PD e preparo convencional (PC). Carvalho et al. (2009), no Cerrado, observaram maior emissão de N_2O em área de PD.

Apesar da diversidade de resultados com relação às emissões de N_2O entre preparos do solo, trabalhos recentes evidenciam menor emissão de N_2O em PD do que em PC (CHATSKIKH; OLESEN, 2007; GREGORICH et al., 2008; MALHI et al., 2006; MUTEGI et al., 2010; PASSIANOTO et al., 2003; PETERSEN et al., 2011; PIVA et al., 2012; USSIRI et al., 2009). Em Latossolo na região Sul, Jantalia et al. (2008) encontraram menor emissão no PD pela boa drenagem e favorecimento de condições aeróbias. Da mesma forma, Six et al. (2004) verificaram que solos em PD, estabelecido a longo período (> 10 anos), apresentaram menores emissões de N_2O , quando comparado ao PC, pela melhoria nas propriedades físicas do solo, com ênfase na estrutura e agregação, favorecendo a drenagem e a aeração do solo, reduzindo as emissões desse gás. O preparo do solo expõe o material orgânico lábil protegido fisicamente, devido à ruptura dos agregados (KRULL et al., 2003). A atividade microbiana sobre essa fração orgânica, além de liberar N-mineral no solo, afeta o suprimento de O_2 e a emissão de N_2O a partir do mesmo (GRANDY et al., 2006). De acordo com Baggs et al. (2000) e Piva et al. (2012), acentuados picos de emissão no PC podem estar relacionados a uma estimulação rápida de decomposição microbiana e ao aumento da oferta de substrato para a nitrificação e desnitrificação, após a incorporação de resíduos no solo.

Em solos agrícolas, a produção de N_2O por nitrificação é maximizada por condições de umidade do solo em torno de 35 - 60% do espaço poroso preenchido por água (BATEMAN; BAGGS, 2005; KHALIL et al., 2004) e a disponibilidade de NH_4^+ é essencial ao processo. A disponibilidade de NH_4^+ é influenciada pela mineralização/imobilização de N no solo. Contudo, a presença de plantas e a capacidade de troca de cátions (CTC) do solo, também podem afetar a magnitude do

processo de nitrificação no mesmo (KUDEYAROV, 1999). Em solos aerados, a disponibilidade de NO_2^- pode ser um fator limitante ao processo, devido à sua toxicidade. Normalmente, a primeira etapa da nitrificação (nitrificação) é mais lenta em relação à segunda (nitratação), evitando acúmulos de NO_2^- no solo (VICTORIA, 1992). Entretanto, em determinados casos, o acúmulo de NO_2^- no solo é notada, principalmente, quando as condições do mesmo são desfavoráveis a nitratação. Por exemplo, a aplicação de quantidades elevadas de fertilizantes amoniacais em solos com pH maior que 6. A amônia formada nestas condições é tóxica a *Nitrobacter* sem, no entanto, influenciar as *Nitrossomonas* (ZANATTA, 2009). Como resultado, quantidades tóxicas de NO_2^- poderão acumular no solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

4.2. Emissões de CH_4 em solos agrícolas

No solo, a atividade das bactérias metanotróficas é regulada pela disponibilidade de O_2 . Deste ponto de vista, solos aerados apresentam capacidade de oxidar o CH_4 gerado e, ainda, dependendo da população presente, podem vir a absorver o CH_4 da atmosfera (GOMES, 2006). Piva et al. (2012) observaram menores emissões de CH_4 no PD, em relação ao PC, ao compararem um Latossolo sob sistemas de preparo do solo. O preparo do solo pode desfavorecer a população das bactérias que oxidam o CH_4 , através das perturbações que ocorrem durante o revolvimento, como ressalta Kessavalou et al. (1998). Além do preparo do solo, outro fator que influencia a oxidação do CH_4 é a adubação nitrogenada, a qual afeta prontamente a oxidação do CH_4 , através da competição do íon NH_4^+ com o CH_4 pela enzima mono-oxigenase, sendo que, após adubações nitrogenadas elevadas, ocorre no solo uma maior concentração de NH_4^+ disponível e, com isso, ao competir pela enzima, esse íon atua como inibidor da oxidação de CH_4 nos solos (BOECKX et al., 1997). Também, segundo Hüstch (1998), há uma interferência na oxidação do CH_4 em longo prazo, pelo poder de acidificação do solo decorrente da adubação nitrogenada. Esta condição diminui a capacidade de estabelecimento das bactérias metanotróficas, diminuindo a capacidade do solo em absorver CH_4 atmosférico.

4.3. Emissões de GEE em solos de floresta

As florestas e solos florestais são os sumidouros terrestres primários para o carbono atmosférico, pois promovem a captura de CO_2 da atmosfera por meio da fotossíntese, visando à redução dos efeitos do aquecimento global.

Porém, mudanças de uso da terra causam alterações

na cobertura vegetal, modificando os estoques de C da biomassa arbórea e do solo (VELOSO-GOMES, 2014). Através da estimativa do armazenamento de carbono no solo e na biomassa da floresta, quantifica-se o efeito da captura do carbono atmosférico por processos de florestamento e reflorestamento (BALBINOT et al., 2008).

Solos florestais, geralmente, emitem N_2O para a atmosfera, como produto intermediário e final da nitrificação e desnitrificação (FANG et al., 2012). Além de fatores que influenciam a aeração do solo, o fluxo de N_2O é regulado pela ciclagem interna de N em ecossistemas florestais (BRUMME et al., 1999; TANG et al., 2006).

Por sua aeração, os solos florestais de regiões de planalto são considerados drenos de CH_4 , devido ao favorecimento da atividade metanotrófica, quando comparado a solos sob condições de saturação (McNAMARA et al., 2008; TATE et al., 2007). O fluxo de CH_4 depende de fatores que afetam a difusividade do gás e a aeração do solo, como densidade, umidade e características químicas da serapilheira (BALL et al., 2007; TANG et al., 2006; TATE et al., 2007). A composição química da lignina, por exemplo, influencia a taxa de decomposição e o fornecimento de substrato para a ocorrência da metanogênese (WILLIAMS; YAVITT, 2003).

O consumo de GEE pode ser reduzido pela conversão de florestas mistas para monocultivos florestais (WANG et al., 2013). Segundo Borken et al. (2003), a taxa de absorção de CH_4 reduziu 31% quando florestas nativas foram convertidas para florestas de coníferas, com tendência similar encontrada por Saggari et al. (2008). Por outro lado, há estudos que encontraram maiores emissões de N_2O e CO_2 em florestas nativas do que em monocultivos de eucalipto (COUTINHO et al., 2010).

A idade do reflorestamento pode interferir na dinâmica de GEE. Ball et al. (2007) encontraram maiores fluxos de CO_2 e N_2O em antigas plantações de *Pinus* quando comparadas com plantações mais recentes. Singh et al. (2009) não encontraram diferenças nas emissões de CH_4 , entre estes dois tipos de florestas.

Numa avaliação do potencial de mitigação de N_2O e CH_4 do solo, em plantações de *Pinus* de primeira rotação, segunda rotação e segunda rotação com desbaste, em relação à mata nativa (referência), Veloso-Gomes (2014) concluiu que povoamentos de *Pinus* intensificam as emissões de N_2O e diminuem o consumo de CH_4 pelo solo, em relação à referência. O autor justifica esse comportamento pela maior PPA. A emissão de N_2O foi aumentada em *Pinus* de segunda

rotação pela maior concentração N-inorgânico, encontrando mais NO_3^- no solo e mais NH_4^+ na serapilheira, e o maior consumo de CH_4 , devido à menor PPA.

5. Considerações finais

A agricultura é responsável por parte das emissões de gases de efeito estufa no Brasil e isso pode estar associado à extensa área de cultivo no país. A adoção de sistemas conservacionistas de manejo pode mitigar as emissões pela retenção do CO_2 atmosférico nos solos agrícolas brasileiros. Pela melhoria da estrutura do solo, o plantio direto bem manejado tende a apresentar menores emissões de N_2O e maior consumo de CH_4 . Florestas plantadas também mitigam as emissões de GEE para a atmosfera, pela fixação atmosférica do CO_2 e aumento do teor de matéria orgânica (MOS) e de carbono do solo. Em função disso, o PD e florestas plantadas contribuem com a prestação de serviços ambientais pela diminuição do potencial de aquecimento global que ocorre, pela mitigação nas emissões de gases de efeito estufa para a atmosfera.

Agradecimentos

Agradecemos as seguintes fontes pelo suporte e financiamento: Termo de Cooperação Técnica Embrapa-lapar no. 21500.10/0008-2 e projeto Embrapa-MP2 no. 02.11.01.031.00.01.

Referências

AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; ELTZ, F. L. F.; BRUM, A. C. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, p. 189-197, 2001.

ATKINS, P. **Princípios de química**: questionando a vida moderna e o meio ambiente. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2006. 968 p.

BAGGS, E. M.; REES, R. M.; SMITH, K. A.; VINTEN, A. J. A. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. **Soil Use and Management**, Blackwell, v. 16, n. 2, p. 82–87, 2000.

BAGGS, E. M.; STEVENSON, M.; PIHLATIE, M.; REGAR, A.; COOK, H.; CADISCH, G. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertilizer under zero and conventional tillage. **Plant and Soil**, The Hague, v. 254, p. 361-370, 2003.

BALL, B. C.; SCOTT, A.; PARKER, J. P. Field N_2O , CO_2 and CH_4 fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 53, p. 29-39, 1999.

BALL, T.; SMITH, K. A.; MONCRIEFF, J. B. Effect of stand age on greenhouse gas fluxes from a Sitka spruce [*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.] Chronosequence on a peaty gley soil. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, p. 2128–2142, 2007.

BALBINOT, R.; VALÉRIO, A. F.; SANQUETTA, C. R.; CALDEIRA, M. V. W.; SILVESTRE, R. Estoque de carbono em plantações de *Pinus* spp. em diferentes idades no Sul do Estado do Paraná. **Floresta**, Curitiba, v. 38, n. 2, p. 317-324, 2008.

BATEMAN, E. J.; BAGGS, E. M. Contributions of nitrification and denitrification to N_2O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 41, p. 379-388, 2005.

BAYER, C.; AMADO, T. J. C.; TORNQUIST, C. G.; CERRI, C. E. P.; DIECKOW, J.; ZANATTA, J. A.; NICOLOSO, R. S.; CARVALHO, P. C. F. Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 7, p. 55-117, 2011.

BAYER, C.; BERTOL, I. Características químicas de um Cambissolo húmico afetadas por sistemas de preparo, com ênfase à matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, p. 687-694, 1999.

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**, Amsterdam, v. 53, p. 95–104, 2000a.

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

- BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T. J. C.; MARTIN-NETO, L.; FERNANDES, S. V. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in Southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 54, p. 101-109, 2000b.
- BOECKX, P.; VAN CLEEMPUT, O.; VILLARALVO, I. Methane oxidation in soils with different textures and land use. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, n. 1-3, p. 91-95, 1997.
- BORKEN, W.; XU Y-J.; BEESE, F. Conversion of hardwood forest to spruce and pine plantations strongly reduced soil methane sink in Germany. **Global Change Biology**, Oxford, v. 9, p. 956-966, 2003.
- BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. Brasília, DF, 2013. v. 2. 80 p.
- BRUMME, R.; BORKEN, W.; FINKE, S. Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 13, p. 1137-1148, 1999.
- CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C.; GODINHO, V. P.; CERRI, C. C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 103, p. 342-349, 2009.
- CHATSKIKH, D.; OLESEN, J. E. Soil tillage enhanced CO₂ and N₂O emissions from loamy sand soil under spring barley. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 97, p. 5-18, 2007.
- CONRAD, R. Control of methane production in terrestrial ecosystems. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMMEL, D. S. (Ed.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere: report of the Dahlem Workshop**. Berlin: Wiley, 1989. p. 39-58.
- COSTA, F. S. **Estoques de carbono orgânico e efluxos de dióxido de carbono e metano de solos em preparo convencional e plantio direto no subtropico brasileiro**. 2005. 145 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- COSTA, F. S.; GOMES, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo-atmosfera. Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo - atmosfera. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v. 36, n. 2, mar./abr., 2006.
- COSTA, F. S.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C. Emissões de gases do efeito estufa em agroecossistemas e potencial de mitigação. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 545-559.
- COUTINHO, R. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R.; TORRES, A. Q. A. T.; JANTALIA, C. P. Estoques de carbono e nitrogênio e emissão de N₂O em diferentes usos do solo na Mata Atlântica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 45, p. 195-203, 2010.
- D'ANDRÉA, A. F.; SILVA, M. L. N.; CURTI, N.; GUILHERME, L. R. G. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, p. 179-186, 2004.
- DIEKOW, J.; BAYER, C.; DICK, D. P.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J. **Sistemas conservacionistas de preparo e suas implicações no ciclo do carbono**. São Carlos: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2004. 17 p. (Embrapa Instrumentação Agropecuária. Documentos, 12).
- DUIKER, S. W.; LAL, R. Carbon budget study using CO₂ flux measurements from a no till system in central Ohio. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 54, p. 21-30, 2000.
- ESCOBAR, L. F.; AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; CHAVEZ, L. F.; ZANATTA, J. A.; FIORIN, J. E. Postharvest nitrous oxide emissions from a subtropical Oxisol as influenced by summer crop residues and their management. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, p. 507-516, 2010.
- FANG, L.; CONG-QIANG, L.; SHI-LU, W.; ZHEN-JIE, Z. Soil temperature and moisture controls on surface fluxes and profile concentrations of greenhouse gases in karst area in central part of Guizhou Province, southwest China. **Environment Earth Science**, v. 67, n. 5, p. 1431-1439, 2012.

FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO NA PALHA. Disponível em: <www.febrapdp.org.br>. Acesso em: 28 jan. 2014.

FIELD, C. B.; BALL, J. T.; BERRY, J. A. Photosynthesis: principles and field techniques. In: PEARCY, R. W.; EHLERINGER, J.; MOONEY, H. A.; RUNDEL, P. W. (Ed.). **Plant physiological ecology**. London: Chapman & Hall, 1992. p. 209-253.

FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMMEL, D. S. (Ed.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. New York: Wiley, 1989. p. 7-21.

GLATZEL, S.; STAHR, K. Methane and nitrous oxide exchange in differently fertilized grassland in southern Germany. **Plant and Soil**, The Hague, v. 231, n. 1 p. 21-35, 2001.

GOMES, J.; BAYER, C.; PICCOLO, M. C.; ZANATTA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; SIX, J. Soil nitrous oxide emission as affected by long-term legume-based crop rotations in a subtropical agroecosystem. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 98, p. 36-44, 2009.

GOMES, J. **Emissão de gases de efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo**. 2006. 129 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

GRANDY, A. S.; LOECKE, T. D.; PARR, S.; ROBERTSON, G. P. Long term trends in nitrous oxide emissions, soil nitrogen, and crop yields of till and no-till cropping systems. **Journal of Environmental Quality**. Madison, v. 35, n. 4, p. 1487-1495, 2006.

GREGORICH, E. G.; ROCHETTE, P.; ST-GEORGES, P.; MCKIM, U. F.; CHAN, C. Tillage effects on N₂O emission from soils under corn and soybeans in Eastern Canada. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 88, p. 153-161, 2008.

HÜTSCH, B. W. Methane oxidation in arable soil as inhibited by ammonium, nitrite, and organic manure with respect to soil pH. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 28, p. 27-35, 1998.

HUTCHINSON, G. L.; LIVINGSTON, G. P. Use of chamber systems to measure trace gas fluxes. In: HARPER, L. A.; PETERSON, G.; BAENZIGER, P. S.; LUXMOORE, R. J. (Ed.). **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Madison: American Society of Agronomy: Crop Science Society of America: Soil Science Society of America, 1993. p. 63-78.

IPCC 2013: summary for policymakers. In: STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G.-K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S. K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, V.; MIDGLEY, P. M. (Ed.). **Climate Change 2013: the physical science basis**. Cambridge: Cambridge University, 2013. 36 p. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

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

JANZEN, H. H.; CAMPBELL, C. A.; GREGORICH, E. G.; ELLERT, B. H. Soil carbon dynamics in Canadian agroecosystems. In: LAL, R.; KIMBLE, J. M.; FOLLET, R. F.; STEWART, B. A. (Ed.). **Soil processes and the carbon cycle**. Boca Raton: CRC, 1988. p. 57-80.

JENSEN, I. S.; MUELLER, T.; TATE, K. R.; ROSS, D. J.; MAGID, J.; NIELSEN, N. E. Soil surface CO₂ flux as index of soil respiration in situ: a comparison of two chamber methods. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 28, p. 1297-1306, 1996.

JONES, S. K.; REES, R. M.; SKIBA, U. M.; BALL, B. C. Influence of organic and mineral N fertilizer on N₂O fluxes from a temperate grassland. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 121, p. 74- 83, 2007.

KESSAVALOU, A.; MOSIER, A. R.; DORAN, J. W.; DRIJBER, R. A.; LYON, D. J.; HEINEMEYER, O. Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod and winter wheat-fallow tillage management. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 27, p. 1094-1104, 1998.

KHALIL, K.; MARY, B.; RENAULT, P. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O₂ concentration. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 36, p. 687-699, 2004.



- KRULL, E. S.; BALDOCK, J. A.; SKJEMSTAD, J. O. Importance of mechanisms and processes of the stabilization of soil organic matter for modelling carbon turnover. **Functional Plant Biology**, Collingwood, v. 30, p. 207-222, 2003.
- KUDEYAROV, V. N. Nitrogen cycle and nitrous oxide production. **Eurasian Soil Science**. New York, v. 32, n. 8, p. 892-901, 1999.
- LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 37, p. 25-50, 2001.
- LIU, X. J. J.; MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; REULE, C. A.; ZHANG, F. S. Dinitrogen and N₂O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 2362-2370, 2007.
- MACKENZIE, A. F.; FAN, M. X.; CADRIN, F. Nitrous oxide emission as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations and nitrogen fertilization. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 77, p. 145-152, 1997.
- MALHI, S. S.; LEMKE, R.; WANG, Z. H.; CHHABRA, B. S. Tillage, nitrogen and crop residue effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality, and greenhouse gas emissions. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 90, p. 171-183, 2006.
- MCNAMARA, N. P.; BLACK, H. I. J.; PEARCE, T. G.; REAY, D. S.; INESON, P. The influence of afforestation and tree species on soil methane fluxes from shallow organic soil at the UK Gisburn Forest Experiment. **Soil Use and Management**, Blackwell, v. 24, p. 1-7, 2008.
- METAY, A.; OLIVER, R.; SCOPEL, E.; DOUZET, J. M.; ALVES MOREIRA, J. A.; MARAUX, F.; FEIGL, B. J.; FELLER, C. N₂O and CH₄ emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiania (Cerrados, Brazil). **Geoderma**, Amsterdam, v. 141, p. 78-88, 2007.
- MOREIRA, F. M. D. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: Ed. da UFLA, 2006. 729 p.
- MOSIER, A. R. Chamber and isotope techniques. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMMEL, D. S. (Ed.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**: report of the Dahlem Workshop. Berlin: Wiley, 1989. p.175-187.
- MUTEGI, J. K.; MUNKHOLM, L. J.; PETERSEN, B. M.; HANSEN, E. M.; PETERSEN, S. O. Nitrous oxide emissions and controls as influenced by tillage and crop residue management strategy. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 42, p. 1701-1711, 2010.
- PARKIN, T.; MOSIER, A.; SMITH, J.; VENTEREA, R.; JOHNSON, J.; REICOSKY, D.; DOYLE, G.; MCCARTY, G.; BAKER, J. **Chamber-based trace gas flux measurement protocol**. In: FOLLETT, R. F. (Ed.). Sampling protocols. [S.l.: USDA, 2003]. p. 3-39.
- PASSIANOTO, C. C.; AHRENS, T.; FEIGL, B. J.; STEUDLER, P. A.; DO CARMO, J. B.; MELILLO, J. M. Emissions of CO₂, N₂O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 38, p. 200-208, 2003.
- PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2nd ed. San Diego: Academic Press, 1996. 340 p.
- PAUSTIAN, K.; ANDRÉN, O.; JANZEN, H. H.; LAL, R.; SMITH, P.; TIAN, G.; TIESSEN, H.; van NOORDWIJK, M.; WOOMER, P. L. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. **Soil Use Management**, Blackwell, v. 13, p. 230-244, 1997.
- PETERSEN, S. O.; MUTEGI, J. K.; HANSEN, E. M.; MUNKHOLM, L. J. Tillage effects on N₂O emissions as influenced by a winter cover crop. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 43, p. 1509-1517, 2011.
- PIVA, J. T.; DIECKOW, D.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; MORAES, A.; PAULETTI, V.; TOMAZI, T.; PERGHER, M. No-till reduces global warming potential in a subtropical Ferralsol. **Plant and Soil**, The Hague, v. 361, p. 359-373, 2012.
- RITCHIE, G. A.; NICHOLAS, D. J. D. Identification of the sources of nitrous oxide produced by oxidative and reductive processes in *Nitrosomonas europaea*. **Biochemistry**, Dordrecht, v. 126, p. 1181-1191, 1972.
- ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; BELANGER, G.; CHANTIGNY, M. H.; PREVOST, D.; LEVESQUE, G. Emissions of N₂O from alfalfa and soybean crops in eastern Canada. **Soil Science Society of American Journal**, v. 68, p. 93-506, 2004.

SAGGAR, S.; TATE, K. R.; GILTRAP, D. L.; SINGH, J. Soil atmosphere exchange of nitrous oxide and methane in New Zealand terrestrial ecosystems and their mitigation options: a review. **Plant and Soil**, The Hague, v. 309, p. 25-42, 2008.

SINGH, B. K.; TATE, K. R.; ROSS, D. J.; SINGH, J.; DANDO, J.; THOMAS, N.; MILLARD, P.; MURRELL, J. C. Soil methane oxidation and methanotroph responses to afforestation of pasture with *Pinus radiata* stands. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 41, p. 2196-2205, 2009.

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

SISTI, C. P. J.; 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 & Tillage Research**, Amsterdam, v. 76, p. 39-58, 2004.

SIX, J.; OGLE, S. M.; BREIDT, F. J.; CONANT, R. T.; MOSIER, A. R.; PAUSTIAN, K. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, p. 155-160, 2004.

SUNDQUIST, E. The global carbon dioxide budget. **Science**, Washington, DC, v. 259, p. 934-941, 1993.

TANG, X.; LIU, S. G.; ZHOU, G.; ZANG, D.; ZHOU, C. Soil-atmospheric exchange of CO₂, CH₄, and N₂O in three subtropical forest ecosystems in southern China. **Global Change Biology**, Oxford, v. 12, p. 546-560, 2006.

TATE, K. R.; ROSS, D. J.; SAGGAR, S.; HEDLEY, C. B.; DANDO, J.; SINGH, B. K.; LAMBIE, S. M. Methane uptake in soils from *Pinus radiata* plantations, a reverting shrubland and adjacent pastures: Effects of land-use change, and soil texture, water and mineral nitrogen. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 1437-1449, 2007.

USSIRI, D. A. N.; LAL, R.; JARECKI, M. K. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 104, p. 247-255, 2009.

VELOSO-GOMES, M. **Estoque de carbono e emissão de gases do efeito estufa em cambissolo sob plantações de *Pinus taeda***. 2014. 92 f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

VICTORIA, R.; PICCOLO, M.; VARGAS, A. O ciclo do nitrogênio. In: CARDOSO, E. J. B. N.; ISAI, S. M.; NEVES, M. C. P. **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p. 105-199.

WANG, H.; LIU, S.; WANG, J.; ZUOMIN, S.; LU, L.; ZENG, J.; MING, A.; TANG, J.; YU, H. Effects of tree species mixture on soil organic carbon stocks and greenhouse gas fluxes in subtropical plantations in China. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 300, p. 4-14, 2013.

WANG, Z. P.; INESON, P. Methane oxidation in temperate coniferous forest soil: effects of inorganic N. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 35, n. 3, p. 427-433, 2003.

WILLIAMS, C. J.; YAVITT, J. B. Botanical composition of peat and degree of peat decomposition in three temperate peat lands. **EcoScience**, v. 10, p. 85-95, 2003.

ZANATTA J. A.; BAYER C.; DIECKOW, J.; VIEIRA, F. C. B.; MIELNICZUK, J. Soil organic carbon accumulation and carbon costs related to tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in a subtropical Acrisol. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 94, n. 2, p. 510-519, 2007.

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

ZANATTA, J. A. **Emissão de óxido nitroso afetada por sistemas de manejo do solo e fontes de nitrogênio**. 2009. 92 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

