



**Emissão de CO<sub>2</sub> e potencial de conservação de C em solo submetido à aplicação de diferentes adubos orgânicos<sup>1</sup>**

***CO<sub>2</sub> emission and potential of C conservation following soil application of different organic fertilizer***

**Wininton Mendes da Silva<sup>2</sup>, Cassiano Cremon<sup>3</sup>, Nilbe Carla Mapeli<sup>2</sup>, Rafael César Tieppo<sup>2</sup>, Jucélio Marcos de Carvalho<sup>2</sup>, Loana Longo<sup>2</sup>, Marcelo Ferri<sup>2</sup>, Wellington de Azambuja Magalhães<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT),

<sup>2</sup>Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), Departamento de Agronomia, Av. São João, S/N, Cavalhada - Cáceres, MT, CEP 78200-000. E-mail: winintonmendes@gmail.com

Recebido em: 03/12/2009

Aceito em: 15/06/2010

**Resumo.** O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da aplicação de diferentes fontes de adubos orgânicos na emissão de CO<sub>2</sub> e no potencial de conservação C no solo. Os tratamentos consistiram na aplicação de esterco bovino (5,0 kg m<sup>-2</sup>), esterco de aves (2,0 kg m<sup>-2</sup>), esterco bovinos + aves (3,5 kg m<sup>-2</sup>) e uma testemunha, dispostos em delineamento em blocos casualizados com seis repetições. A emissão de CO<sub>2</sub> foi avaliada pelo método de captura em solução alcalina, utilizando 20 mL de NaOH (2M) e quantificado por titulação com HCl (0,5M). O potencial dos tratamentos em conservar C no solo foi avaliado pela Perda Relativa de Carbono do solo. A maior produção de CO<sub>2</sub> ocorreu aos 10 dias após a aplicação, demonstrando que nas condições edafoclimáticas estudadas, este é o tempo ideal para que a comunidade microbiana se estabeleça e promova a máxima degradação dos resíduos aplicados. O tratamento EA teve maior emissão de CO<sub>2</sub> e maior valor de Perda Relativa de Carbono dentre os tratamentos fertilizados, mostrando ser ineficiente em conservar C no solo. Os tratamentos EB e EM apresentaram menor emissão de CO<sub>2</sub> e obtiveram menores valores de Perda Relativa de Carbono e mostraram-se mais eficiente na conservação de C no solo.

**Palavras-chave.** dinâmica do carbono, esterco de animais, respiração do solo.

**Abstract.** The objective of this study was to evaluate the effect of different organic fertilizers application in CO<sub>2</sub> emissions and the potential for C conservation in soil. The treatments consisted in the application of bovine manure (5.0 kg m<sup>-2</sup>), poultry (2.0 kg m<sup>-2</sup>), bovine + poultry (3.5 kg m<sup>-2</sup>) and a control, arranged in randomized block design with six replicates. The CO<sub>2</sub> emission was measured by the method of capture in alkaline solution, using 20 ml of NaOH (2 M) and quantified by titration with HCl (0.5 M). The potential of treatments to soil C conservation was measured by the relative loss of carbon from the soil. The highest CO<sub>2</sub> production occurred at 10 days after application, showing that at conditions studied, this is the perfect time for the microbial community stabilization and promotes the maximum degradation of residue applied. The EA treatment had higher CO<sub>2</sub> emissions and greater value of relative loss of carbon between the fertilized treatments, shown to be ineffective in soil C conservation. The EB and EM Treatments have lower CO<sub>2</sub> emissions and had lower values of relative loss of carbon and were more efficient in the C conservation in soil.

**Key-words.** carbon dynamics, animals manure, soil respiration.

### **Introdução**

O ecossistema do solo é composto por elementos básicos como os organismos autotróficos, heterotróficos e os saprófitas. A atividade biológica do solo participa de vários processos-chave nesse ecossistema, como decomposição de resíduos vegetais e animais, a ciclagem de nutrientes e relações simbióticas, entre outras (Moreira & Siqueira, 2002). A

atividade basal e a emissão de C-CO<sub>2</sub> decorrente da ação decompositora dos microrganismos heterotróficos no solo são dependentes das condições de solo, principalmente do conteúdo de matéria orgânica do solo (MOS) e da disponibilidade de resíduos vegetais, os quais se constituem nas principais fontes de C à microbiota (Vargas & Scholles, 2000; Costa et al., 2003; Ciotta et al., 2004).



O entendimento dos processos microbianos é importante para o conhecimento da ciclagem de nutrientes, da dinâmica da matéria orgânica, do fluxo de energia do solo e para a adoção de adequado manejo do solo (Smith & Paul, 1990).

Os principais fatores envolvidos na taxa de mineralização dos compostos orgânicos são as condições edafoclimáticas (temperatura, umidade, pH, teores de O<sub>2</sub> e nutrientes no solo) e a qualidade dos substrato (fração solúvel, nutrientes, lignina, índice ligno-celulósico, polifenóis, relação C:N, lignina/N e lignina + polifenóis/N) (Paul & Clark, 1989).

Alguns fatores, como a composição dos organismos decompositores, o ambiente, o microclima do solo e a qualidade dos resíduos acumulados, influenciam na decomposição. Todos esses fatores reunidos determinarão o tempo de permanência dos resíduos adicionados ao solo, bem como a taxa de liberação de nutrientes e a velocidade de decomposição do material orgânico. O material baseado em celulose é decomposto três vezes mais rápido em relação às partes lenhosas ricas em taninos (Larcher, 2000). Neste contexto, a dinâmica de emissão de C-CO<sub>2</sub> será diferente entre sistemas de manejo que apresentem distintas adições de resíduos orgânicos e conteúdos de C no solo, determinando que o uso isolado das emissões de C-CO<sub>2</sub> não seja indicador adequado do potencial de sistemas de manejo na conservação de C no solo, devendo-se considerar para isso as emissões de C-CO<sub>2</sub> por unidade de C orgânico na MOS e nos resíduos incorporados. Dessa forma, sistemas de manejo com menor emissão de C-CO<sub>2</sub> por unidade de C na MOS apresentam maior potencial de conservação de C no solo, em comparação com sistemas de maior emissão de C-CO<sub>2</sub> por unidade de C potencialmente disponível para oxidação microbiana (Costa et al., 2008).

O conhecimento dos estoques de C e de sua dinâmica no solo em sistemas naturais e agroecossistemas na região dos cerrados é importante no desenvolvimento de tecnologias para estabelecer sistemas sustentáveis, bem como para analisar o papel do solo como fonte ou depósito do C-CO<sub>2</sub> da atmosfera. Trabalhos recentes têm indicado que os solos de regiões tropicais podem desempenhar papel importante como depósito de C-CO<sub>2</sub> da atmosfera, reduzindo o efeito estufa (Lal et al., 1995a). Entretanto, na região dos cerrados, além das queimadas, que liberam grande quantidade de CO<sub>2</sub> para atmosfera,

há uma apreciável atividade de uso do solo (culturas anuais, pastagens e reflorestamento), que também é responsável pela perda de C do solo. A comparação entre os estoques de C em diversos agroecossistemas tem sido utilizada para avaliar o papel do solo como fonte ou depósito de C-CO<sub>2</sub>.

A emissão de CO<sub>2</sub> do sistema solo-atmosfera é a grande responsável pelo impacto das atividades agrícolas no aquecimento global do planeta, com isso, tem sido muito grande o interesse no estudo de diversos sistemas de manejo e uso do solo quanto à sua capacidade de armazenar ou perder carbono. A substituição de ecossistemas naturais por agroecossistemas com culturas introduzidas causa a redução no conteúdo e alteração na qualidade de C do solo (Feigl et al., 1995; Houghton, 1995). Entretanto, dependendo do manejo aplicado, pode ocorrer equilíbrio com recuperação e até mesmo acúmulo, o que seria ecologicamente vantajoso, do ponto de vista da diminuição do CO<sub>2</sub> da atmosfera, reduzindo-se o efeito estufa e os impactos da atividade agrícola no ambiente (Siqueira, 1993; Lal et al., 1995b).

Neste sentido, o presente trabalho teve por objetivo avaliar o efeito da aplicação de diferentes fontes de adubos orgânicos na emissão de CO<sub>2</sub> e no potencial de conservação C no solo.

### **Material e Métodos**

O estudo foi conduzido em campo, na fazenda Chácara Rancho Verde, localizada no município de Cáceres, MT, sob pastagem degradada há mais de dez anos sem manejo. O clima local, segundo a classificação de Köppen, é predominantemente tropical, com dois períodos bem definidos, que são o das chuvas, que vai de novembro a março, com maior índice nos meses de dezembro e janeiro, o período da seca vai de abril a outubro. A precipitação pluviométrica média anual é de 1.348,3 mm, a temperatura média anual é de 25,2 °C e umidade relativa média do ar de 80% (Fietz et al., 2008). A amostragem foi realizada em outubro de 2007, sendo o solo da região caracterizado como um Latossolo Vermelho Amarelo Distroférico (Embrapa, 1999), apresentando na camada de 0-0,2 m as seguintes características físico-químicas: pH em água = 5,6; H + Al = 1,8 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; Ca = 1,8 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; Mg = 0,4 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; K = 0,09 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; P = 8,6 mg dm<sup>-3</sup>; MO = 10 g dm<sup>-3</sup>; Areia = 840 g kg<sup>-1</sup>; Silte = 80 g kg<sup>-1</sup>; Argila = 80 g kg<sup>-1</sup>.

O delineamento experimental adotado foi o



de blocos inteiramente casualizados sendo constituídos por quatro tratamentos e seis repetições e cinco épocas de avaliação (8, 10, 13, 17, 32 dias após a aplicação dos esterco). Os tratamentos consistiram na aplicação (base seca) de esterco bovino (EB) - 5,0 kg m<sup>-2</sup>, esterco de aves (EA) - 2,0 kg m<sup>-2</sup>, proveniente de criação tradicional de galinha caipira, bovinos + aves (EM) - 3,5 kg m<sup>-2</sup>, na proporção de 50 % das respectivas dosagens e uma testemunha (T) - solo sem adição de resíduo. As quantidades de adubos orgânicos utilizadas equivalem a uma adubação de 50, 20 e 35 t ha<sup>-1</sup> das respectivas fontes, baseada em quantidades comumente utilizadas para adubação de plantio em horticultura na região (Ribeiro et al., 1999). Cada bloco, com dimensão de 4 m x 1 m, apresentava quatro parcelas de 1 m x 1 m. O solo foi revolvido, durante a aplicação dos esterco, até a profundidade de 0,2 m, com o intuito de potencializar a mineralização dos resíduos.

Foi analisada a relação do C e N (na matéria seca) para os esterco sendo os valores encontrados para bovino de (14,62 g kg<sup>-1</sup> de C e 2,02 g kg<sup>-1</sup> N) e para ave (5,92 g kg<sup>-1</sup> C e 0,63 g kg<sup>-1</sup> N).

A emissão de CO<sub>2</sub> foi avaliada pelo método de captura do CO<sub>2</sub> em solução alcalina (Isermeyer, 1952). Foram utilizadas campânulas introduzidas no solo em profundidade de 0,02 m e em um bloco ao acaso foi montada uma campânula a mais em cada tratamento, para implantação da campânula controle (branco).

Como o CO<sub>2</sub> evolui da superfície do solo, ele é retido nas campânulas até ficar difuso e ser absorvido pelo álcali (20 ml de NaOH 2M) em *becker* de 80 ml, dispostos sobre tripés metálicos, suspensos a 0,02 m do solo. Nas campânulas do tratamento controle, o álcali permaneceu fechado nos frascos. Depois de montadas, as campânulas foram protegidas por coberturas de poliestireno expandido (isopor®), para evitar a incidência direta de raios solares e diminuir a elevação de temperatura no interior das campânulas.

Após o período de exposição, as campânulas foram retiradas, os frascos tampados e hermeticamente vedados, posteriormente foram acondicionados em caixas térmicas e então, levados ao laboratório para análise. A quantificação do CO<sub>2</sub> desprendido do solo foi determinado mediante titulação do NaOH remanescente nos recipientes, com uma solução de HCl (0,5M). A massa de CO<sub>2</sub> desprendida por

unidade de área e tempo foi calculada pela Equação 1 descrita por Alef & Nannipieri (1995):

$$EM = \{(VB - VA) * HCl \times Eq \text{ CO}_2\} / A \times T \quad \text{Eq(1)}$$

em que:

EM = emissão de CO<sub>2</sub> (mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>);

VB = volume do ácido clorídrico gasto na titulação do branco (frascos brancos (controle);

VA = volume do ácido clorídrico gasto na titulação da amostra;

HCl = normalidade do ácido clorídrico = 0,5 M;

EqCO<sub>2</sub> = equivalente a grama de CO<sub>2</sub> = 22;

A = área de abrangência da campânula;

T = tempo em horas.

O potencial de cada fonte de adubo orgânico em conservar C no solo foi avaliado pela emissão de C-CO<sub>2</sub> por unidade de C nos resíduos orgânicos e no solo (0–0,2 m) (Equação 2), expresso como a Perda Relativa de C do solo (PRC), na unidade de g C-CO<sub>2</sub> kg C (resíduo + solo)<sup>-1</sup>, como descrito por Costa et al., (2008), sendo que neste caso, o potencial dos tratamentos em conservar C no solo está diretamente relacionado à PRC encontrada.

$$PRC(g.kg^{-1}) = C - CO_2 \div C_{residuo} + C_{solo} \quad \text{Eq(2)}$$

Foram avaliados alguns atributos físicos do solo para auxiliar na discussão dos dados de emissão de CO<sub>2</sub>. Para a determinação da densidade do solo, foram coletadas quatro repetições por bloco. O mesmo número de amostragem foi coletado para a resistência mecânica do solo a penetração com o penetrômetro de impacto modelo IAA/Planalsucar-Stolf, onde a massa de impacto de quatro quilos sofreu um queda livre de 40 cm (Stolf et al., 1983), até a profundidade de 1,0 m. Os resultados obtidos em impactos dm<sup>-1</sup> foram convertidos em resistência dinâmica (MPa) por meio da Equação 3, descrita por Stolf (1991):

$$RP = 5,6 + 6,89 N \quad \text{Eq. (3)}$$

em que:

RP = Resistência a penetração em kgf cm<sup>-2</sup>;

N = penetração em impactos por dm<sup>-1</sup>.

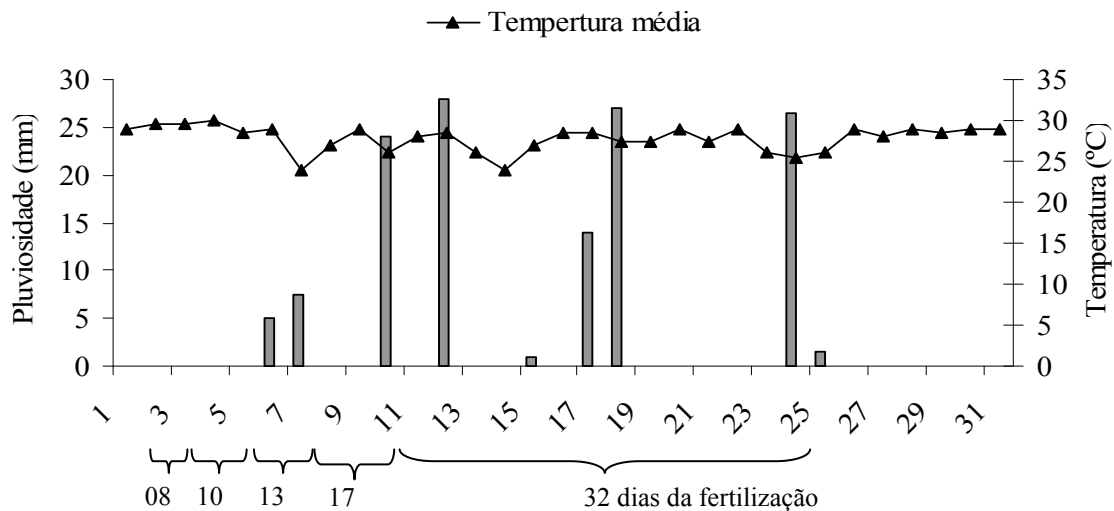
As características físicas, que incluíram a densidade do solo, porosidade total, umidade, foram determinadas, conforme procedimento

descrito pela (Embrapa, 1997).

Os dados da emissão CO<sub>2</sub> foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e regressão. Quando significativo, foram separados usando teste Bonferroni, ao nível de  $p < 0,05$ . A distribuição normal dos dados foi verificada usando teste de Kolmogorov-Smirnov.

### Resultados e Discussão

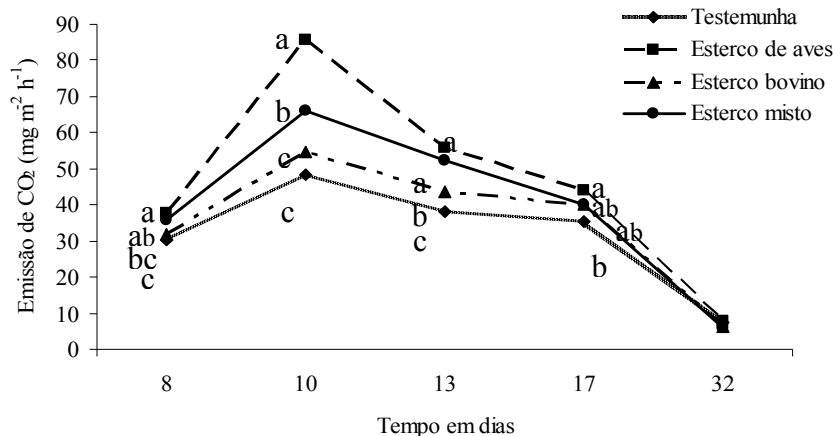
Na Figura 1, são apresentados os valores máximos de precipitação em 24 horas e a temperatura média mensal de outubro de 2007. O regime pluviométrico do período seguiu o modelo da região definido pelas normais de pluviosidade controladas pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).



**Figura 1.** Pluviosidade e temperatura média diária durante a condução do experimento, para o mês de outubro na região de Cáceres-MT, no ano 2007.

Houve uma precipitação total de 134,5 mm durante os dias de avaliação da emissão de CO<sub>2</sub> e a temperatura média ambiente variou entre 24 e 30°C. As precipitações que ocorreram entre os dias 7 e 8 do mês de outubro pode ter influenciado significativamente para a máxima emissão encontrada aos 10 dias após a aplicação dos adubos orgânicos (Figura 2). Por se tratar de uma região de clima predominantemente tropical, a temperatura e a umidade do solo são variáveis que afetam de forma significativa o ciclo de decomposição da matéria orgânica e conseqüentemente a emissão de CO<sub>2</sub>. Vários

autores comprovaram a influência direta da temperatura e umidade do solo na emissão de CO<sub>2</sub> de solos tropicais (La Scala et al., 2000; Schwendenmann et al., 2003; Varella et al., 2004). Lal et al. (1995a) descreve que a atividade microbiana é dependente da temperatura do solo, onde a taxa de produção e fluxo de CO<sub>2</sub> do solo aumenta entre 1,5 a 3 vezes para cada 10 °C em um aumento da temperatura entre 0 e 50 °C, já a umidade do solo afeta a emissão de CO<sub>2</sub> do solo através da difusão dos gases e atividade microbiana.



**Figura 2.** Dinâmica de emissão de CO<sub>2</sub> dos diferentes adubos orgânicos no tempo, Cáceres-MT, 2007.

A dinâmica de decomposição dos materiais orgânicos aportados no solo parece ter sido influenciada principalmente pela qualidade do material orgânico aplicado, evidenciado pela emissão de CO<sub>2</sub> distintas entre os tratamentos estudados. O tratamento EB continha relação C:N menor que o tratamento EA (Relação C:N de EA= 9,39 e EB= 7,23), entretanto, apresentou menor emissão de CO<sub>2</sub> dentre os materiais orgânicos aplicados, possivelmente porque o esterco EA apresentava em sua composição maior conteúdo de compostos de C lábil que EB, em função da dieta das aves, ou seja, farinha de soja, milho na alimentação das aves, portanto, mais pobres em fibras e compostos de carbono recalcitrantes como ocorre nos materiais fornecidos à alimentação bovina, baseada em fibras e lignina, que influencia na qualidade do esterco produzido (Melo et al., 2008), induzindo a uma lenta decomposição pelos microorganismos do solo. O tratamento EM, por ser a mistura de partes iguais de esterco bovino e de ave, apresentou uma emissão de CO<sub>2</sub> intermediária. Conteúdos diferentes de C recalcitrante nas composições dos esterco podem ter direcionado tais dinâmicas de decomposição no tempo (Bertora et. al. 2008; Velthof et al. 2003)

A emissão de CO<sub>2</sub> do tratamento EA foi estatisticamente maior que os demais tratamentos aos 10 dias após a aplicação de acordo com a figura 2. Entre o 8º e 10º dia da aplicação dos materiais, o tratamento EA diferenciou estatisticamente de EB, o que reforça a hipótese do tratamento EA apresentar maior teor de compostos de C lábil disponível, que induziu à maior atividade microbiana inicial, e o tratamento EB, que tende a ter em sua composição compostos

de C mais recalcitrante, não provocou aumento significativo na atividade microbiana do solo, a ponto de não diferir da testemunha entre este período de pico da emissão.

Aos 10 dias da aplicação, houve a máxima emissão de CO<sub>2</sub>. Considerando que houve precipitação nos dias 8 e 9 (Figura 1), o conteúdo de água no solo associado à alta temperatura pode ter potencializado a degradação intensiva dos materiais aos 10 dias da aplicação, tendência que pode ser evidenciada pela dinâmica de emissão de CO<sub>2</sub> dos tratamentos entre o 8º e 10º dia, principalmente de EA, cujo aumento foi mais expressivo, provavelmente por apresentar mais compostos de C facilmente decomponível, mostrando-se mais sensível a detecção de mudanças no ambiente. Essa diferença na cinética de decomposição dos materiais orgânicos pode ser atribuída às diferenças na sua composição bioquímica inicial. Saviozzi et al. (1997) verificaram que a proporção entre as frações mais lábeis e mais recalcitrantes diferem dos adubos que apresentam maior concentração em fração solúvel e menor em material fibroso. As diferenças na composição bioquímica dos materiais podem alterar a estrutura da comunidade da biomassa microbiana e afetar a sua eficiência no uso do C, resultando em diferenças na mineralização do C de diferentes fontes orgânicas. Assim podemos dizer que o período de 10 dias, nas condições edafoclimáticas estudadas parece ser o tempo ideal para que a população microbiana do solo se estabeleça e inicie a degradação mais intensa do material orgânico aportado e o aumento da mineralização está diretamente ligada à qualidade do material fornecido (Aita, 1996) e às condições de



temperatura e umidade do solo.

Verifica-se diferença estatística, segundo análise de variância ( $P < 0,05$ ), entre EM e EB no 10° e 13° dia após a aplicação, possivelmente devido à EM ter uma fração de EA, que proporcionou maior eficiência da microbiota do solo na degradação do C aplicado, em relação à EB no mesmo período, devido a uma provável mudança na composição química do material fornecido, potencializado pela alta temperatura e incremento da umidade do solo neste período. Esta assertiva é corroborada por Pajari (1995), ao afirmarem que a atividade dos microrganismos no solo, durante a decomposição, é regulada principalmente pela composição química do material a ser decomposto, pela temperatura e umidade do solo.

A partir do 13° dia da aplicação, o EA não diferiu estatisticamente, segundo análise de variância, de EM, porém estes foram diferentes de EB e da testemunha.

Observou-se que aos 17 dias que o tratamento EM e EB não diferiram de EA e tão

pouco da testemunha, indicando que, nas condições edafoclimáticas do local, aos 17 dias os materiais estão próximos ao ponto de estabilização de sua decomposição, ou seja, quando a emissão de CO<sub>2</sub> retorna próximo ao ponto inicial ou comum de respiração do sistema. A partir de então, até os 32 após a aplicação, houve decréscimo na produção de CO<sub>2</sub> de todos os tratamentos, indicando que os esterco apresentavam menores quantidades de carbono lábil a ser assimilado pela biomassa microbiana e estavam caminhando para a estabilização.

As médias acumuladas da emissão de CO<sub>2</sub> aos 32 dias após a fertilização e o potencial dos tratamentos em conservar C no solo, expresso pela perda relativa de C do solo (PRC) são apresentados na Tabela 1. As médias acumuladas de emissão dos tratamentos foram calculadas pelo somatório da emissão do ponto atual de avaliação com o ponto antecedente (Rochette et al., 2004; Bertora et al., 2007) e foram calculadas para melhor visualizar o potencial de emissão de CO<sub>2</sub> dos tratamento no tempo.

**Tabela 1.** Médias da emissão acumulada de CO<sub>2</sub> e Perda Relativa de Carbono dos diferentes adubos orgânicos, avaliado aos 32 dias após a aplicação, Cáceres-MT, 2007.

Tratamentos	C entrada <sup>1</sup>	C total <sup>2</sup>	Média de CO <sub>2</sub> acumulado <sup>3</sup>	C-CO <sub>2</sub> saída <sup>4</sup>	PRC
	g kg <sup>-1</sup>	g kg <sup>-1</sup>	g m <sup>-2</sup>	g kg <sup>-1</sup> *	g C-CO <sub>2</sub> kg C <sup>-1</sup>
Esterco aves	5,92	23,15	83,21 a	45,39	1,96 a
Misto	10,27	27,5	72,18 b	39,37	1,43 b
Esterco bovino	14,62	31,85	63,54 b	34,65	1,09 b
Testemunha	0	17,23	57,51 c	31,36	1,83 a

\* C-CO<sub>2</sub> (g kg<sup>-1</sup>) é equivalente a emissão de CO<sub>2</sub> em 1 m<sup>2</sup> na camada de 0-0,2 m (perfil de incorporação dos tratamentos), considerando neste calculo o volume de 0,2 m<sup>3</sup> de solo.

<sup>1</sup> C entrada= C aportado via esterco. <sup>2</sup> C total= C presente no solo (0-0,2 m) + C aportado via esterco. <sup>4</sup> C-CO<sub>2</sub> saída= C perdido via emissão de CO<sub>2</sub>.

<sup>3</sup> Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si, pelo teste de Bonferroni a 5%.

Para as médias acumulada de emissão de CO<sub>2</sub> dos tratamentos no período 32 dias de avaliação, o tratamento EA foi estatisticamente maior que os demais tratamentos. A testemunha foi estatisticamente menor que os tratamentos fertilizados, mostrando que as aplicações das fontes de adubo orgânico tiveram efeito positivo na atividade microbiana do solo.

Com relação à PRC do solo, os tratamentos EA e Testemunha apresentaram PRC estatisticamente maiores que os tratamentos EM e EB. Para o tratamento EA a perda relativa de C está provavelmente relacionada à presença de

compostos de carbono de mais fácil decomposição pelos microorganismos, devido à dieta das aves, como discutido anteriormente, associado à presença de N na composição desta fonte. O N presente no esterco, parece ser rapidamente imobilizado pelos microorganismos, auxiliando na degradação mais intensiva do carbono pela modificação da relação C:N deste microambiente e alteração da estrutura da comunidade da biomassa microbiana (Saviozzi et al., 1997).

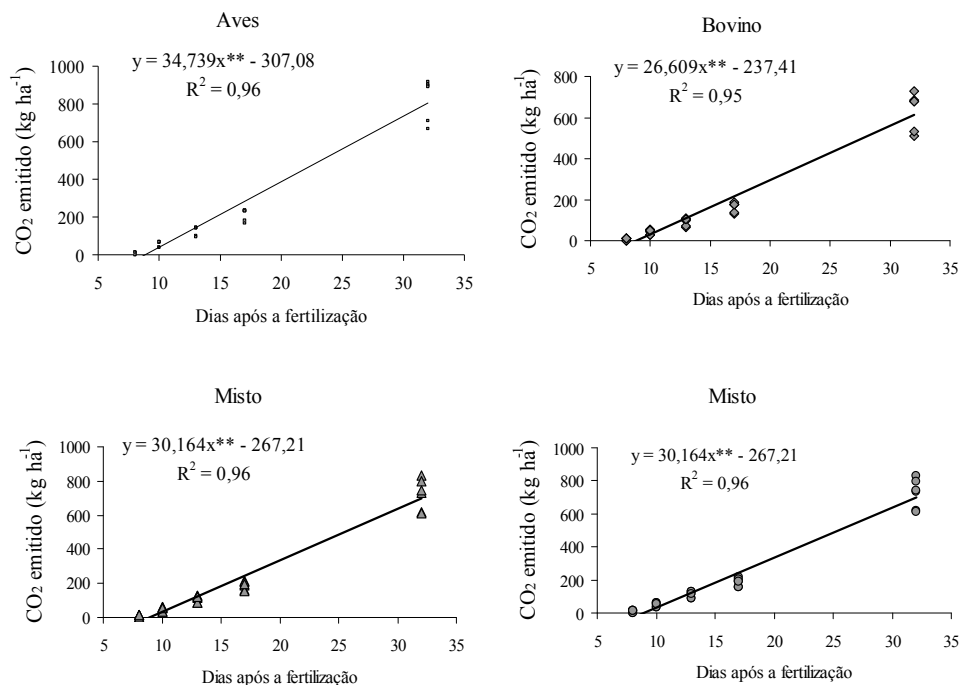
Para a testemunha, a alta PRC pode estar relacionado ao revolvimento do solo na camada 0-0,2 m, associado às precipitações e altas

temperaturas, que ocorreram ao longo do período de avaliação, ter estimulado a atividade microbiana do solo com conseqüente aumento da degradação da MOS. Segundo Lal et al. (1995b), a magnitude da emissão e o tipo de gases que causam o efeito estufa, a partir dos processos de degradação do solo, dependem do uso da terra, sistemas de cultivo e manejo do solo. O manejo do solo afeta a dinâmica do C e a emissão de gases por meio da sua influência nos processos e propriedades do solo, dentre estes destacam-se os regimes térmicos, hídricos e de agregação.

Os tratamentos EB e EM apresentaram os menores valores de perda relativa de C, mostrando serem mais eficientes que o tratamento EA em conservar C no solo. Possivelmente a menor PRC dos tratamentos EB e EM pode ser resultado da presença de compostos de carbono mais recalcitrante (rico em fibras e lignina), presente no esterco bovino, visto que, mesmo estes dois tratamentos não diferindo estatisticamente, o tratamento EM (dosagem de 50% EA e 50% EB) apresentou valor de PRC 23,7% maior que o tratamento EB, em função possivelmente da

presença do tratamento EA que continha fontes de C de mais fácil decomposição para os microrganismos. Além disso, a maior relação C:N dos tratamentos EB e EM em comparação a EA, pode ter auxiliado na conservação de C no solo destas fontes pelo maior conteúdo de N, necessário pra manter o equilíbrio da relação C:N da MOS. Estima-se que a matéria orgânica humificada do solo apresenta relação C:N de aproximadamente 12:1 (Amado et al., 2001; Lovato et al., 2004). Nessa condição, estima-se que para acumular 1,0 t de C é necessário acumular aproximadamente 0,08 t de N, logo, para acumular C no solo é necessário também acumular N (Costa et al., 2008).

Os modelos lineares da evolução de CO<sub>2</sub> acumulado para todos os tratamentos no tempo (Figura 3) mostram que o modelo linear se ajusta bem para a representação dos resultados, visto que foram significativos, segundo análise de variância da regressão ( $p < 0,01$ ), e com altos valores de R<sup>2</sup> (R<sup>2</sup> > 0,95) para todos os tratamentos, indicando baixa dispersão dos dados.



**Figura 3.** Modelos lineares da emissão acumulada de CO<sub>2</sub> em função do tempo para os diferentes adubos orgânicos estudados, Cáceres-MT, 2007.

A densidade do solo apresentada pela testemunha (1,40 g cm<sup>-3</sup>) foi maior que a



apresentada por EM (1,28 g cm<sup>-3</sup>). A adição de EM reduziu o valor de densidade do solo, aumentando a porosidade do sistema de 40,7% para 44,7% nos respectivos tratamentos, o que proporcionou melhor aeração e supostamente melhor retenção de água potencializando a mineralização do material orgânico aportado. Já o tratamento EA reduziu menos a densidade do solo (1,33 g cm<sup>-3</sup>) e a porosidade do solo foi a menor (42,7%) dentre os tratamentos estudados. O tratamento EB reduziu a densidade do solo para 1,30 g cm<sup>-3</sup> e aumentou a porosidade para 44,2%. As aplicações dos adubos orgânicos tiveram efeito positivo sobre as características físicas do solo, porém, a dinâmica de decomposição das fontes estudadas parece estar mais ligada à composição química dos materiais do que as características físicas do solo.

### Conclusão

A maior produção de CO<sub>2</sub> ocorreu aos 10 dias após a aplicação dos esterco, demonstrando ser um tempo ideal, nas condições edafoclimáticas do experimento, para que a comunidade microbiana do solo se estabeleça e promova a máxima degradação dos compostos orgânicos aplicados ao solo.

O tratamento EA proporcionou maior emissão de CO<sub>2</sub> e obteve maior valor de PRC entre os tratamentos fertilizados, mostrando ser ineficiente em conservar C no solo.

Os tratamentos EB e EM apresentaram menor emissão de CO<sub>2</sub> e obtiveram menores valores de PRC, mostrando serem práticas de adubação mais eficiente para conservação de C no solo, nas condições edafoclimáticas estudadas.

### Agradecimentos

Meus sinceros agradecimentos a Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), pelo apoio técnico e logístico e ao Professor Dr. Cassiano Cremon pela orientação e apoio para realização deste trabalho, pela amizade e paciência.

### Referências

AITA, C. **Couplage des cycles du carbone et de l'azote dans lês sols cultivés: Étude, au champ, des processus de décomposition après apport de matière organique fraîche**. 1996, Ano de Obtenção: 1996. 209 p. Dissertação (Doutorado em Sciences de la Terre) - Université Paris 6, Paris, 1996.

ALEF, K.; NANNIPIERI, P. 1995. **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. 1. ed. London: ACADEMY, 1995, 576 p.

AMADO, T.J.C.; BAYER, C.; ELTZ, F.L.F.; BRUM, A.C.R. 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**, v 25, p 189-197, 2001.

BERTORA, C.; ALLUVIONE F.; ZAVATTARO L.; VAN GROENIGEN, J.W.; VELTHOF, G.; GRIGNANI, C. Pig slurry treatment modifies slurry composition, N<sub>2</sub>O, and CO<sub>2</sub> emissions after soil incorporation. **Soil biology & biochemistry**, v 40, p 1999-2006, 2008.

BERTORA, C.; VAN VLIET P.C.J.; HUMMELINK E.W.J.; VAN GROENIGEN J.W. Do earthworms increase N<sub>2</sub>O emissions in ploughed grassland? **Soil Biology and Biochemistry**, v.39, p.632-640, 2007.

CIOTTA, M.N.; BAYER, C.; ERNANI, P.R.; FONTOURA, S.M.V.; WOBETO, C.; ALBUQUERQUE, J.A. Manejo da calagem e seu efeito sobre componentes da acidez de um Oxisol sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p 527-535, 2004.

COSTA, F.S.; ALBUQUERQUE, J.A.; BAYER, C.; FONTOURA, S.M.V. & WOBETO, C. Propriedades físicas de um Latossolo Bruno afetadas pelos sistemas de plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v 27, p.527- 535, 2003.

COSTA, F.S.; BAYER, C.; ZANATTA, J.A.; MIELNICZUK, J. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.323-332, 2008

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA) Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: CNPS, 1997.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 1. ed. Brasília: EMBRAPA, 1999. 412 p.





FEIGL, B.J.; MELILLO, J.; CERRI, C.C. Changes in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondônia (Brazil). **Plant Soil**, v.175, n.1, p 21-29, 1995.

FIETZ, C.R. ; COMUNELLO, E. ; CREMON, C.; DALLACORT, R. **Estimativa da Precipitação Provável para o Estado de Mato Grosso**. 1. ed. Dourados: EMBRAPA, 2008. 239 p.

HOUGHTON, R.A. **Changes in the storage of terrestrial carbon since 1850**. In: R. Lal, J. Kimble, E. Levine and B.A. Stewart, Editors, *Soils and Global Change*, Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1995, p. 45–65.

ISERMEYER, H. **Estimation of soil respiration in closed jars**. In: ALEF, K., NANNIPIERI, P. *Method in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. 1. ed. London: ACADEMY, 1952, p. 214–216.

LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. Adições de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.175-187, 2004.

LA SCALA JÚNIOR, N.; MARQUES JÚNIOR J.; PEREIRA G.T.; CORÁ J.E. Short-term temporal changes in the spatial variability model of CO<sub>2</sub> emissions from a Brazilian bare soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v.32, n.10 p.1459-62, 2000.

LAL, R.; FAUSEY, N.R.; ECKERT, D.J. **Land use and soil management effects on emissions of radiatively active gases from two soils in Ohio**. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE, E.; STEWART, B.A. *Soil management and greenhouse effect.. Advances in Soil Science*. 1. ed. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1995b, p. 41-59.

LAL, R.; KIMBLE, J.; STEWART, B.A. **World soils as a source or sink for radiatively-active gases**. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE, E.; STEWART, B.A. *Soil management and greenhouse effect. Advances in Soil Science*. 1. ed. Boca Raton: CRC LEWIS PUBLISHERS, 1995a, p. 1-7.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Rima Artes e Textos, 2000. 531 p.

MELO, L.C.A.; SILVA, C.A.; DIAS, B.O. Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversificadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.101-110, 2008.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2002. 626 p.

PAJARI, B. Soil respiration in a poor upland site of scots pine stand subjected to elevated temperatures and atmospheric carbon concentration. **Plant Soil**, v.168/169, p.563-570, 1995.

PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil microbiology and biochemistry**. San Diego: ACADEMIC Press., 1989. 275 p.

RIBEIRO, C.A.; GUIMARÃES, P.T.G.; ALVAREZ, V.H. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. Viçosa: CFSEMG, 1999. p. 91.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; BERTRAND, N.; CÔTÉ, D. Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Emissions following Fall and Spring Applications of Pig Slurry to an Agricultural Soil. **Soil Science Society of American Journal**, v.68, p.1410-1420, 2004.

SAVIOZZI, A.; LEVI-MINZI, R.; RIFFALDI, R.; VANNI, G. Role of chemical constituents of wheat straw and pig slurry on their decomposition in soil. **Biology and Fertilizer Soils**, v.25, p.401-406, 1997.

SCHWENDENMANN, L.; VELDKAMP, E.; BRENES, T.; O'BRIEN, J. J.; MACKENSEN, J. Spatial and temporal variation in soil CO<sub>2</sub> efflux in an old-growth neotropical rain forest, la selva, Costa Rica. **Biogeochemistry**, v.64, n.1 p.111-128, 2003.

SIQUEIRA, J.O. **Biologia do solo**. Lavras: ESAL/FAEPE, 1993. 230p.

SMITH, J. L.; PAUL; E.A. **The significance of soil microbial biomass estimations**. In



BOLLAG, J. M. & STOTZKY, G. Soil Biochemistry. 1. ed. New York: MARCEL DEKKER, 1990, p.357-396.

STOLF, R. Teoria de testes experimentais de fórmulas de transformação dos dados de penetrômetro de impacto em resistência do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v.15, p.229-235, 1991.

STOLF, R.; FERNANDES, J.; FURLANI NETO, V.L. Penetrômetro de impacto IAA/Planalsucar-STOLF (Recomendações para seu uso). STAB: Açúcar, Álcool e Subprodutos, Piracicaba, v.3, p.18-23, 1983.

VARELLA, R. F.; BUSTAMANTE, M. M. C.; PINTO, A. S.; KISSELLE, K. W.; SANTOS, R. V.; BURKE, R. A.; ZEPP, R. G.; VIANA, L. T. Soil fluxes of CO<sub>2</sub>, CO, NO and N<sub>2</sub>O an old pasture and from native Savanna in Brazil. **Ecological Applications**, v.14, n.4 p.221-231, 2004.

VARGAS, L.K.; SCHOLLES, D. Biomassa microbiana e produção de C-CO<sub>2</sub> e n mineral de um Podzólico vermelho-escuro submetido a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24, p.35-42, 2000.

VELTHOF G.L.; KUIKMAN P. J.; OENEMA, O. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. **Biology and Fertilizer Soils**, v.37, p.221-230, 2003.