

# VARIAÇÕES NOS ESTOQUES DE CARBONO E EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SOLOS DAS REGIÕES TROPICAIS E SUBTROPICAIS DO BRASIL: UMA ANÁLISE CRÍTICA

Segundo Urquiaga<sup>1</sup>  
Bruno José Rodrigues Alves<sup>1</sup>

Claudia Pozzi Jantalia<sup>1</sup>  
Robert Michael Boddey<sup>1</sup>

## INTRODUÇÃO

As mudanças nos padrões de emissão de gases de efeito estufa pelo sistema solo-planta por influência antrópica iniciaram-se com o descobrimento da agricultura. Significativas quantidades de CO<sub>2</sub> e de outros gases-traço foram emitidas para a atmosfera com o desmatamento e queima da vegetação, para que a terra fosse utilizada para agricultura, e com o próprio manejo agrícola. No Brasil, a região da Mata Atlântica é um bom exemplo: ao longo da sua história perdeu mais de 90% da vegetação original durante os ciclos do café e da cana-de-açúcar (BODDEY et al., 2003). Para se ter uma idéia da dimensão do problema, somente com o desmatamento de uma floresta densa não perturbada dessa região, com biomassa aérea seca variando ao redor de 150 Mg ha<sup>-1</sup>, são emitidos para a atmosfera mais de 250 Mg ha<sup>-1</sup> de CO<sub>2</sub> (COUTINHO, 2009). Para que essa quantidade de CO<sub>2</sub> seja sequestrada no solo, como matéria orgânica, seria necessário desenvolver um sistema de produção conservacionista capaz de acumular matéria orgânica no perfil do solo a uma taxa média equivalente a 3,82 Mg C ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, assumindo que o tempo para atingir novo equilíbrio entre entrada e saída de carbono (C) do solo é de 20 anos (IPCC, 2006). No entanto, seria praticamente impossível conseguir esse resultado, mesmo existindo tal sistema de produção, uma vez que o solo teria que ser capaz de acumular essa enorme quantidade de C, além de manter seu estoque de C original existente antes da retirada da vegetação nativa.

Tendo em vista as grandes emissões de gases para a atmosfera provindas do desmatamento e do manejo das terras agrícolas, parece cada vez mais claro que, no contexto global, não será simples encontrar um sistema de produção, principalmente composto de culturas anuais, que seja eficiente para conseguir mitigar todas as emissões de CO<sub>2</sub>.

Este artigo apresenta uma análise crítica da problemática referente ao sequestro de C no solo, enfatizando as estratégias para aumentar os estoques de C no perfil do solo, e à magnitude das emissões de N<sub>2</sub>O pela agropecuária brasileira.

## A RELAÇÃO SOLO-PLANTA E OS ESTOQUES DE CARBONO NO SOLO

Com a substituição da vegetação nativa pelo sistema agrícola, ou de um sistema agrícola por outro, ocorre modificação no estoque de C do solo. Esse processo é resultado da nova quantidade de C que

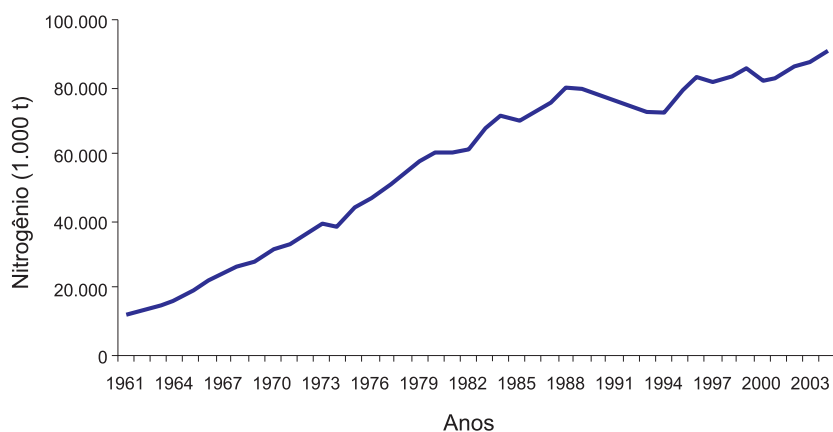
passa a ingressar no sistema e da taxa de mineralização desse C no solo, processo que tende a um equilíbrio após vários anos (20 a 30 anos), e que determina o novo estoque de C do solo. Características edafoclimáticas que interferem na produção de resíduos e na decomposição da matéria orgânica do solo conduzem a diferentes estoques de C no solo em um mesmo sistema de produção, quando conduzido em diferentes regiões. Dessa forma, não se pode esperar que um solo arenoso, por exemplo, acumule quantidade semelhante de C orgânico a um solo argiloso, mesmo que estes estejam sob igual condição climática. Da mesma forma, não se pode tomar como padrão o potencial de sequestro de C de um ou de outro sistema de produção, pois o fenômeno é governado por uma série de fatores que interagem com os resíduos que ingressam no solo.

Na agricultura primária, na qual o solo é considerado como única fonte de nutrientes para a produção de alimentos, o uso contínuo do solo tem levado à redução dos níveis de macro e micronutrientes e da matéria orgânica ou C orgânico do solo, o que significa a transformação, em CO<sub>2</sub>, do C estocado naturalmente no solo e que está em equilíbrio com a biomassa aérea nativa. Essas alterações ocorreram em países desenvolvidos e vem ocorrendo de forma acelerada na maioria dos países emergentes, sendo uma situação crítica nos países das regiões tropicais, onde os solos são, em sua maioria, de baixa fertilidade natural (URQUIAGA et al., 2005). No Brasil, é significativa a parcela de pequenos agricultores cujos sistemas de produção se baseiam na exploração da fertilidade natural dos solos. Assim, não falta razão a muitos que atribuem aos pequenos agricultores pobres a responsabilidade do maior impacto nas emissões de CO<sub>2</sub> para a atmosfera, derivado do C nativo do solo.

No início dos anos 60, quando no mundo predominava a agricultura extrativista, caracterizada por um consumo muito baixo de fertilizantes (cerca de 10 Tg ano<sup>-1</sup> N) (Figura 1), os povos localizados em áreas com solos altamente intemperizados e pobres pareciam estar condenados à pobreza, ou mesmo à miséria, especialmente na África e na Ásia. Afortunadamente, nesse período, surgiu a chamada Revolução Verde. Esse pacote de tecnologias baseava-se fundamentalmente no melhoramento genético de plantas e no uso intensivo de fertilizantes, que elevou os níveis de produtividade de culturas como trigo e arroz e permitiu evitar a morte, por fome, de mais de 50 milhões de pessoas, especialmente na China, Índia e Paquistão (BOURLAG e DOWSWELL, 1994). Abriu-se um novo caminho para manter a capacidade produtiva dos solos por intermédio do manejo.

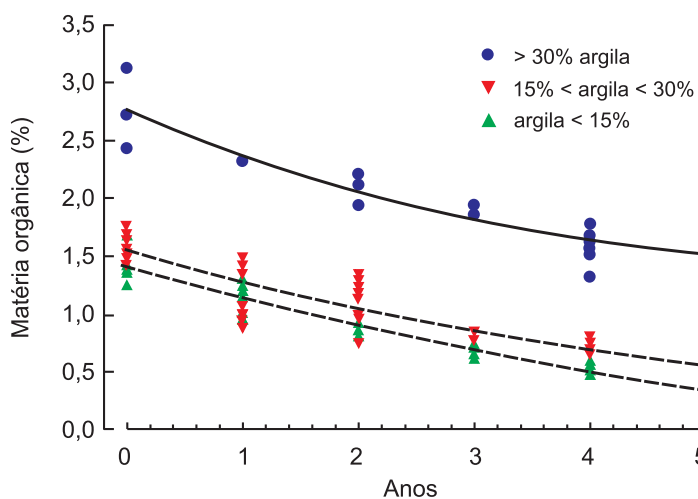
**Abreviações:** C = carbono, CH<sub>4</sub> = metano, CO<sub>2</sub> = dióxido de carbono, FBN = fixação biológica de nitrogênio, GEE = gases de efeito estufa, IPCC = Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas, N = nitrogênio, N<sub>2</sub>O = óxido nitroso, PC = plantio convencional, SILPF = sistema de integração lavoura-pecuária-floresta, SPD = sistema plantio direto, VN = vegetação nativa.

<sup>1</sup> Pesquisador(a) da Embrapa Agrobiologia, Seropédica, RJ. E-mail do autor correspondente: [urquiaga@cnpab.embrapa.br](mailto:urquiaga@cnpab.embrapa.br)



**Figura 1.** Consumo de nitrogênio no mundo no período de 1961/62 a 2004/05.  
**Fonte:** IFA (2009).

Desse período em diante, as lavouras passaram a ser conduzidas com mecanização intensiva para preparo do solo e com utilização de condicionadores (calagem, gessagem) e fertilizantes, visando alta produtividade. O que parecia ser o melhor caminho para garantir a produção de alimentos, com o passar dos anos, trouxe resultados negativos em várias regiões brasileiras, devido à perda de solo por erosão e perda da matéria orgânica pela aceleração do processo de decomposição. No estudo de Silva et al. (1994) conduzido em três solos com diferentes texturas no Cerrado, encontrou-se que o conteúdo de matéria orgânica da camada arável do solo, com o cultivo de soja sob preparo convencional do solo, diminuiu significativamente a cada ano, alcançando queda de até 70% em cinco anos, especialmente nos solos arenosos, comparados com o solo-referência sob vegetação nativa (Figura 2).



**Figura 2.** Redução da matéria orgânica do solo após cinco anos de cultivo de soja em Latossolos do Cerrado baiano, com diferentes texturas, sob sistema convencional de preparo do solo.  
**Fonte:** Adaptada de SILVA et al. (1994).

No final dos anos 60, no sul do Brasil, foram iniciados testes com plantadeiras diretas, que não exigem preparo do solo. A necessidade de cobertura do solo com resíduos vegetais durante todo o ano caracterizou o sistema de plantio como plantio direto na palha. Este sistema foi desenvolvido para ajudar a controlar as perdas de solo por erosão, e se expandiu rapidamente na área agrícola nacional. Em menos de 15 anos, no Brasil, o sistema de plantio direto (SPD) cresceu de cerca de 5 milhões de hectares, em 1995, para mais

de 25 milhões de hectares, na atualidade (FEBRAPDP, 2009). Vantagens adicionais deste sistema estão associadas à conservação da umidade e estrutura do solo, redução das operações agrícolas e economia de combustível. A eliminação da movimentação do solo abriu a possibilidade de aumentar o estoque de C orgânico no solo.

## AQUECIMENTO GLOBAL E NECESSIDADE DE PRÁTICAS EFETIVAS DE MITIGAÇÃO DO EFEITO ESTUFA

Cada vez mais são levantadas evidências de que o aquecimento global está associado com as grandes emissões de gases de efeito estufa (GEE), originadas das atividades antrópicas, com destaque para a atividade agrícola, a qual responde por cerca de 25% das emissões totais desses gases no planeta. Teixeira et al. (2006) compilaram dados do primeiro Comunicado Nacional de Emissões de GEE, e mostraram que, em 1994, no Brasil, o desmatamento e a agricultura respondiam por 81% das emissões totais relatadas.

O Brasil, como signatário do protocolo de Quioto, válido para o período de 2008 a 2012, deve buscar o desenvolvimento em padrões sustentáveis, no que se refere às emissões de GEE, mas sem a obrigatoriedade de reduzir as emissões desses gases, em comparação ao passado. Além disso, deve informar, periodicamente, através de inventários, as emissões dos GEE dos diferentes setores da economia. Para isso, o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), órgão que governa o monitoramento global das emissões de GEE, tem preparado guias para quantificar de forma padronizada as emissões, para a construção dos inventários. É importante destacar que as informações que servem de referência para estimar ou quantificar o impacto de práticas agrícolas nas emissões de GEE, fornecidas pelo IPCC, estão baseadas na literatura disponível, que em sua maioria procedem das regiões temperadas, com condições edafoclimáticas muito diferentes das observadas nas regiões tropicais. Por isso, atualmente, relata-se que muitos dos fatores de emissão propostos pelo IPCC não se aplicam totalmente às condições tropicais, como será discutido mais adiante.

Os principais GEE emitidos pelos sistemas agrícolas são o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), o óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e o metano ( $\text{CH}_4$ ). Todos estes gases são produzidos no desmatamento e queima de resíduos vegetais, no qual os gases predominantes são  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ , além de alguns  $\text{NO}_x$ , e nas atividades agrícolas, como preparo do solo e aplicação de fertilizantes, quando são emitidos  $\text{CO}_2$  e  $\text{N}_2\text{O}$  principalmente, e  $\text{CH}_4$ , no caso particular da cultura de arroz irrigado e na queima da cana. Na atividade pecuária, os gases emitidos são principalmente o  $\text{CH}_4$  entérico, produzido pelos ruminantes, e o  $\text{N}_2\text{O}$  derivado da transformação das excretas dos animais no solo. No caso do Brasil, a preocupação com as emissões de óxido nitroso e metano é grande, pois, por um lado, quantidades significativas de N-fertilizante são cada vez mais empregadas na agricultura, somadas ao N adicionado ao solo através de leguminosas usadas como adubos verdes; por outro lado, tem-se a contribuição do N derivado das excretas da imensa população do rebanho bovino que soma cerca de 202 milhões de cabeças (IBGE, 2009). Na prática, é muito difícil encontrar um sistema de produção agrícola que não tenha impacto negativo no ambiente e, sendo assim, o desafio é desenvolver tecnologias que diminuam, a um máximo possível, esses impactos.

Atualmente, no Brasil, diversos estudos estão sendo orientados para avaliar o impacto da mudança no uso da terra nos estoques

de C orgânico do solo e quantificar a emissão de  $N_2O$  do solo em diversos sistemas agrícolas, com o objetivo de determinar os fatores de emissão de GEE, essenciais para elaboração dos inventários.

## O PLANTIO DIRETO E O SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO

Diversos sistemas conservacionistas são utilizados com o intuito de preservar o recurso solo, protegendo-o, principalmente, do processo de erosão. O SPD passou a ser adotado em grande escala pela agricultura brasileira, especialmente na década de 90, pressupondo uma mudança no manejo do solo e dos resíduos de colheitas, alcançando atualmente mais de 25 milhões de hectares, como indicado anteriormente.

Inicialmente, o SPD era caracterizado apenas como um sistema inovador, no sentido de eliminar ou reduzir ao mínimo a preparação do solo com aração e gradagem e manter o solo coberto com resíduos vegetais, tornando-se, desta forma, mais importante por seu efeito significativo no controle da erosão do solo. Com o passar do tempo, passou a ser considerado como um sistema mais complexo, que inclui a diversificação de espécies na rotação de culturas, especialmente na região Sul, onde é possível o cultivo também no inverno, devido à melhor distribuição de chuvas.

Modificações na biologia do solo são observadas no SPD, principalmente em relação ao aumento da biodiversidade microbiana e da fauna do solo, assim como contribuições mais significativas da fixação biológica de nitrogênio (FBN) nas culturas de leguminosas de grão e adubos verdes (ALVES et al., 2003; ZOTARELLI, 2000, 2005). Essas alterações contribuem para melhorar a estrutura e as propriedades físicas e químicas do solo, especialmente da camada superficial.

Além disso, o SPD também é considerado como um sistema muito promissor para o sequestro de carbono. Embora a grande maioria dos estudos realizados no país e no exterior tenha mostrado que, comparado ao preparo convencional (PC), o SPD permite que quantidades significativas de C sejam estocadas nos primeiros 20 a 30 cm do perfil do solo, estes estudos não mostraram o que ocorre nas camadas mais profundas do solo (KERN e JOHNSON, 1993; LAL, 1997; AMADO et al., 1999; BAYER et al., 2000; SÁ et al., 2001), gerando informações contraditórias sobre a maior eficácia do SPD no sequestro de C no solo, em comparação ao PC. Em vários casos, a análise foi realizada em camadas de solo muito próximas da superfície (0–10 cm), as quais pouco refletem ou representam o que ocorre no perfil do solo sob influência das plantas. Quando as avaliações foram estendidas ao subsolo, ou às camadas mais profundas do perfil, observou-se que o potencial do SPD em sequestrar C no solo, em comparação ao do PC, foi, na maior parte dos estudos, superestimado, uma vez que em áreas sob PC o C derivado dos resíduos de colheita foi incorporado em maior volume de solo, ou melhor, em camadas de solo que chegavam até 20 a 30 cm de profundidade. Assim, verifica-se que, de fato, para várias situações, os solos sob PC mostraram maior conteúdo de C no perfil, em comparação aos solos sob SPD (CENTURION et al., 1985; CORAZZA et al., 1999; SISTI et al., 2004; BODDEY et al., 2006; BLANCO-CANQUI e LAL, 2008). Este erro levou muitos cientistas e agricultores a generalizar a possibilidade de obter vantagens econômicas no mercado de *commodities* de C simplesmente pela condução de lavouras sob plantio direto. Embora o SPD tenha potencial para acumular C no solo, em comparação ao PC, essa condição vai depender das rotações de culturas utilizadas, especialmente do tipo de cultura e da forte influência da contribuição do sistema radicular, e da quantidade e qualidade dos resíduos.

No SPD, os resíduos da parte aérea das culturas têm maior influência no conteúdo de matéria orgânica depositada nos primeiros centímetros do perfil do solo. A acumulação de C do solo em profundidade está muito mais dependente da dinâmica das raízes, que levam ou depositam resíduos ricos em C no perfil do solo, onde a atividade biológica é menos intensa. Logicamente, somente uma fração desses compostos carbonados fica no solo, mas são maiores as chances de que esse C fique relativamente mais protegido da decomposição microbiana nessas camadas, em comparação às camadas próximas à superfície do solo.

Além dos equívocos que podem ter sido cometidos em função da comparação de resultados obtidos apenas na camada superficial do solo, as estimativas dos estoques de C no solo sob PC e SPD também foram mal feitas, considerando o erro metodológico associado aos cálculos envolvidos. O trânsito de maquinaria agrícola no campo por ocasião das práticas de semeadura, aplicação de herbicidas, colheita e outras, frequentemente produz maior adensamento no solo sob SPD, especialmente na camada superficial, diferente do que ocorre no PC, no qual o freqüente revolvimento do solo faz com que a densidade do solo da camada arável (0 a cerca de 20 cm) seja menor do que sob SPD. Nesses casos, para uma mesma camada de solo, a massa de solo sob SPD é maior do que sob PC (SISTI et al., 2004). Somente devido a esse fato, em numerosos trabalhos que não levaram em conta esta situação, o SPD apresentou estoque de C no solo significativamente maior do que em PC, sem que o solo tenha aumentado seu teor de C por unidade de massa (FREITAS et al., 2000; SÁ et al., 2001; FREIXO et al., 2002; BLANCO-CANQUI e LAL, 2008). Assim, para evitar esse problema, nos estudos comparativos sobre o estoque de C orgânico do solo sob SPD e PC é essencial que as comparações sejam feitas para uma mesma massa de solo contida em uma determinada profundidade ou camada de solo em estudo (VALLIS, 1972; SISTI et al., 2004).

Portanto, a simples adoção do plantio direto não garante aumento no estoque de C no solo, comparado ao PC. Nesse sentido, o Prof. Rattan Lal, um dos cientistas que mais tem se dedicado ao estudo da avaliação do potencial de sequestro de carbono no solo pelo uso do plantio direto, reconhece que este sistema é excelente para controlar a perda de solo por erosão e para diminuir os custos com mecanização agrícola e outras práticas, mas considera que seu efeito no sequestro de C no solo precisa ser reavaliado, e destaca a importância de se avaliar também o C em camadas abaixo de 30 cm de profundidade (BLANCO-CANQUI e LAL, 2008).

## O BALANÇO DE NITROGÊNIO E O SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO

### • A experiência em áreas sob agricultura

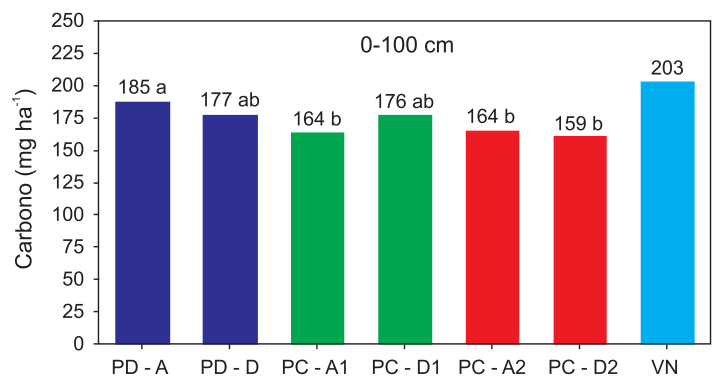
Conforme mencionado anteriormente, qualquer sistema de manejo agrícola que tem como base apenas a extração de nutrientes do solo, comum na agricultura primária ou extrativista, leva necessariamente à perda de matéria orgânica do solo, o que significa perda de C ou emissão de  $CO_2$  para a atmosfera. Dentre os nutrientes extraídos, o mais importante é o nitrogênio (N), justamente o mais demandado e o de maior custo.

Em estudos de longo prazo conduzidos no Brasil, localizados na região tropical e subtropical, visando avaliar a influência de diferentes rotações de culturas de leguminosas e gramíneas, ao compararem-se os estoques de C do perfil do solo (0–100 cm) sob SPD e PC em relação ao solo sob vegetação nativa, observou-se que somente foi possível aumentar de forma significativa o estoque

de C do solo sob SPD quando a rotação de culturas utilizada incluiu leguminosas de alta eficiência para FBN usadas como adubação verde (AMADO et al., 1999, 2001; SISTI, 2001). No entanto, mesmo na sucessão trigo/soja, com uma leguminosa de alta eficiência para FBN, o solo perdeu significativas quantidades de C e N orgânico, o que significa maior emissão de CO<sub>2</sub> (FREIXO et al., 2002; MACHADO e SILVA, 2001). O fato de a soja não promover aumento no estoque de C no solo pode estar relacionado ao fato de que, embora a FBN contribua com a maior parte do N acumulado pela planta, é possível que esta ainda seja inferior ao índice de colheita de N dessa cultura, que pode superar 80%, o que faz com que ocorra perda de N do sistema com a colheita dos grãos (ALVES et al., 2003) e, com isso, perda de matéria orgânica e emissão de CO<sub>2</sub>. Mesmo quando se afirma que o teor de N das raízes pode estar subestimado nos estudos de balanço de N na cultura da soja (ALVES et al., 2002), a pouca massa de resíduos e de N (< 35 kg ha<sup>-1</sup> N) deixados no campo não é suficiente para garantir a fixação de sensíveis quantidades de C na forma de húmus. Considerando-se o balanço de N da cultura, deve-se destacar que a grande parte, se não a totalidade, do N que retorna ao solo nos resíduos da cultura pertence ao solo, pois a quantidade de N exportada do sistema solo-planta com os grãos normalmente supera, ou é muito próxima, àquela que ingressou no sistema através da FBN. A maior produtividade da cultura do trigo em sucessão à da soja, por exemplo, costuma ser associada ao efeito residual da FBN realizada pela soja, mas, na verdade, parece ser resultado da maior disponibilidade de N do solo mineralizado a partir dos resíduos dessa leguminosa (ALVES et al., 2002). Em teoria, o N fixado biologicamente pela soja compensa o N exportado nos grãos, o que significa que a quantidade de N que retorna ao solo equivale àquela extraída do próprio solo. O N dos resíduos que chega ao solo no final do ciclo da cultura equivale a todo o N derivado do solo, acumulado ao longo de meses de crescimento da cultura. Esse N contido nos resíduos da soja é rapidamente mineralizado e fica disponível para a cultura seguinte, que acaba crescendo em melhores condições de disponibilidade de N do que em sucessão a uma cultura que não fixa N (por exemplo, milho). A maior produtividade da cultura sucessora significa maior quantidade de N do solo nos grãos, exportados após a colheita, gerando um balanço de N ainda mais negativo para o sistema, ou um maior desgaste do solo.

Esse efeito da soja explicaria o fato de a sucessão soja/trigo não resultar em aumento nos estoques de C e N do solo, mesmo sob SPD e com alta contribuição da FBN na leguminosa, havendo registros de redução significativa dos mesmos com o tempo (AMADO et al., 2001; FREIXO et al., 2002; SISTI et al., 2004; DIEKOW et al., 2005). Na região dos cerrados, onde o uso de leguminosas para adubação verde é limitado pela falta de chuvas no inverno, as possibilidades do manejo sob SPD resultar em aumento nos estoques de C do solo são menores. Em experimento de longo prazo desenvolvido na Embrapa Cerrados, após 18 anos de cultivo em parcelas conduzidas sob SPD e PC envolvendo as culturas de arroz, milho e soja, principalmente, além de alguns anos de pousio, o ingresso de N externo associado à FBN na soja e fertilizantes nitrogenados no arroz e milho não resultou em balanço positivo de N, e os estoques de C e N no perfil do solo (0–100 cm) não foram diferentes entre os sistemas de plantio, mas significativamente menores daquele encontrado no solo sob vegetação nativa (SISTI, 2001; JANTALIA et al., 2007) (Figura 3).

Pode-se considerar que para um aumento significativo do estoque de C do solo será necessário estabelecer um sistema de manejo que, por um lado, diminua a degradação da matéria orgânica do solo e que, por outro, garanta o incremento de N no sistema solo-planta. A adoção do SPD associado à adequada fertilização

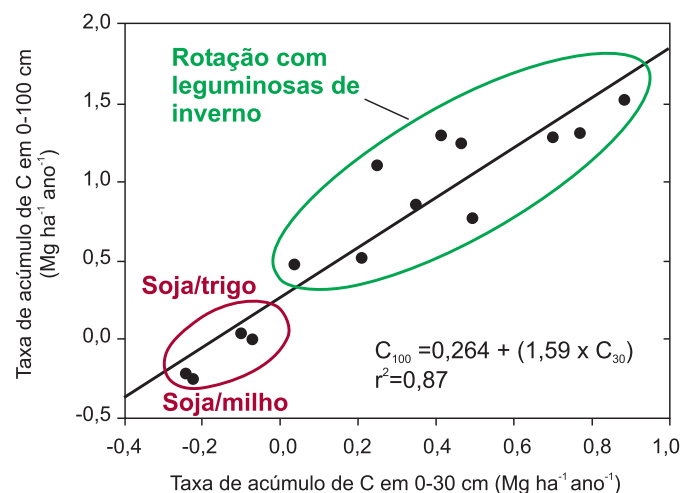


**Figura 3.** Estoques de C em solo de Cerrado manejado em diferentes sistemas de culturas sob plantio direto (PD) e plantio convencional (PC), sem o uso de leguminosas para adubação verde. No inverno, no PD, o solo foi arado anualmente com uma passagem de arado de aiveca (A) ou de discos (D), e no PC o solo recebeu uma ou duas passagens de arado de aiveca (A1, A2) ou de discos (D1, D2). Uma área sob vegetação nativa (VN) foi usada como referência.

Fonte: JANTALIA et al. (2007).

nitrogenada ou ao incremento da FBN pela inclusão de leguminosa para adubação verde na rotação de culturas oferecem as melhores perspectivas (PAUSTIAN et al., 1992; AMADO e MIELNICZUK, 1999; URQUIAGA et al., 2002; SISTI et al., 2004; CHRISTOPHER e LAL, 2007; BODDEY et al., 2008).

Sobre este último aspecto, Boddey et al. (2009) compilaram dados de experimentos de longo prazo conduzidos na região subtropical do Brasil, sob diferentes rotações de culturas em SPD e PC, este último como referência. Observaram que as maiores taxas de acumulação de C no solo ocorreram quando foram utilizados adubos verdes de inverno, sendo estas cerca de 60% maiores quando calculadas para a camada de 0–100 cm, em comparação às obtidas na camada de 0–30 cm (Figura 4).



**Figura 4.** Comparação das taxas de acúmulo de C nas camadas de 0–30 cm e 0–100 cm de profundidade em 14 casos estudados, incluindo-se rotações de culturas com leguminosas para adubação verde e sucessões de culturas, em plantio direto na região subtropical do Brasil.

Fonte: Adaptada de BODDEY et al. (2009).

Chama a atenção o fato de que, na grande maioria dos trabalhos que tratam sobre sequestro de C no solo, somente fazer-se referência à quantidade de resíduos como única variável de importância no controle da acumulação de C no solo. Para atingir uma

forma estável, o C existente nos resíduos precisa ser processado pelos organismos do solo e ganhar propriedades que o tornam estável, seja pela interação com colóides minerais ou pela formação de moléculas orgânicas recalcitrantes. Pode-se considerar que o C, sendo o maior constituinte da matéria orgânica do solo, apresenta uma relação estável com o N, entre outros elementos. Após a análise de numerosas amostras de solos brasileiros, com diferentes conteúdos de matéria orgânica, confirmou-se que a relação C/N do solo varia muito estreitamente ao redor de 10, não diferindo de outros solos do mundo, motivo pelo qual se considera como um valor genérico característico do húmus do solo. A partir dessa relação, fica fácil entender que o N é necessário para acumular C no solo, e que os sistemas de produção que apresentam balanço negativo de N (saídas > entradas) perdem C, ou emitem mais C como CO<sub>2</sub> para a atmosfera.

Nos sistemas agrícolas não existe falta de C, pois mais de 42% da biomassa seca dos resíduos é C, mas o elemento limitante é quase sempre o N. Seria muito fácil aumentar o estoque de C com a incorporação, no solo, de resíduos com alto conteúdo de celulose, como bagaço de cana, por exemplo. O estoque de C no solo aumentaria temporariamente até que o material fosse totalmente degradado, mas a falta de N implicaria na conversão, para CO<sub>2</sub>, de grande parte desse material, sem construção de húmus.

Considerando a baixa eficiência de recuperação dos fertilizantes nitrogenados pelas plantas devido, principalmente, às grandes perdas, nota-se que a inclusão de leguminosas como adubos verdes na rotação de culturas, na qual todo o N fixado do ar ingressa no sistema, parece ser a melhor estratégia para a questão do sequestro de C por sistemas agrícolas.

### • A experiência em áreas sob pastagens

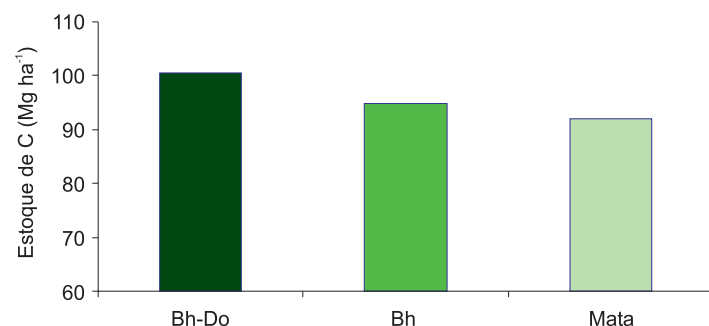
Nas áreas sob pastagens, a dinâmica do C no solo não é muito diferente da que ocorre nos sistemas agrícolas e, de fato, a pouca frequência com que ocorre o revolvimento do solo leva a uma condição semelhante à observada em sistemas de plantio direto.

Nos estudos sobre variações no estoque de C no solo sob pastagens, tanto no Cerrado como na região da Mata Atlântica, encontrou-se que, em princípio, somente as pastagens produtivas, ou seja, aquelas com área foliar suficiente para alimentar o gado, bem como para nutrir as raízes da pastagem, conseguem manter os estoques de C do solo em níveis similares aos encontrados nos solos sob vegetação nativa. Esse mínimo de área foliar, que dependerá da espécie, variedade e condição edafoclimática, é importante para manter ativos os microrganismos do solo, inclusive as bactérias diazotróficas associadas às raízes das forrageiras. A contribuição da FBN nas pastagens de gramíneas produtivas, de cerca de 15–25 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de N (BODDEY e VICTORIA, 1986; MIRANDA et al., 1990), é modesta, mas importante, considerando que uma unidade animal de um bovino (450 kg peso vivo) acumula cerca de 10 kg N. Dependendo do manejo da pastagem, é possível que a quantidade de N fixada seja suficiente, inclusive para repor as perdas de N das excretas dos animais, aumentando a longevidade do sistema produtivo, desde que a reposição dos outros nutrientes seja feita, como P e K, principalmente.

Deve-se destacar que em pastagens de gramíneas produtivas e degradadas, existentes em um mesmo solo, o maior estoque de C no solo sob a pastagem produtiva está também associado ao maior conteúdo de N, embora, nesses sistemas, a grande quantidade de serrapilheira (ou material fragmentado ainda em decomposição) eleve a relação C/N nas camadas mais superficiais (TARRÉ et al., 2001).

Estudos realizados em pastagens degradadas do Cerrado indicam que, em muitas situações, o excesso de carga animal ou mau manejo provoca desde a diminuição do vigor de uma pastagem inicialmente produtiva, com exuberante desenvolvimento radicular no perfil do solo, até estágios avançados de degradação. Tudo indica que o aparecimento de cupinzeiros em montículos é sinal de degradação da pastagem, pois haveria maior quantidade de celulose disponível para esses insetos, derivada das raízes senescentes. Dos nutrientes essenciais para as plantas, o N foi o que mais limitou o crescimento de plantas de *Brachiaria* spp. em pastos degradados do Cerrado (OLIVEIRA et al., 2001). O P foi o segundo elemento em importância, porém sua baixa disponibilidade nos solos de Cerrado é parcialmente contornada pela excelente micorrização dessa espécie (SOUSA SOBRINHA, 2000).

Semelhante às observações nos sistemas agrícolas, os melhores resultados de produtividade da pastagem e de sequestro de C no solo foram encontrados em solos sob pastagens consorciadas de gramíneas com leguminosas forrageiras. O estudo de Tarré et al. (2001) realizado num Ultissolo, no Sul do Estado da Bahia, demonstrou que a leguminosa *Desmodium ovalifolium*, crescendo associada à *Brachiaria humidicola* e mantida sob pastoreio permanente durante 10 anos, favoreceu um aumento significativo do estoque de C orgânico e do conteúdo de N do perfil do solo, chegando a ser superior ao do solo sob vegetação nativa (Figura 5). No caso da monocultura de *B. humidicola*, que sempre apresentou um bom crescimento favorecido pelas condições de clima e manejo favoráveis, o estoque de C orgânico foi similar ao do solo sob vegetação nativa. Além desse aspecto, a leguminosa apresenta a vantagem de melhorar a qualidade forrageira (AYARZA et al., 1998) e de suprir o solo com elevados níveis de N derivado da FBN.



**Figura 5.** Estoques de carbono no perfil de um Ultissolo (0–100 cm) sob pastagem de *Brachiaria humidicola* (Bh) em monocultura e consorciada com *Desmodium ovalifolium* (Bh-Do), e em área sob mata (referência).

**Fonte:** TARRÉ et al. (2001).

O potencial das gramíneas forrageiras em manter aportes da ordem de 20 a 30 toneladas de matéria seca por hectare ao ano de resíduos aéreos (REZENDE et al., 1999), e em grandeza semelhante de resíduos subterrâneos (TRUJILLO et al., 2005), justifica a capacidade das pastagens produtivas, com reservas estáveis de N, em manter estoques de C no solo em níveis superiores ou semelhantes aos observados em solos sob vegetação nativa (TARRÉ et al., 2001; FISHER et al., 2007). Em função dessa capacidade produtiva, um dos sistemas mais promissores para manter e/ou incrementar o estoque de C no solo é a integração lavoura-pecuária. Na integração lavoura-pecuária há o cultivo, em uma mesma área, de culturas anuais, por um período, seguido de pastagem, em outro período. A pastagem se mantém produtiva, pois utiliza o efeito residual dos corretivos e nutrientes aplicados às lavouras.

Na zona temperada do pampa Argentino, a inclusão de leguminosas na sucessão de culturas com pastagens também tem favorecido o aumento de C orgânico e de N no solo, especialmente em solos de textura mais arenosa da zona semi-árida da região pampeana (MIGLIERINA et al., 2000). Resultados semelhantes também foram observados em solos argilosos (Typic Argiudoll) da região pampeana (STUDDERT et al., 1997).

A importância das leguminosas de alta eficiência de FBN, empregadas como adubos verdes ou em consórcio com pastagens que se alternam com culturas anuais, para aumento do estoque de C no solo está diretamente relacionada ao balanço positivo de N do sistema proporcionado pelo N da FBN.

No Brasil, o sistema de integração lavoura-pecuária-floresta (SILPF) é relativamente novo, mas os resultados em rendimento de grãos e de carne por unidade de área indicam tratar-se de um dos melhores sistemas conservacionistas do solo e mitigador do efeito estufa em desenvolvimento no país.

Do mencionado anteriormente, conclui-se que para o aumento do estoque de C no solo não basta apenas preocupar-se com a quantidade de resíduos frescos introduzidos no sistema após a colheita, mas também e fundamentalmente com a qualidade dos resíduos, nos quais o N é um importante componente (PAUSTIAN et al., 1997; URQUIAGA et al., 2002; SISTI et al., 2004; BLANCO-CANQUI et al., 2008; BODDEY et al., 2008).

## O POTENCIAL DE SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO

Em condições naturais, o estoque de C no solo é resultado líquido das entradas e saídas de C no sistema. Isto quer dizer que, nessas condições, o estoque de C no solo está em completo equilíbrio dinâmico e estável em quantidade e qualidade. Essa quantidade de C estocada no solo reflete muito bem o potencial de acúmulo que possui esse solo em uma determinada condição edafoclimática.

Dentre as características do solo que mais influem no acúmulo de C tem-se a textura. Assim, para uma mesma condição climática, solos argilosos têm maior potencial de acumular C, comparados aos solos arenosos (SILVA et al., 1994). Portanto, pode-se dizer que a acumulação de C no solo é finita. Outro fator importante associado à acumulação de C no solo é a drenagem. Solos com drenagem limitada tendem a apresentar maior acúmulo de C orgânico, pois a limitação de O<sub>2</sub> impede que a oxidação da matéria orgânica seja completa.

Nos solos agrícolas, a recuperação do estoque de C no solo é expressa por uma função matemática exponencial, com taxas de acumulação decrescentes. Entende-se, por isso, que para um mesmo solo, nas áreas mais degradadas, as taxas iniciais de acúmulo de C promovido por um sistema conservacionista serão maiores do que aquelas encontradas em áreas menos degradadas. Daí a grande variabilidade no valor das taxas de acumulação ou sequestro de C encontradas, inclusive em condições edafoclimáticas semelhantes (CHRISTOPHER e LAL, 2007). Quando se diz que determinado sistema agrícola sequestra no solo 1,0 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> C, por exemplo, sem conhecimento da condição do solo e do período que se estima contar com essa taxa, como observado em numerosos trabalhos (SÁ et al., 2001; LAL et al., 2006), pode-se incorrer em dois grandes erros. O primeiro se refere ao desmerecimento da função exponencial que descreve o fenômeno de acúmulo de C no solo; de fato, estaria sendo considerado um fenômeno descrito por uma função linear. Significa dizer que um sistema com uma taxa

de 1,0 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> C implicaria em um sequestro de 100 Mg ha<sup>-1</sup> de C em 100 anos. Assim, em 200 anos, um Latossolo com taxa semelhante poderia se transformar em um Histossolo, o que seria impossível, pois incorreria no segundo erro, que é o de considerar que o solo tem potencial infinito para acumular C.

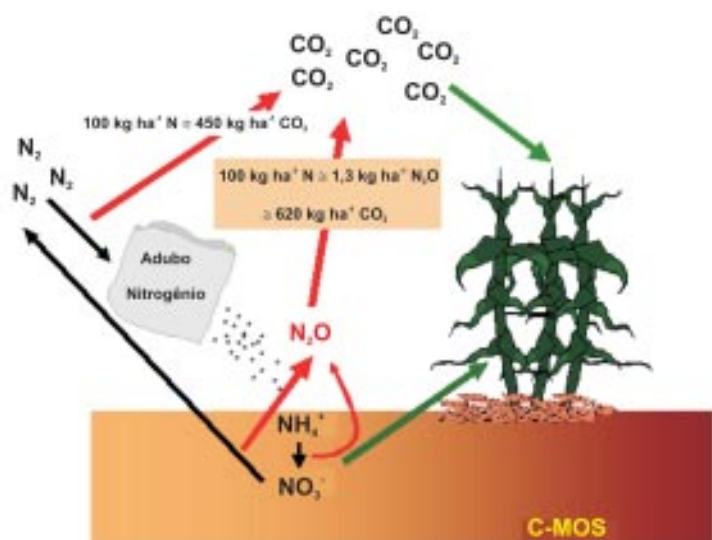
É possível que um solo extremamente degradado apresente alta taxa de sequestro de C em um curto espaço de tempo quando em processo de recuperação por meio de um sistema conservacionista eficiente. Mas não se pode extrapolar esta taxa linearmente para outras situações; muito menos para qualquer condição edafoclimática, como ocorre em muitos trabalhos (LAL, 1997; SÁ et al., 2001; LAL et al., 2006).

De tudo o que foi mencionado anteriormente, é possível deduzir que a eficiência dos sistemas agrícolas em sequestrar C no solo é dependente do balanço de N do sistema. Em diversos sistemas agrícolas, grandes quantidades de resíduos com mais de 40% de C são deixados no solo anualmente, mas nem todos os sistemas mostram acúmulos de C no solo, mesmo que em SPD. Tudo indica que o grande fator limitante seja a baixa disponibilidade de N no sistema, ou seja, o êxito da agricultura na mitigação das emissões de GEE está no adequado gerenciamento do N no sistema solo-planta.

Com relação ao aumento da disponibilidade de N no solo, duas fontes podem ser consideradas como as mais importantes: os adubos nitrogenados e o N derivado da FBN que ingressa no sistema, principalmente por meio dos adubos verdes. O problema associado aos fertilizantes sintéticos está no seu alto custo energético e ambiental, este último associado às altas taxas de CO<sub>2</sub> produzidas na fabricação, processamento e transporte, que variam ao redor de 4,5 kg CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> N (ROBERTSON e GRACE, 2004). Isto significa que se um agricultor aplica uma dose de fertilizante nitrogenado equivalente a 100 kg ha<sup>-1</sup> N, antes do ingresso deste adubo no campo já houve emissão para a atmosfera do equivalente a 450 kg ha<sup>-1</sup> de CO<sub>2</sub>. Após sua aplicação no solo, considerando os fatores de emissão do IPCC (2006), cerca de 1,3% do N aplicado deve ser emitido direta e indiretamente como N<sub>2</sub>O, um potente gás de efeito estufa com potencial de aquecimento global equivalente a 310 unidades de massa de CO<sub>2</sub>. Assim, o equivalente a mais 600 kg de equivalentes de CO<sub>2</sub> são emitidos para a atmosfera com a emissão de N<sub>2</sub>O derivado do adubo aplicado. No total, seria emitido o equivalente a 1,0 Mg ha<sup>-1</sup> CO<sub>2</sub> somente pelo uso do fertilizante nitrogenado (Figura 6). Nesse sentido, para balancear essas emissões de CO<sub>2</sub> derivadas do fertilizante, será necessário sequestrar no solo o equivalente a 273 kg ha<sup>-1</sup> C. Por isso, para promover sequestro de C no solo, a FBN apresenta-se como a fonte mais adequada de N, pois elimina-se a emissão de CO<sub>2</sub> derivado da produção do fertilizante, além da vantagem do N estar na forma orgânica, que facilita muito a sua incorporação no húmus pela atividade microbiana.

## EMIÇÃO DE OUTROS GASES DE EFEITO ESTUFA

Basicamente, dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e metano (CH<sub>4</sub>) são emitidos pelo solo, mesmo em situação de equilíbrio nos sistemas naturais, mas as quantidades variam significativamente dependendo do solo, das condições de umidade, da atividade biológica e principalmente do grau de perturbação ou desequilíbrio do sistema. Na agricultura, as emissões de CO<sub>2</sub> são quantitativamente muito maiores do que as emissões de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O, mas deve-se destacar que, no que diz respeito ao efeito estufa, o CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O causam impacto equivalente a 21 e 310 unidades de massa de CO<sub>2</sub>, respectivamente (IPCC, 2006). Daí a grande importância de levar em consideração as emissões destes gases nos estudos que visam o desenvolvimento de sistemas agrícolas sustentáveis.



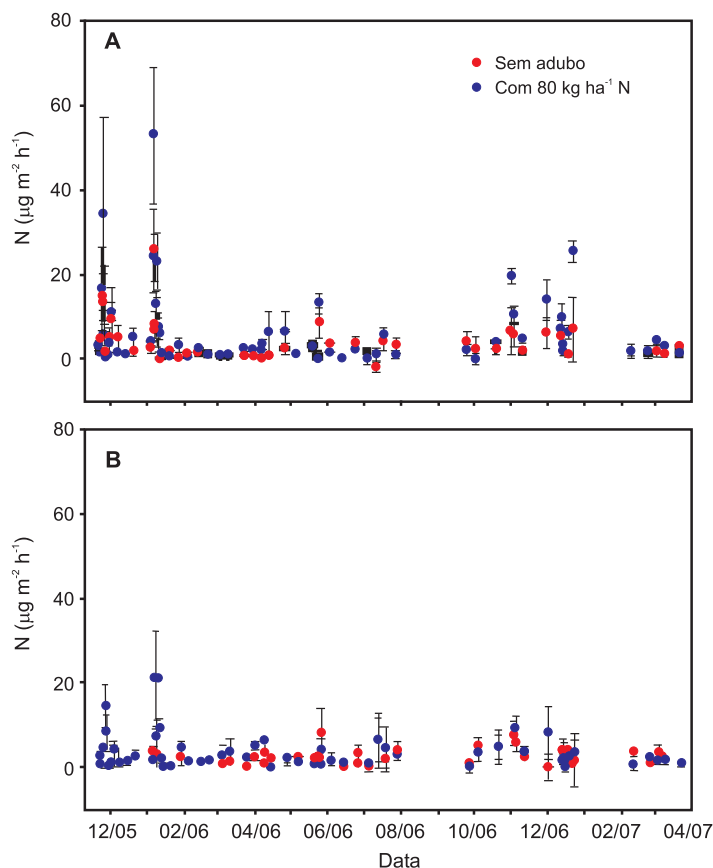
**Figura 6.** Emissões de gases de efeito estufa, em equivalentes de  $\text{CO}_2$ , pelo uso de fertilizante nitrogenado em lavouras de sequeiro.

**Fonte:** Os valores usados são baseados nas informações existentes em Robertson e Grace (2004) e IPCC (2006).

### • Emissão de $\text{N}_2\text{O}$ pelos solos agrícolas

Dois processos microbiológicos são destacados como sendo os principais responsáveis pela produção de  $\text{N}_2\text{O}$  no solo: a desnitrificação, que é o mais conhecido e importante, e por isso será mais discutido neste artigo, e a nitrificação (RITCHIE e NICHOLAS, 1972; BOUWMAN, 1996; HENAULT et al., 1998). Para que ocorra o processo de desnitrificação no solo é necessário que haja baixa pressão de oxigênio (anaerobiose), disponibilidade de compostos carbonados decomponíveis e disponibilidade de nitratos (LINN e DORAN, 1984; STEVENSON e COLE, 1999). Nos solos agrícolas, estas condições variam em intensidade dependendo do solo e do manejo. Assim, em um mesmo solo podem estar ocorrendo, ao mesmo tempo, produção de nitratos (nitrificação) nos sítios aeróbicos e de  $\text{N}_2\text{O}$  (desnitrificação) nos sítios anaeróbicos.

Por apresentarem concentração de resíduos vegetais na superfície, maior adensamento superficial pelo tráfego de máquinas e maior atividade biológica, os solos sob SPD apresentam melhores condições para emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ . Esta situação é especialmente importante em solos argilosos da região temperada (AULAKH et al., 1984), mas no caso das regiões tropicais, especialmente no que diz respeito ao Brasil, as emissões registradas em Latossolos, com diferentes culturas sob SPD e PC, mostraram valores muito baixos, tanto no SPD como no PC (METAY et al., 2007; JANTALIA et al., 2008). Avaliações realizadas durante dois anos em Passo Fundo (RS) não indicaram diferenças entre o SPD e o PC quanto às emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  (JANTALIA et al., 2008), cujos valores ficaram muito abaixo do que seria estimado com o uso dos fatores de emissão propostos pelo IPCC (2006). Mesmo assim, essas emissões foram ainda maiores do que as observadas em outro estudo realizado em Londrina, onde foram obtidos fatores de emissão direta de  $\text{N}_2\text{O}$  de fertilizantes da ordem de 0,1% (Bruno J. R. Alves, Julio Franchinni, Claudia Jantalia, Segundo Urquiaga e Robert Boddey, dados não publicados), dez vezes menores do que o fator padrão de 1% proposto pelo IPCC (2006). Em PC, as emissões foram ainda menores. De acordo com Jantalia et al. (2008), a boa drenagem dos Latossolos dificulta a permanência de alta saturação de água no solo por longos períodos, fazendo com que os fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  sejam pontuais e de curta duração, mesmo após a aplicação de N-fertilizante (Figura 7).



**Figura 7.** Fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  em sistemas de plantio direto (A) e convencional (B) em um Latossolo Vermelho cultivado com milho, em Londrina, PR, nas safras 2005/2006 e 2006/2007.

**Fonte:** Bruno J R Alves, Julio Franchinni, Claudia Jantalia, Segundo Urquiaga e Robert Boddey (dados não publicados).

Outros estudos realizados em Latossolos do Cerrado por Davidson et al. (2001) também mostraram valores baixos de emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ , e os autores também atribuíram estes resultados à condição de clima seco da região. Adicionalmente, outro aspecto importante a considerar refere-se às baixas quantidades de fertilizantes nitrogenados que são aplicadas na agricultura tropical, comparadas às utilizadas nos sistemas agrícolas de clima temperado, o que, sem dúvida, também contribui para a ocorrência de menores períodos com altos conteúdos de nitrato no solo.

Segundo o IPCC, as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  dos solos agrícolas são significativas e fortemente influenciadas pelo ingresso de N no solo (fertilizantes, FBN através de adubos verdes e outros meios). Conforme indicado anteriormente, considera-se que 1% do N que ingressa no solo se perde na forma de  $\text{N}_2\text{O}$ , mas este fator de emissão tem sido proposto com base em informações disponíveis na literatura sobre o tema, e na qual a contribuição dos países tropicais foi mínima, principalmente pela falta de dados disponíveis.

A Tabela 1 apresenta um resumo dos fatores de emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  de solos agrícolas obtidos em áreas representativas de produção de grãos no país, tanto em SPD quanto em PC. Observa-se que os fatores de emissão são muito baixos, com média ao redor de 0,1%, ou seja, um décimo do fator de emissão direta estimado pela metodologia do IPCC. Mais medições são necessárias, mas esses valores já indicam que a aplicação do fator de emissão do IPCC para estimar as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  dos solos agrícolas brasileiros implica em superestimar enormemente as emissões desse gás, o que agrava a posição do Brasil no rol de países que mais emitem GEE do mundo.

**Tabela 1.** Estimativa dos fatores de emissão direta de N<sub>2</sub>O derivado de fertilizantes nitrogenados, em diferentes culturas crescendo sob plantio direto (PD) e convencional (PC), no Cerrado e no Sul do Brasil.

Uso do solo	Monitoramento <sup>1</sup> (dias)	Local	Entrada de N por adubos (fonte – kg ha <sup>-1</sup> N)	FE <sup>2</sup> baseado em área de referência (%)
Milho PC, ano 1	136	Londrina, PR	Uréia – 80	0,05
Milho PD, ano 1	136	Londrina, PR	Uréia – 80	0,09
Milho PC, ano 2	141	Londrina, PR	Uréia – 80	0,04
Milho PD, ano 2	141	Londrina, PR	Uréia – 80	0,03
Milho PD	140	Santo Ant. Goiás, GO	Uréia – 80	0,22
Arroz (sequeiro) PD	133	Santo Ant. Goiás, GO	Uréia – 90	0,13
Feijão (inverno) PD	149	Santo Ant. Goiás, GO	Uréia – 80	0,12
<b>Média</b>	-	-	-	<b>0,1</b>

<sup>1</sup> Número de dias de monitoramento de fluxo de gases.

<sup>2</sup> Fator de emissão calculado pela diferença entre as emissões na área adubada e não adubada (referência), ambas sob idêntico manejo, dividida pelo total de N adicionado como adubo.

Mais de 65% da área cultivada nacional se encontra sobre Latossolos, e a boa drenagem desses solos é o principal fator que limita a intensidade do processo de desnitrificação. Com isso, mesmo no SPD, que reúne condições para emissões de N<sub>2</sub>O mais altas do que no PC, os valores em geral podem ser considerados muito baixos, e até desprezíveis em muitas situações. Para um melhor entendimento desse processo, basta lembrar que nos solos argilosos pouco intemperizados das zonas temperadas os altos níveis de umidade são mantidos por maior tempo. Segundo Sposito (1989), a redução do potencial redox do solo até níveis ótimos para a desnitrificação, e consequente emissão de N<sub>2</sub>O, pode levar horas com umidade próxima da saturação, o que ocorre com maior frequência em solos com predominância de argilas 2:1. Nestes solos, em condições de drenagem livre, é necessário esperar pelo menos três dias após a saturação para que seja alcançado o nível de umidade de capacidade de campo, ou cerca de 50% do espaço poroso saturado com água, sendo que nos primeiros dois dias o nível de umidade é muito alto. Em solos altamente intemperizados dos trópicos, como os Latossolos, mesmo para os argilosos, que apresentam excelente estruturação, são necessárias apenas algumas horas para que o solo alcance a capacidade de campo.

#### • Emissão de N<sub>2</sub>O em áreas sob pastagens

Nos solos sob pastagens extensivas da região do Cerrado, em grande maioria Latossolos e Neossolos, os níveis de nitrato são geralmente muito baixos devido à alta demanda das braquiárias e de outras gramíneas africanas comuns na região. Assim, nessas condições, a principal fonte de N para a formação de nitrato é o N da uréia derivada da urina animal. Bovinos adultos urinam, em média, seis vezes ao dia, depositando de 1.600 a 2.200 mL de urina por vez. Dependendo da alimentação do animal, são depositados no solo ao redor de 28 g N por micção, o que equivale a cerca de 70 g m<sup>-2</sup> de N, sendo que grande parte deste se perde por volatilização de amônia e/ou lixiviação (FERREIRA, 2002). O N remanescente pode ser transformado em nitrato, sendo uma fração perdida como N<sub>2</sub>O.

Segundo o IPCC (2006), na pecuária, 2% do N que ingressa no solo derivado das excretas de bovinos são perdidos como N<sub>2</sub>O. Estudos preliminares realizados em Seropédica (RJ), na região da Mata Atlântica, mostraram que as emissões de N<sub>2</sub>O do solo tratado com urina bovina também são inferiores às estimadas pelo IPCC, permitindo calcular um fator de emissão direta de N<sub>2</sub>O ao redor de

0,5% na época de chuvas, e de 0,1% no inverno (ALVES et al., em preparação) ou seja, muito abaixo do sugerido pelo IPCC. A explicação para isto também estaria associada à boa drenagem dos solos, como discutido anteriormente.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Atualmente, frente a grande preocupação mundial com o aquecimento global, associada às significativas emissões antrópicas de GEE, a agricultura é vista como o setor que pode ajudar a mitigar essas emissões, promovendo o sequestro de C no solo. Para isso, entende-se que é essencial conhecer primeiramente todos os processos químicos, físico-químicos e biológicos, entre outros, envolvidos na dinâmica do C, ou mais propriamente da matéria orgânica do solo. Por outro lado, é muito importante também conhecer o solo e a profundidade do perfil ou volume do solo explorado efetivamente pelas raízes das culturas, para orientar o uso de metodologias para avaliação dos estoques de C do solo. A partir da adequada compreensão da interação solo-planta será possível desenvolver tecnologias de manejo das culturas que vislumbrem maiores acúmulos de C no solo. A desconsideração dos fatores mencionados anteriormente, entre outros, levou muito cientistas a superestimar o potencial do PD em sequestrar C, o que, ao que tudo indica, somente será possível se o balanço de N no sistema for significativamente positivo. As pesquisas demonstram que, com o adequado gerenciamento do N na agricultura, cada unidade de N fixado no solo em forma orgânica e estável (húmus) possibilita a fixação ou sequestro de cerca de 10 unidades de C no solo. Mas, considerando que os adubos nitrogenados produzem GEE desde o seu processo de síntese, a fixação biológica de N é vista cada vez mais como a fonte de N que oferece as melhores perspectivas, e por isso deve ser otimizada. Pesquisas demonstram que a inclusão de leguminosas-adubos verdes na rotação de culturas sob SPD favorece o balanço positivo de N do sistema, e somente assim garante significativo aumento no estoque de C no perfil do solo.

Por outro lado, é importante destacar que cada solo, dentro de certos limites e condições edafoclimáticas, terá um potencial para acumular C quase sempre correspondente ao nível de C acumulado no solo quando este se encontra em equilíbrio, sob vegetação nativa. As taxas de acumulação de C no perfil do solo podem ser lineares em curtos períodos de tempo, mas não todo o tempo. Para diferentes áreas sob um mesmo solo, as taxas de acúmulo de C



obtidas com a adoção de um mesmo sistema conservacionista variam em função do nível de redução de matéria orgânica do solo em cada área pelo manejo atual em relação ao existente anteriormente, na condição de equilíbrio sob vegetação nativa.

O Brasil é considerado o quarto maior emissor de GEE do mundo, sendo a agricultura e a pecuária, incluído o desmatamento, as maiores responsáveis por essa condição. Esta avaliação foi realizada considerando-se os fatores de emissão estabelecidos pelo IPCC, mas, em função dos estudos preliminares desenvolvidos no Brasil, tudo indica que esses valores devam estar superestimados, principalmente aqueles usados para estimar as emissões de N<sub>2</sub>O. Tem-se observado que as baixas emissões de N<sub>2</sub>O que vem sendo medidas na agropecuária brasileira estão associadas fundamentalmente à boa drenagem dos solos, característica desfavorável à desnitrificação.

As pesquisas relacionadas a esse assunto devem ser incentivadas para o adequado conhecimento do impacto ambiental da agropecuária brasileira, visando o tão desejado desenvolvimento tecnológico sustentável da nossa agricultura.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) pelas bolsas de pesquisa concedidas.

## REFERÊNCIAS

ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA S. The success of BNF in soybean in Brazil. **Plant and Soil**, v. 252, p. 1-9, 2003.

ALVES, B. J. R.; ZOTARELLI, L.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. Soybean benefit to a subsequent wheat cropping system under zero tillage. In: **Nuclear Techniques in integrated plant nutrient, water and soil management**. Vienna: IAEA, 2002. p. 87-93.

AMADO, T. J. C.; MIELNICZUCK, J. Plantio direto e rotação de culturas com leguminosas – uma excelente combinação para promover o incremento da capacidade produtiva do solo. **Revista Plantio Direto**, v. 50, p. 23-27, 1999.

AMADO, T. J. C.; MIELNICZUCK, J.; FERNANDES, S. B. V.; BAYER, C. Culturas de cobertura, acúmulo de nitrogênio total no solo e produtividade de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 679-686, 1999.

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**, v. 25, p. 189-197, 2001.

AULAKH, M. S.; RENNIE, D. A.; PAUL, E. A. Gaseous nitrogen losses from soils under zero-till as compared with conventional-till management systems. **Journal of Environmental Quality**, v. 13, p.130-136, 1984.

AYARZA, M.; VILELEA, L.; ALVES, B. J. R.; OLIVEIRA, O. C. de; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Introdução de *Stylosanthes guianensis* cv. Mineirão em pastagens de *Brachiaria ruziziensis*: Influência na produção animal e vegetal. Seropédica: Embrapa-CNPAB, 1998. 14 p. (Boletim técnico, 1).

BAYER, C.; MIELNICZUCK, J.; AMADO, T. J. C.; MARTIN-NETO, L.; FERNANDES, S. B. V. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 54, p. 101-109, 2000.

BLANCO-CANQUI, H.; LAL, R. No-tillage and soil profile carbon sequestration: an on-farm assessment. **Soil Science Society of America Journal**, v. 73, n. 3, p. 693-701, 2008.

BODDEY, R. M.; VICTORIA, R. L. Estimation of biological nitrogen fixation associated with *Brachiaria* and *Paspalum* grasses using <sup>15</sup>N-labelled organic matter and fertilizer. **Plant and Soil**, v. 90, p. 265-292, 1986.

BODDEY, R. M.; XAVIER, D. F.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Brazilian agriculture. **Journal of Crop Production**, v. 9, n. 1-2, p. 593-621, 2003.

BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; MACEDO, M. O.; OLIVEIRA, O. C. DE; RESENDE, A. S.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Potential of carbon sequestration in soils of the Atlantic forest region of Brazil. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERTS, J.; CERRI, E. (Ed.). **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: The Haworth Press, 2006. 354 p.

BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; ZOTARELLI, L.; AIMÉE, O.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; AMADO, T. J. C. Nutrient mining or carbon sequestration? BNF inputs can make the difference. In: DAKORA, F. D. et al. (Ed.). **Biological nitrogen fixation: towards poverty alleviation through sustainable agriculture**. Dordrecht: Springer, 2008. p. 11-14.

BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; SANTOS, H. P. dos; DENARDIN, J. E.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. **Global Change Biology**, v. 16, n. 2, p. 784-795, 2009.

BORLAUG, N. E.; DOWSWELL, C. R. Feeding a human population that increasingly crowds a fragile planet. In: WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 15., 1994, Acapulco, Mexico. **Keynote lecture...** Acapulco: International Society of Soil Science, 1994. p. 1-15.

BOUWMAN, A. F. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 46, p. 53-70, 1996.

CENTURION, J. F.; DEMATTÊ, J. L. I.; FERNANDES, F. M. Efeitos de sistemas de preparo nas propriedades químicas de um solo sob cerrado cultivado com soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 9, p. 267-270, 1985.

CHRISTOPHER, S. F.; LAL, R. Nitrogen management affects sequestration in North American cropland soils. **Critical Reviews Plant Sciences**, v. 26, p. 45-64, 2007.

CORAZZA, E. J.; SILVA, J. E. da; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 425-432, 1999.

COUTINHO, R. P. **Estoques de carbono e emissão de N<sub>2</sub>O no sistema solo-planta em região da Mata Atlântica**. 2009. 57 f. Tese (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2009.

DAVIDSON, E. A.; BUSTAMANTE, M. M. C.; PINTO, A. D. S. Emissions of nitrous oxide and nitric oxide from soils of native and exotic ecosystems of the Amazon and Cerrado regions of Brazil. **Scientific World**, v. 1, p. 312-319, 2001.

DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D. P.; KOGEL-KNABNER, I. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilization in a Southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. **Soil and Tillage Research**, v. 81, p. 87-95, 2005.

FEBRAPDP. Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha. **Área de plantio direto no Brasil**. Disponível em <[http://www.febrapdp.org.br/area\\_PDPBrasil\\_2009.htm](http://www.febrapdp.org.br/area_PDPBrasil_2009.htm)> Acesso em: 25 nov. 2009.

FERREIRA, E. **O destino do nitrogênio derivado da liteira de plantas forrageiras e das excretas de bovinos em sistemas de pastagens tropicais**. 2002. 188 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2002.

FISHER, M. J.; BRAZ, S. P.; SANTOS, R. S. M. dos; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. Another dimension to grazing systems: soil carbon. **Tropical Grasslands**, v. 41, p. 65-83, 2007.

FREIXO, A. A.; MACHADO, P. L. O. de A.; SANTOS, H. P. dos; SILVA, C. A.; FADIGAS, F. de S. Soil organic carbon and fractions of a Rhodic Ferrisol under the influence of tillage and crop rotation systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 64, p. 221-230, 2002.

HENAULT, C.; DEVIS, X.; PAGE, S.; JUSTES, E.; REAU, R.; GERMON, J. C. Nitrous oxide emissions under different soil and land management conditions. **Biology and Fertility of Soils**, v. 26, p. 199-207, 1998.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pecuária bovina**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2007/comentarios.pdf>> Acesso em: 27 mar., 2009.

- IFA. International Fertilizer Industry Association. Disponível em: <www.fertiliser.org/ifa/HOME-PAGE/STATISTICS>. Acesso em: 20 set., 2009.
- IPCC. International Panel on Climate Change. In: EGGLESTON, H. S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (Ed.). **2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**. Hayama: IGES, 2006.
- JANTALIA, C. P.; SANTOS, H. P. dos; 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 in Agroecosystems**, v. 81, p. 161-173, 2008.
- JANTALIA, C. P.; RESCK, D. V. S.; ALVES, B. J. R.; ZOTARELLI, L.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Tillage effect on C stocks of a clayey Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. **Soil and Tillage Research**, v. 81, p. 161-173, 2007.
- KERN, J. S.; JOHNSON, M. G. Conservation tillage impacts on national soil and atmospheric carbon levels. **Soil Science Society of American Journal**, v. 57, p. 200-210, 1993.
- LAL, R. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO<sub>2</sub>-enrichment. **Soil and Tillage Research**, v. 43, p. 81-107, 1997.
- LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERTS, J.; CERRI, E. **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: The Haworth Press, 2006. 354 p.
- LINN, D. W.; DORAN, J. W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non-tilled soils. **Soil Science Society of American Journal**, v. 48, p. 1267-1272, 1984.
- MACHADO, P. L. O. de A.; SILVA, C. A. Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 61, p. 119-130, 2001.
- METAY, A.; OLIVER, R.; SCOPEL, E.; DOUZET, J. M.; MOREIRA, J. A. A.; MARAUX, F.; FEIGL, B. J.; FELLER, C. N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados Brazil). **Geoderma**, v. 141, p. 78-88, 2007.
- MIGLIERINA, A. M.; IGLESIAS, J. O.; LANDRISCINI, M. R.; GALANTINI, J. A.; ROSELL, R. A. The effects of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. 1. Soil physical and chemical properties. **Soil Tillage Research**, v. 53, p. 129-135, 2000.
- MIRANDA, C. H. B.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Selection of ecotypes of *Panicum maximum* for associated biological nitrogen fixation using the <sup>15</sup>N isotope dilution technique. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, p. 657-663, 1990.
- OLIVEIRA, O. C. de; OLIVEIRA, I. P. de; FERREIRA, E.; ALVES, B. J. R.; MIRANDA, C. H. B.; VILELA, L.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Responses of degraded pastures in the Brazilian Cerrado to chemical fertilization. **Pasturas tropicais**, v. 23, n. 1, p. 14-18, 2001.
- PAUSTIAN, K.; COLLINS, Y. H. P.; PAUL, E. A. Management controls on soil carbon. In: PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K.; ELLIOT, E. T.; COLE, C. V. (Eds.). **Soil organic matter in temperate agroecosystems**. Boca Raton, FL: CRC Press, p.15-49, 1997.
- PAUSTIAN, K.; PARTON, W. J.; PERSSON, J. Modeling soil organic matter in organic-amended and nitrogen-fertilized long-term plots. **Soil Science Society of American Journal**, v. 56, p. 476-488, 1992.
- REZENDE, C. P.; CANTARUTTI, R. B.; BRAGA, J. M.; GOMIDE, J. A.; PEREIRA, J. M.; FERREIRA, E.; TARRÉ, R. M.; MACEDO, R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; CADISCH, G.; GILLER, K. E.; BODDEY, R. M. Litter deposition and disappearance in *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 54, n. 2, p. 99-112, 1999.
- RITCHIE, G. A.; NICHOLAS, D. J. D. Identification of the sources of nitrous oxide produced by oxidative and reductive processes in *Nitrossomona europaea*. **Biochemical Journal**, v. 126, p. 1181-1191, 1972.
- ROBERTSON, G.; GRACE, P. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: The need for a full-cost accounting of global warming potentials. **Environment, Development and Sustainability**, v. 6, p. 541-547, 2004.
- SÁ, J. C. de M.; CERRI, C. C.; DICK, W. A.; LAL, R.; FILHO, S. P. V.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. E. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil Science Society of American Journal**, v. 65, p. 1486-1499, 2001.
- SILVA, J. E.; LEMAINSKI, J.; RESCK, D. V. S. Perdas de matéria orgânica e suas relações com a capacidade de troca catiônica em solos da região de Cerrados do Oeste Baiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 18, p. 541-547, 1994.
- SISTI, C. P. J. **Influência de sistemas de preparo do solo e manejo de culturas sobre o estoque de carbono e nitrogênio do solo em diferentes condições agrícolas**. 2001. 231 f. Tese (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2001.
- SISTI, C. P. J.; SANTOS, H. P. de; KOCHHNANN, R. A.; 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.
- SOUZA SOBRINHA, M. C. **Levantamento dos fungos micorrízicos arbusculares associados a pastagens em solo sob cerrado e sua contribuição ao desenvolvimento de três espécies de *Brachiaria* spp.** 2000. 48 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo), Universidade Federal Rural de Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2000.
- SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. Madison: Oxford University Press, 1989. 277 p.
- STEVENSON, F. J.; COLE, M. A. **Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients**. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, 1999. 427 p.
- STUDDERT, G. A.; ECHEVERRÍA, H. E.; CASANOVAS, E. M. Crop pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. **Soil Science Society of American Journal**, v. 61, p. 1466-1472, 1997.
- TARRÉ, R.; MACEDO, R.; CANTARUTTI, R. B.; REZENDE, C. de P.; PEREIRA, J. M.; FERREIRA, E.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. **Plant and Soil**, v. 234, p. 15-26, 2001.
- TEIXEIRA, M. A.; MURRAY, M. L.; CARVALHO, M. G. Assessment of land use and land use change and forestry (LULUCF) as CDM projects in Brazil. **Ecological Economics**, v. 60, p. 260-270, 2006.
- TRUJILLO, W.; FISHER, M. J.; LAL, R. Root dynamics of native savanna and introduced pastures in the Eastern Plains of Colombia. **Soil and Tillage Research**, v. 87, p. 28-38, 2005.
- URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P.; LUZIO, W.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. El horizonte del suelo. **Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal**, v. 2, n. 46-60, 2005.
- URQUIAGA, S.; SISTI, C. P. J.; SANTOS, H. P. dos; KOCHHANN, R.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. Influence of crop rotation and soil tillage system in the organic C balance in a Typic Haplorthox. In: WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 17., 2002, Bangkok, Thailand. **Proceedings...** Bangkok: WCSS, 2002. (CD ROM)
- VALLIS, I. Soil nitrogen changes under continuously grazed legume-grass pastures in subtropical coastal Queensland. **Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry**, v. 12, p. 495-501, 1972.
- ZOTARELLI, L. **Balanco de nitrogênio numa rotação em sistema de plantio direto e convencional na Região de Londrina-PR**. 2000. 128 f. Tese (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2000.
- ZOTARELLI, L. **Influência do sistema de plantio direto e convencional com rotação de culturas na agregação, acumulação de carbono e emissão de óxido nitroso, num latossolo vermelho distroférrico**. 2005. 95 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2005.