



Agricultura e emissões de gases de efeito estufa - estudos de casos no Brasil

Ana Luisa Soares Vasconcelos^{1, 3}, Gregori da Encarnação Ferrão², Plínio Barbosa de Camargo¹,
Carlos Eduardo Pellegrino Cerri³, Isabela Cristina Gomes Pires¹, Marcos Siqueira Neto^{1, 2}

Resumo – Atualmente, as atenções internacionais estão voltadas para o aumento da concentração dos gases do efeito estufa (GEE) na atmosfera. A queima de combustíveis fósseis, a indústria de cimento, o uso de fertilizantes e a queima da biomassa vegetal são as principais atividades que contribuem com as emissões destes gases. Estima-se que 20% do incremento anual de GEE são atribuídos a agricultura. Entre as práticas agrícolas, o sistema plantio direto pode atuar como dreno de CO₂ atmosférico através do aumento da matéria orgânica do solo (MOS), além de manter a sustentabilidade do sistema evitando a necessidade de expansão para novas áreas. Este trabalho teve como objetivo discutir sobre os resultados de emissão de gases do efeito estufa (CO₂, N₂O e CH₄) encontrados em áreas com diferentes usos da terra e manejos no Brasil. Para isto, foi realizada uma revisão de literatura de estudos realizados em diferentes locais no Brasil e, que tiveram como objetivo determinar as emissões GEE provenientes do solo. As áreas dos estudos consultados estão localizadas nos municípios de Ariquemes (RO); Comodoro (MT); Eldorado do Sul (RS), Montividiu (GO), Ponta Grossa (PR), Rio Verde (GO), Tibagi (PR) e Vilhena (RO). Em cada um destes locais foram realizadas determinações dos fluxos dos GEE em áreas de vegetação nativa, pastagem e agricultura e, em diferentes práticas de manejos (recuperação de pastagem, plantio convencional e plantio direto). Por se tratar de um levantamento de vasta abrangência os fluxos dos GEE não apresentaram diferenças estatisticamente significativas. As maiores emissões de GEE foram encontradas na pastagem (2,3 Mg Ceq ha⁻¹ ano⁻¹), seguida da vegetação nativa (2,0 Mg Ceq ha⁻¹ ano⁻¹) e, dos sistemas agrícolas em plantio convencional e plantio direto (1,9 Mg Ceq ha⁻¹ ano⁻¹). De modo geral, os fatores que influenciaram os fluxos dos GEE nas áreas foram: i) a sazonalidade climática; ii) os atributos físicos do solo (umidade e a densidade do solo); iii) os usos da terra e o manejo e, iv) o uso de fertilizante nitrogenado.

Palavras-chave: Vegetação nativa, pastagem, plantio convencional, sistema plantio direto, mudança de uso da terra.

¹Universidade de São Paulo – Centro de Energia Nuclear na Agricultura/Divisão de Funcionamento de Ecossistemas Tropicais, Avenida Centenário, 303, CEP: 13.416-000 – Piracicaba, SP, analuisasvasconcelos@gmail.com, pcamargo@cena.usp.br, icgpirez@yahoo.com.br, msiqueir@gmail.com

²Universidade Federal do Maranhão – Centro de Ciências Agrárias e Ambientais, BR 222, KM 04, S/N, CEP: 65.500 000 – Chapadinha, MA, gregoriferrao@yahoo.com.br, msiqueir@gmail.com

³Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Departamento de Ciência do Solo, Avenida Pádua Dias, 11, CEP: 13.418-900 – Piracicaba, SP, analuisasvasconcelos@gmail.com, cepcerri@usp.br

Agriculture and greenhouse gases - case studies in Brazil

Abstract - Currently, international attention is focused on increasing the greenhouse gases concentration (GHG) in the atmosphere. The fossil fuels burning, cement industry, fertilizers production and use, and plant biomass burning are the main GHG emitters. It is estimated that 20% of the annual increase of GHG is attributed to the agriculture activity. Among the agricultural practices, no-tillage can act as a sink of atmospheric CO₂ through the increase of soil organic matter (MOS), besides maintaining the sustainability avoiding the need to cropland expansions. Our objective was to evaluate the GHG emissions (CO₂, N₂O and CH₄) in areas with different land-uses and management practices in Brazil. For this, we reviewed studies carried-out in different places in Brazil, whose objective was to determine GHG emissions from the soil. Study areas are located in the municipalities of Ariquemes (RO); Comodoro (MT); Eldorado do Sul (RS), Montividiu (GO), Ponta Grossa (PR), Rio Verde (GO), Tibagi (PR) and Vilhena (RO). In each sites, GHG fluxes from soil were carried-out under native vegetation, pasture (degraded, nominal and recovery) and cropland (conventional and no-tillage). As this was a broad survey, GHG fluxes did not present statistically significant differences. The highest GHG emissions were found under pasture (2.3 Mg Ceq ha⁻¹ yr⁻¹), followed by native vegetation (2.0 Ceq Mg ha⁻¹ yr⁻¹) and from cropland (1.9 Mg Ceq ha⁻¹ yr⁻¹). Generally, the factors influencing the GHG emissions were: i) climatic seasonality; ii) soil physical attributes (soil moisture and density); iii) land-use and management, and iv) N-fertilizer.

Keywords: Native vegetation, pasture, conventional tillage, no-tillage, land-use change

INTRODUÇÃO

O efeito estufa natural é essencial para a existência da vida no planeta. Os gases causadores desse efeito, chamados de gases de efeito estufa (GEE - i.e. vapor de água, dióxido de carbono, óxido nítrico, metano, ozônio etc.) estão presentes em baixas concentrações na atmosfera e são responsáveis pela manutenção da temperatura global entre 16-18°C (IPCC, 2014; WMO, 2014). Atualmente, as atenções da comunidade científica internacional estão voltadas para o aumento das concentrações dos GEE na atmosfera, pois alcançaram níveis muito elevados em curto espaço de tempo, principalmente após a Revolução Industrial de 1789 (IPCC, 2014).

Juntamente com o aumento dos níveis de GEE na atmosfera foram constatados aumentos na temperatura média do planeta. As previsões de aumento de temperatura, caso a emissão de GEE seja mantida nos níveis atuais, está estimada na faixa de 0,8 a 5,2°C. Este aumento na retenção de energia calorífica ocasionaria alterações em todo o planeta, não necessariamente devido ao aquecimento, mas sim em decorrência da necessidade de dissipação da energia “extra” acumulada (IPCC, 2014).

Os modelos climáticos apontam para a intensificação na ocorrência de eventos climáticos extremos, com efeitos diretos sobre a agricultura mundial, como: i) tormentas, inundações, secas, tornados, baixas e elevadas temperaturas; ii) alterações no ciclo hidrológico e, conseqüentemente, iii) mudança nas regiões produtivas; iv) redução da quantidade de água potável.

Para evitar tais situações, a Organização das Nações Unidas (ONU) instituiu um órgão específico o United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), o qual é responsável pelo agrupamento de informações (IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change) com o objetivo de estabelecer um documento onde cada país seria responsabilizado por suas emissões de GEE. Neste documento inicial, designado de Protocolo de Kyoto de 11 de dezembro de 1997 - data de abertura para assinatura entre as partes, os países foram divididos em dois grupos; os países desenvolvidos, que possuíam quotas de redução das emissões e, os países em desenvolvimento, como o caso do Brasil – que deveriam atuar voluntariamente para a redução das emissões (portanto, sem meta de redução específica).

Este protocolo propunha como prioridade a redução média das emissões globais dos GEE em cerca de 5% em relação às emissões verificadas para o ano de 1990 e, estas reduções certificadas deveriam ser atingidas no período de compromisso compreendido entre 2008 e 2012, ou seja, após dez anos da criação do protocolo. Desta forma, neste período de carência cada setor (indústria, comércio, transporte, agricultura etc.) teria um tempo hábil para se adaptarem, de forma a alcançarem as metas, sem prejuízos em suas atividades econômicas. Entretanto, com a falta de adesão de alguns países, especialmente dos EUA, a ratificação do compromisso somente foi alcançada em 2005 após a adesão da Rússia.

A vigência do Protocolo de Kyoto expirou em 2012 e, as metas não foram alcançadas. Contudo, diversos países, inclusive o Brasil, se comprometeram em firmar um novo acordo, na busca por soluções voltadas a redução das emissões dos GEE. Isso ocorreu em 12 de dezembro de 2015, na Conferência da ONU sobre as mudanças climáticas (COP-21) com a assinatura do chamado “Acordo de Paris”. No texto final, um dos principais pontos acorda sobre o financiamento climático, no qual países desenvolvidos devem investir 100 bilhões de dólares por ano em medidas de combate às mudanças climáticas em países em desenvolvimento.

Neste sentido, as atividades relacionadas à queima de combustíveis fósseis (petróleo, gás natural e carvão mineral etc.), a queima da biomassa vegetal, a indústria de cimento e fertilizante, que são consideradas as principais fontes dos GEE, além dos aterros sanitários, as áreas agrícolas inundadas e a fermentação entérica dos ruminantes estão entre os setores que podem ter suas atividades estudadas e adaptadas visando à redução das fontes de GEE (IPCC, 2014).

Em 2015, o agronegócio no Brasil foi responsável por mais de 20 % do PIB (IBGE, 2015) e, as atividades agrícolas assim como as práticas de manejo podem atuar como fonte ou dreno dos GEE. O dióxido de carbono (CO_2) pode ser incorporado e emitido pela decomposição da matéria orgânica do solo (MOS), o óxido nitroso (N_2O) é oriundo das fontes de fertilizantes nitrogenados, e o metano (CH_4) é proveniente do manejo de dejetos e em cultivos de arroz irrigados por inundação (IPCC, 2007).

Simultaneamente, ao mitigar a emissão de GEE, as boas práticas agrícolas podem aumentar a MOS, promover benefícios nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo, promovendo a manutenção dos serviços ambientais, além de assegurar a sustentabilidade dos sistemas produtivos e, desta forma evitar a necessidade de expansão da agricultura em novas áreas. A mudança de uso da terra, como por exemplo a conversão de áreas com vegetação nativa em pastos ou sistemas de produção de grãos e fibras, são os principais responsáveis pela emissão de GEE, tanto pela queima de fitomassa vegetal como pela mineralização do MOS do solo. Os sistemas de manejo que buscam o aumento da produtividade e o melhor aproveitamento das áreas produtoras podem evitar a expansão da agricultura e pecuária em áreas de preservação.

Diante do exposto, este trabalho teve como objetivo reunir alguns dos resultados publicados sobre emissão de GEE de solos cultivados no Brasil, com ênfase para áreas agrícolas e pastagem, realizadas pela equipe do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP). Desta forma, os trabalhos utilizados nesta avaliação foram selecionados devido a adoção dos mesmos procedimentos metodológicos para a amostragem e determinação dos fluxos de gases do efeito estufa.

Agricultura - uma história

Atualmente, a área destinada a produção agropecuária no mundo é próxima a cinco milhões de hectares (Tabela 1) Agricultural Data (FAO, 2015).

A agricultura é descrita como o conjunto de técnicas produtivas que surgiram em meados do século XIX, conhecida como Revolução Verde, que teve como suporte a descoberta dos fertilizantes químicos por Justus von Liebig (1803-1873). Este sistema expandiu-se após as grandes guerras, com o emprego de sementes manipuladas geneticamente para o aumento da produtividade, associado ao emprego de agroquímicos e da maquinaria agrícola. O sistema de preparo convencional interfere em muitos atributos do solo, como o conteúdo de MOS, disponibilidade de nutrientes, capacidade de troca de cátions, pH, densidade, condutividade hidráulica, conteúdo de água disponível e estabilidade dos agregados (DERPSCH, 1991).

Tabela 1 - Área cultivada e florestas nas diferentes regiões do Mundo segundo dados da FAO (2015).

Local	Área Total	Florestas ¹	Agricultura ²	Razão Fl/Agr ³	Participação da agricultura ⁴
Mundo	13442,5	3937,3	4931,9	0,79	36,7
América	4058,5	1528,2	1197,3	1,29	29,5
Ásia	3196,4	573,6	1662,9	0,34	52,0
África	3031,5	627,3	1157,5	0,54	38,2
Europa	2299,9	1002,7	474,3	2,11	20,6
Oceania	856,1	205,0	440,0	0,46	51,4
Brasil	815,5	417,5	263,5	1,58	32,3

Fonte: Agricultural Data-FAOSTAT (FAO, 2015); ¹ Florestas preservadas nativas e plantadas; ² Área cultivada (agricultura anual e perene); ³ Razão entre a área de floresta e cultivada; ⁴ Área cultivada em relação a área total.

O sistema convencional de manejo, no qual se aplica a aração e gradagem é considerado mais agressivo para o solo, com grande poder de degradação e redução de MOS (BAYER; MIELNICZUCK, 1999). As perdas de MOS são estimuladas pelo revolvimento do solo, por maiores variações de temperatura, umidade e aeração, rompimento de agregados, pelo aumento do grau fracionário e incorporação dos resíduos vegetais, e pela diminuição da cobertura do solo (SILVA et al., 1994). Outros estudos mostraram ainda que o sistema de cultivo convencional reduz significativamente a biomassa microbiana e a atividade enzimática no solo (ROSCOE et al., 2000), como também aumenta as perdas de carbono orgânico do solo, assim como, aumenta as emissões de gases proveniente do uso de combustíveis fósseis, dado a maior intensidade da mecanização (GENTIL et al., 1993).

Como alternativa a este sistema de manejo, o sistema plantio direto surgiu no final da década de 50 nos EUA. Este sistema pode ser definido como um modelo conservacionista de manejo do solo, em que a semente é colocada em sulco ou cova sem revolvimento do solo. Essa técnica elimina as operações de aração, gradagem, escarificação e, outros métodos convencionais de preparo do solo (MUZILLI, 1981).

O conceito inicialmente adotado para a nova técnica foi derivado da expressão inglesa “*no-tillage*”, que significa “sem preparo”. Atualmente, tem se preferido utilizar o termo zero tillage, mas também são utilizados outros termos como: “*no-till*, *no-tillage* e *direct drilling*”. Nos países latino-

americanos, utiliza-se a expressão “*siembra directa*”; no Chile, utiliza-se a terminologia “*cero labranza*”; e, no México, “*labranza de conservación*”.

Estes sistemas de manejo conservacionistas visam reduzir o excessivo revolvimento do solo, mantendo os resíduos culturais na superfície, para minimizar o impacto do manejo sobre o meio ambiente solo. Nos sistemas conservacionistas, mais de 30% da superfície do solo deve permanecer coberta após o plantio com resíduos culturais (CTIC, 1997). A redução significativa do consumo de combustível (60 a 70% menos de óleo diesel), o aumento do conteúdo da matéria orgânica do solo e a redução da perda de solo por erosão são algumas das melhorias proporcionadas pela adoção deste sistema de manejo.

Ao manter os resíduos na superfície do solo, estes, gradativamente, são incorporados ao solo pela atividade da macrofauna e favorecendo a manutenção e até o acúmulo de matéria orgânica (BAYER; MIELNICZUCK, 1999; LAL, 2008), e ainda garantindo fluxo contínuo de matéria e energia no solo (ROSCOE, 2005).

Este aumento na matéria orgânica do solo, tem como consequência melhorias nas condições químicas (VEZZANI; MIELNICZUK, 2009), físicas (COSTA et al., 2012) e biológicas do solo (MAZZETTO et al., 2016).

No Brasil, o primeiro experimento com o sistema plantio direto aconteceu em 1965 no Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) e, em 1969 na Área Experimental do Ministério da Agricultura em Não-Me-Toque (RS). Na década de 1970 o sistema foi introduzido em áreas agrícolas de Rolândia (PR) para fins comerciais, com o objetivo de reduzir as perdas de solo por erosão (ELTZ, 1997). Na década de 1980 passou a ser difundido nas áreas produtoras de grãos na Região Sul e, na década de 1990 ocorreu maior expansão do sistema nas lavouras de soja e milho na região do Cerrado (BORGES, 1993). Hoje o sistema plantio direto ocupa uma área de mais de 20 milhões de hectares que corresponde a um terço da área total cultivada no país com culturas anuais. Estudos mostram que anualmente deixam de ser erodidos quase 100 milhões de toneladas de solo rico em nutrientes com a utilização do sistema plantio direto (FEBRAPPD, 2007).

Mudança de uso da terra e as emissões de gases de efeito estufa

Nas nações mais industrializadas, a atividade industrial e a queima de combustíveis fósseis são os principais fatores que contribuem para o efeito estufa, enquanto que no Brasil mais de 70 % das emissões de gases estão relacionadas a mudanças no uso da terra e à conversão de florestas para o uso agrícola (BRASIL, 2010). Estudos mostram que 12 % do CO₂ (URI; BLOODWORTH, 2000), 30 % do CH₄ e 80 % do N₂O emitidos são provenientes da mudança de ecossistemas naturais para diferentes formas de manejo e da atividade pecuária (KULSHRESHTHA et al., 2000).

A atividade que envolve a mudança de uso da terra como exemplo o desmatamento, causa um impacto ao ambiente. O corte e queima da vegetação nativa, além de ser um dos principais emissores dos gases do efeito estufa (CO_2 , N_2O , NO_x , CH_4 , SO_x), elimina a proteção natural do solo e expõe a matéria orgânica do solo (MOS) a agentes responsáveis pela degradação de compostos que são mais sensíveis aos processos de degradação/mineralização.

Entre os GEE, o CO_2 se destaca por sua maior proporção (aprox. 76% do total de GEE) na atmosfera do planeta, seguido do CH_4 , N_2O e dos gases fluoretados (Figura 1A). Dentre emissões antrópicas de GEE, o setor agrícola, florestal e a mudança de uso da terra são responsáveis por cerca de 25% das emissões (Figura 1B) (HOUGHTON et al., 2001). Desta forma, é necessário entender os principais processos de produção desses gases e os fatores que interferem suas emissões no meio agrícola.

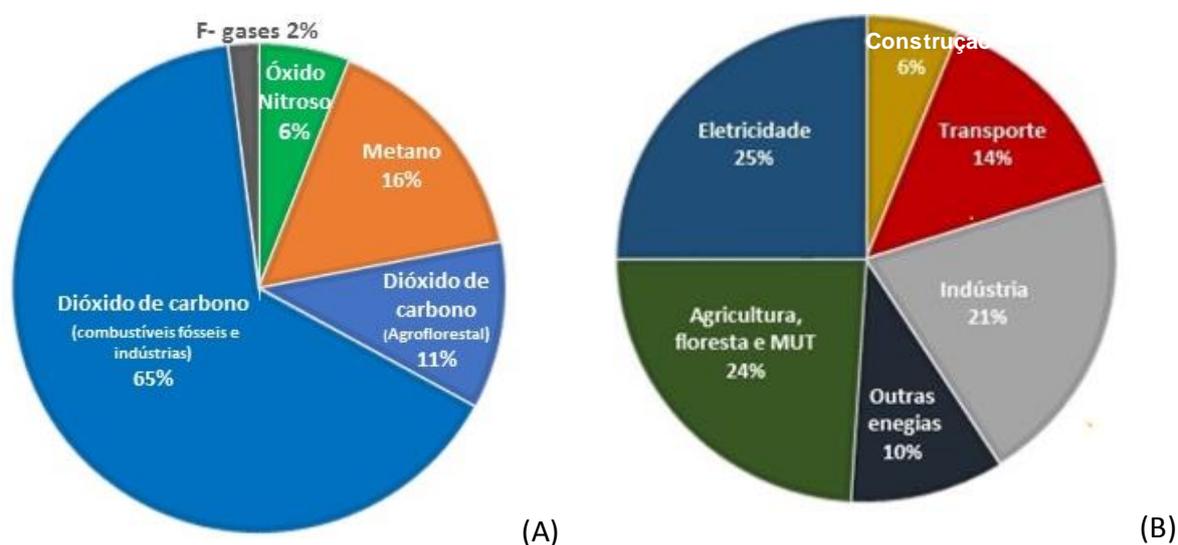


Figura 1 - Proporção global das emissões de gases de efeito estufa (a) Proporções globais entre as fontes emissoras de gases de efeito estufa (b). Fonte: IPCC (2014), baseado nas emissões globais de 2010.

Emissões de dióxido de carbono

O dióxido de carbono (CO_2) é o principal contribuinte antropogênico do aquecimento global e o mais abundante. Em razão disso, o potencial de aquecimento global (PAG) de cada GEE é calculado em função deste gás, o que permite comparações entre os impactos cumulativos de um determinado GEE em uma quantidade equivalente em massa de CO_2 (IPCC, 2001). Atualmente, a concentração de CO_2 atmosférico tem aumentado em $3,4 \pm 0,1 \text{ Pg C ano}^{-1}$. Dentre as fontes emissoras, cerca de 25% são originadas do solo, importante reservatório de carbono e que contém cerca de 1500

Pg C, o dobro do conteúdo de C da atmosfera (KIRCHMANN et al., 2004). A manutenção desta reserva de C é dependente principalmente do balanço entre as taxas de mineralização e a imobilização do material orgânico adicionado ao solo.

As emissões de CO₂ do solo são, sobretudo, decorrentes da respiração do sistema radicular e da biomassa microbiana do solo (SILVA-OLAYA et al., 2013). Isto faz que as emissões de CO₂ sejam dependentes de fatores como disponibilidade de O₂, umidade e temperatura. Além da fonte de energia e C, estes fatores regem a atividade, quantidade e diversidade da população microbiana do solo (ROCHETTE, 2008).

Um dos principais fatores que interfere nas emissões de CO₂ do solo é a presença de oxigênio. O cultivo do solo por meio de aração e gradagem aumenta a perda de matéria orgânica do solo elevando a emissão de CO₂. Assim, a perda de C na forma de CO₂ é fortemente correlacionada com a intensidade da ruptura dos agregados e volume do solo revolvido (LA SCALA et al., 2006; SILVA-OLAYA et al., 2013).

De maneira geral, imediatamente após a adição de material orgânico ao solo, ocorre um aumento das emissões de CO₂ em decorrência do aumento da população e intensidade respiratória de microrganismos. Esse rápido estímulo aos microrganismos é chamado de efeito *priming* (KUZUYAKOV, 2010). Após o período de crescimento da população microbiana, há uma estabilização da atividade dos microrganismos e os produtos da decomposição são incorporados na forma de matéria orgânica estável, sequestrando assim o C atmosférico no solo (CERRI et al., 2009; LAL, 2008).

Fluxos de metano

O metano (CH₄) é o segundo gás de efeito estufa mais abundante na atmosfera (IPCC, 2001). Apesar de possuir um período de residência na atmosfera de 12 anos, apresenta um PAG 25 vezes maior que o CO₂ (IPCC, 2007). Esse potencial se deve a sua estrutura química, que o permite absorver a luz infravermelha em 7,66 μm, ou seja, uma região espectral na qual a água e o CO₂ não absorvem (DICKINSON; CICERONE, 1986). Os valores encontrados em estudos de concentrações desse gás nos períodos glaciais e interglaciais variaram entre 400 e 700 ppb (ETHERIDGE et al., 1998). Atualmente, a sua concentração atmosférica encontra-se superior a 1780 ppb (DLUGOKENCKY et al., 2009), aumentando a uma taxa de 7 ppb ano⁻¹ (IPCC, 2007).

As fontes biogênicas naturais de CH₄ são exemplificadas pela degradação geológica, digestão da celulose em cupins, borbulhas em sedimentos marinhos e água doce (O'CONNOR et al., 2010) e, principalmente, em áreas alagadas de água doce (CHEN; PRINN, 2006). As fontes antropogênicas correspondem por 64% das emissões totais de metano (NAZARIES et al., 2013). Desta porcentagem,

7% correspondem a áreas agrícolas em terras secas e, 17% os arrozais irrigados por inundação (MACKIE et al., 1992). O metano é produzido em solos com aeração e drenagem deficientes, porém, a fertilização nitrogenada nas áreas cultivadas além de aumentar a emissão de N_2O , também pode diminuir o consumo de CH_4 atmosférico pelos solos (MOSIER et al., 1991). A ligação entre a fertilização nitrogenada e o consumo do CH_4 pode ser causada pela inibição induzida pelo nitrogênio os microrganismos que oxidam o metano (STEUDLER et al., 1989). Segundo alguns trabalhos é o amônio que inibe a oxidação do CH_4 no solo ao competir pela enzima monoxigenase, que exerce a função de catalisar a oxidação de CH_4 (MAJUMDAR; MITRA, 2004).

Por outro lado, os solos oxidicos são continuamente expostos às concentrações de CH_4 , e auxiliam no consumo atmosférico. Apesar desde consumo ser pequeno, como essas áreas são extensas, esse valor se torna significativo em níveis globais (LE MER; ROGER, 2001). Estima-se que 10% do CH_4 atmosférico são consumidos pelos solos, sendo os de áreas florestais e de ambientes extremos, como desertos e geleiras, os mais eficientes neste processo (IPCC, 2001). Contudo, quando perturbados os microrganismos metanotróficos (i.e. preparo do solo), os solos podem ter sua capacidade de oxidação do CH_4 comprometida (BALL et al., 1999).

A metanogênese é um processo complexo, que dependente de várias etapas e consequentemente de vários substratos até a produção de ATP. Ferry (2010) descreve a necessidade de seis coenzimas no processo de metanogênese [ferredoxina (Fd), methanofuran (MFR), tetrahydromethanopterin (H4MPT), coenzima F420 (F420), coenzima M (CoM) e coenzima B (CoB)] e, três como principais substratos para as archaeas metanogênicas: CO_2 , acetato e grupos metil. Existem dois processos de metanogênese - a hidrogenotrófica e a acetotrófica. Na hidrogenotrófica os micro-organismos são capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono, isto é, o CO_2 atua como acceptor de elétrons que é posteriormente reduzido a CH_4 . No caso da metanogênese acetotrófica, os micro-organismos convertem diretamente o carbono orgânico na forma de acetato em metano (MCINERNEY; BRYANT, 1981; SOUBES, 1994).

Fluxos de óxido nitroso

O óxido nitroso (N_2O) é um gás-traço (baixas concentrações na atmosfera - detectadas em partes por bilhão em volume) de longa duração, acima de 120 anos e que está naturalmente presente na atmosfera. Este gás é capaz de absorver a radiação infravermelha e retransmiti-lo sob a forma de energia térmica com um potencial de aquecimento de 298 vezes maior do que o CO_2 (IPCC, 2001). Além disso, o N_2O juntamente com outros NO_x participam diretamente na destruição do ozônio estratosférico (RAVISHANKARA et al., 2009). As amostras de ar contidas no gelo Antártico mostraram que a concentração de N_2O atmosférico manteve-se em 270 ppbv desde o último período

glacial até a chamada Revolução Verde, quando houve o advento do uso de fertilizantes nitrogenados (FLÜCKIGER et al., 1999). No entanto, atualmente, a concentração aumentou para 325,9 ppbv, com um aumento absoluto médio durante a última década de 0,82 ppbv ano⁻¹ (WMO, 2014).

A maior parte de N nos solos está ligada a MOS, onde o teor total desse elemento encontra-se entre 0,05 a 0,5 %, sendo que aproximadamente 5% do N-total estão em formas inorgânicas como N-amônio e N-nitrato (WHIETHÖLTER, 2000). A atividade agrícola com aplicação de grandes quantidades de fertilizantes nitrogenados obtidos a partir da síntese de Haber-Bosch é a fonte mais importante de N₂O para a atmosfera (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013).

Os principais produtores de N₂O são os microrganismos responsáveis pela transformação N no solo (BOUWMAN, 1998). O N₂O é um produto intermediário de ambas as vias de nitrificação e desnitrificação (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). A nitrificação ocorre quando o amônio (NH₄⁺) é sequencialmente oxidado para nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻) sob condições aeróbicas, a formação do N₂O ocorre com a redução do NO₂⁻. A desnitrificação, em contraste, consiste na redução de NO₂⁻ e NO₃⁻ para N₂ (como produto final) na condição anóxica por processos anaeróbios (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013; THOMSON et al., 2012). Por fim, a produção de N₂O também pode ocorrer através da oxidação anaeróbica de amônio (anammox), em que o N₂O resulta da nitrificação parcial (THOMSON et al., 2012).

É possível que haja o consumo de N₂O pelo solo, entretanto, Chapuis-Lardy et al. (2007) concluíram que o influxo de N₂O não é relevante globalmente. Além desse aspecto, há uma limitação gênica para o consumo de N₂O, pois em contraste com os numerosos mecanismos de formação de N₂O no solo, há apenas um gene responsável por reduzir o N₂O em N₂ (N₂OR) que se encontra nas bactérias desnitrificantes. E ainda, a inativação da enzima relacionada a este gene (N₂OR) ocorre em várias situações como; baixo pH, presença de oxigênio e ausência do agrupamento Cu-S no seu sítio catalítico (THOMSON et al., 2012)

MATERIAL E MÉTODOS

Para realização deste trabalho foram compilados dados disponíveis na literatura oriundos de estudos realizados em diferentes locais no Brasil que tiveram como objetivo determinar as emissões de gases proveniente do solo com diferentes usos da terra (Figura 2).

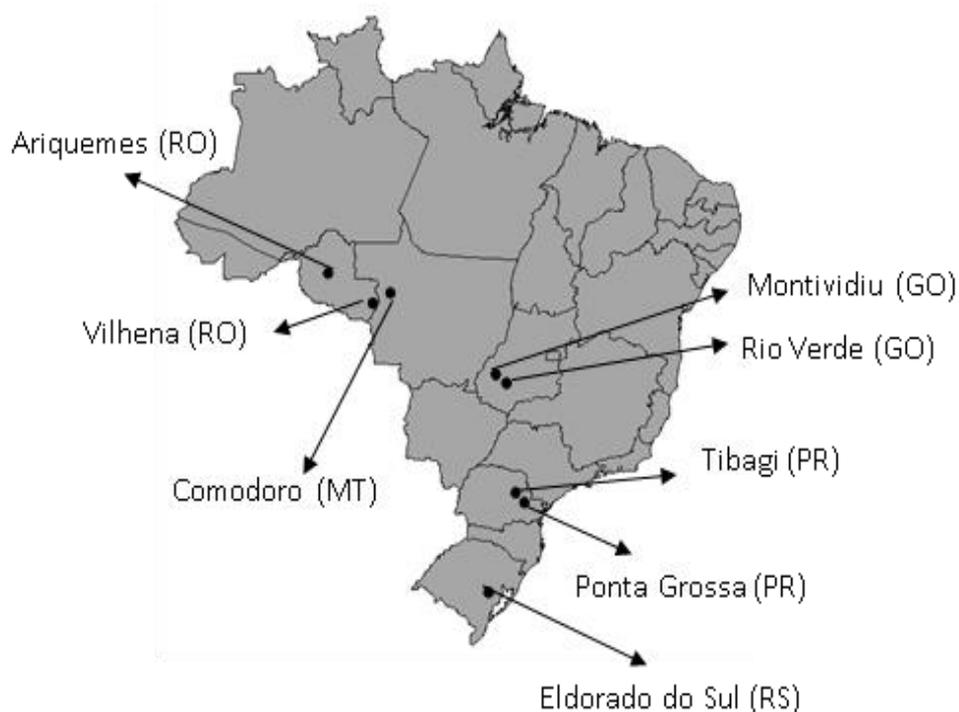


Figura 2 - Distribuição das áreas de estudo das quais os dados para este estudo foram compilados.

Descrição dos locais de estudo

A seguir será apresentada uma breve descrição de cada local e os tratamentos onde foram realizadas as amostragens dos gases de efeito estufa.

Ariquemes (RO)

O estudo foi realizado na Fazenda Nova Vida, localizada no km 472 da BR-364 no município de Ariquemes (09°54'48" S e 63°02'27" O) no estado de Rondônia. O clima local foi classificado como Equatorial úmido - Af (Köppen), com temperatura média anual de 25,5°C e precipitação de 2.200 mm incluindo uma estação seca definida durante os meses de maio a setembro. As médias diárias entre os meses de período mais quente e o mais frio variam menos de 5°C. O solo predominante da fazenda foi classificado como Argissolo vermelho amarelo (EMBRAPA, 2006). O experimento de campo foi instalado em um talhão de 63 ha pastagem de *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R. Webster estabelecida em 1983 após a derrubada e queima da floresta (Floresta Ombrófila densa). A área do experimento foi de 3 ha e teve como objetivo a avaliação dos métodos de recuperação de pastagens degradadas na Amazônia. O experimento de campo consistiu de 20 parcelas de 40 x 40 m agrupados em 4 blocos (repetições), com cada um dos cinco tratamentos distribuídos ao acaso. Os tratamentos reportados foram: 1) Controle – Pastagem com *U. brizantha* que foi roçada; 2) Gradagem – uso de grade niveladora e replantio da *U. brizantha* com uso de

fertilizante; 3) Herbicida – aplicação do herbicida seletivo 2,4 D para eliminação de invasoras e aplicação de fertilizante; 4) plantio direto com arroz (*Oryza sativa* L.) – após a aplicação do herbicida (Glifosato + Gramoxone + 2,4 D), foi realizada a semeadura direta do arroz (variedade Primavera) e após a colheita do mesmo o replantio da *U. brizantha* e; Plantio direto de soja (*Glycine Max* (L.) Merrill) – após a aplicação do herbicida (Glifosato + Gramoxone + 2,4 D), foi realizada a semeadura direta do arroz (variedade Conquista) e após a colheita do mesmo o replantio da *B. brizantha*. Neste experimento foram determinados os fluxos de CO₂ e N₂O durante os meses de outubro a dezembro de 2001 e determinações posteriores em março, julho de 2002 e janeiro, abril e setembro de 2003. Maiores detalhes podem ser encontrados no trabalho original publicado por Passianoto (2004).

Comodoro (MT)

O estudo foi realizado nas Fazendas Santa Lurdes e Santa Tereza, localizadas no km 1051 e 1056, respectivamente da BR 364 no município de Comodoro (13°39'46" S e 59°47'09" O) no estado de Mato Grosso. O clima local foi classificado como Tropical chuvoso - Aw (Köppen), com temperatura média anual de 26,1°C e precipitação de 1.900 mm incluindo uma estação seca definida durante os meses de maio a setembro. As médias diárias entre os meses de período mais quente e o mais frio variam menos de 5°C. Os solos predominantes nas fazendas foram classificados como Neossolo Quartzarênico e Latossolos Vermelho amarelo fase arenosa (EMBRAPA, 2006). O delineamento experimental foi constituído de sete áreas de estudo, utilizando delineamento inteiramente casualizado com cinco repetições: 1) Cerrado nativo - com composição florística de Cerrado sensu stricto-típico; 2) Plantio convencional com um ano de implantação; 3) Plantio convencional com quatro anos de implantação; 4) Plantio convencional com quatro anos de soja com sorgo (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) em sucessão; 5) Plantio convencional com quatro anos de soja com milho (*Pennisetum glaucum* (L.) R. BR.) em sucessão; 6) Pastagem de vinte e dois anos *Urochloa decumbens* Stapf., e, 7) Plantio direto com cinco anos de implantação com o cultivo da soja e milho em sucessão. Neste estudo foram determinados os fluxos de CO₂, N₂O e CH₄ durante os meses de julho de 2005 (época seca) e fevereiro de 2006 (época úmida). Maiores detalhes podem ser encontrados no trabalho original publicado por Frazão (2007).

Eldorado do Sul (RS)

O estudo foi realizado na Estação Experimental Agrônômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) no município de Eldorado do Sul (30°05'02" S e 51°36'57" O) no Estado de Rio Grande do Sul. O clima local foi classificado como subtropical úmido - Cfa (Köppen), com temperatura média anual de 19,2°C e precipitação de 1446 mm incluindo uma estação seca definida

durante os meses de maio a outubro. As médias mensais de temperatura variam entre 9 a 25°C. O solo predominante na área do experimento foi classificado como Argissolo Vermelho distrófico (EMBRAPA, 2006). O experimento foi instalado em 1985, em áreas com elevado grau de degradação física do solo. O delineamento experimental utilizado foi de blocos casualizados, com parcelas subdivididas e três repetições. As parcelas principais (15 x 20 m) consistiam em três preparos de solo: 1) Plantio convencional – preparado com uma aração e duas gradagens anteriores ao cultivo de verão; 2) Preparo reduzido – os resíduos são semi-incorporados com o uso de escarificador e, 3) Plantio direto a cultura de inverno foi dessecada com herbicida e os resíduos manejados com rolo-faca. Neste experimento foram determinados os fluxos de N₂O e CH₄ no período das safras de 2003/04 e 2004/05, as amostragens foram realizadas de modo a acompanhar os principais eventos das culturas. Maiores detalhes podem ser encontrados no trabalho original publicado por Gomes (2006).

Ponta Grossa (PR)

O estudo foi realizado na Estação Experimental da Fundação ABC no município de Ponta Grossa (25°05'42" S e 50°09'43" O) no estado do Paraná. O clima local foi classificado como subtropical úmido com verão fresco e geadas no inverno - Cfb (Köppen), com temperatura média anual de 20°C e precipitação de 1.545 mm. As médias mensais de temperatura variam entre 9 a 25°C. O solo predominante na área do experimento foi classificado como Latossolo Vermelho distrófico (EMBRAPA, 2006). A área de estudo foi inicialmente utilizada com agricultura no sistema de preparo convencional do solo, sendo o experimento instalado em 1988. O delineamento experimental foi constituído de quatro sistemas de manejo do solo distribuídos em blocos casualizados com três repetições. Os tratamentos adotados foram: 1) Preparo convencional: realizado com uma aração seguido de duas gradagens niveladoras antes da instalação de cada cultura; 2) Preparo mínimo: realizado através de uma gradagem média seguido de duas gradagens niveladoras; 3) Plantio direto: a semeadura realizada sobre resíduos culturais mantidos na superfície do solo sem revolvimento; e 4) Plantio direto escarificado: a semeadura realizada sobre resíduos culturais mantidos na superfície do solo associado a uma escarificação a cada três anos durante o inverno. A sucessão de culturas estudada foi: aveia branca / soja / trigo, a qual é usualmente utilizada na região dos Campos Gerais. Neste estudo foram determinados os fluxos de CO₂, N₂O e CH₄ no período de outubro de 2003 a novembro de 2004, as amostragens foram realizadas mensalmente. Maiores detalhes podem ser encontrados no trabalho original publicado por Pavei (2005).

Rio Verde (GO)

O estudo foi realizado em áreas situadas no município de Rio Verde (17°47'52" S e 50°55'40" O) no estado de Goiás. O clima local foi classificado como Tropical chuvoso - Aw (Köppen), com temperatura média anual de 23,3°C e precipitação de 1.590 mm incluindo uma estação seca definida durante os meses de maio a setembro. As médias diárias entre os meses de período mais quente e o mais frio variam menos de 5°C. Os solos predominantes da região foram classificados como Latossolo Vermelho distrófico e Latossolo Vermelho amarelo distrófico (EMBRAPA, 2006). O delineamento experimental foi constituído de seis áreas de estudo, utilizando delineamento inteiramente casualizado com cinco repetições: 1) Vegetação nativa - com composição florística de Cerradão a Mata seca subcaducifólia; 2) Pastagem com vinte anos de *U. decumbens*; 3) Plantio convencional com vinte e seis anos cultivado com soja em monocultivo; 4) Plantio direto com oito anos de implantação com soja e safrinha milho (*Zea mays* L.), sorgo ou milho; 5) Plantio direto com dez anos de implantação com soja e safrinha milho, sorgo ou milho e; 6) Plantio direto com doze anos de implantação com soja e safrinha milho, sorgo ou milho. Neste estudo foram determinados os fluxos de CO₂, N₂O e CH₄. Maiores detalhes podem ser encontrados no trabalho original publicado por Siqueira Neto (2006).

Tibagi (PR)

O estudo foi realizado na Fazenda Santa Branca no município de Tibagi (25°05'42" S e 50°09'43" O) no estado do Paraná. O clima local foi classificado como subtropical úmido com verão fresco e geadas no inverno - Cfb (Köppen), com temperatura média anual de 20°C e precipitação de 1.700 mm. As médias mensais de temperatura variam entre 9 a 25°C. O solo predominante na área do experimento foi classificado como Latossolo Vermelho distrófico (EMBRAPA, 2006). O delineamento experimental empregado no experimento foi ensaio em faixas não casualizadas com parcelas subdivididas, constando de quatro tratamentos e cinco repetições (parcelas). Os tratamentos utilizados foram: plantio direto sob 12 e 22 anos de implantação com sucessões de culturas milho/trigo (*Triticum aestivum* L.) e soja/trigo. Neste estudo foram determinados os fluxos de CO₂, N₂O no período de outubro de 2000 a novembro de 2001, as amostragens foram realizadas mensalmente. Maiores detalhes podem ser encontrados no trabalho original publicado por Siqueira Neto (2003).

Vilhena (RO)

O estudo foi realizado na Fazenda União, localizada a 720 km de Porto Velho na BR 364 no município de Vilhena (12°44'26" S e 60°08'45" O) no estado de Rondônia. O clima local foi classificado como Tropical chuvoso - Aw (Köppen), com temperatura média anual de 23,1°C e precipitação de 2.700 mm incluindo uma estação seca definida durante os meses de Maio a setembro.

As médias diárias entre os meses de período mais quente e o mais frio variam menos de 5°C. O solo predominante na fazenda foi classificado como Latossolo Vermelho amarelo muito argiloso (EMBRAPA, 2006). Após desmatamento, limpeza e nivelamento da área, inicialmente a área foi cultivada arroz sob SPC por dois anos. Após esses dois anos de SPC, a área passou a ser cultivada sob SPD com a cultura da soja por três anos. Dessa forma se constituiu uma cronossequência com seis situações: Cerrado, adjacente às áreas cultivadas (CE), áreas com 1 e 2 anos de plantio convencional com a cultura do arroz (*Oryza sativa* L.) e áreas com 1, 2 e 3 anos sob plantio direto com a cultura da soja em rotação com outras culturas e/ou pousio. Neste estudo foram determinados os fluxos de CO₂, N₂O e CH₄ durante os meses de julho de 2005 (época seca) e fevereiro de 2006 (época úmida). Maiores detalhes podem ser encontrados no trabalho original publicado por Carvalho (2006).

Coleta das amostras dos gases de efeito estufa

As amostras dos gases para a determinação dos fluxos de CO₂, N₂O e CH₄ em todos os trabalhos consultados foram feitas com uso de câmaras estáticas. As câmaras são compostas por duas partes, ou seja, uma base instalada no solo e, uma tampa que possui um orifício onde foram efetuadas as amostragem dos gases (STEUDLER et al., 1989; BOWDEN et al., 1990). O espaçamento entre as bases foi variável entre os estudos, porém a média consistiu de aproximadamente 5 metros. A instalação da base foi realizada por um período de 12 h antes das amostragens. A tampa foi colocada sobre as bases somente no momento da amostragem de maneira a isolar o ambiente interno e impedir as trocas gasosas com o ambiente. As amostras de gases foram coletadas em seringas de nylon de 20 ml com válvulas de retenção, em intervalos de tempo pré-estabelecidos (0, 10, 20 e 30 minutos). Os gases coletados foram transportados ao laboratório para posterior análise por cromatografia.

Análises das amostras de gases de efeito estufa

A cromatografia é um processo de separação físico, pois não implica em reações químicas entre os compostos envolvidos, cuja aplicação permite análises qualitativas (mais comumente) e quantitativas das amostras. O processo permite separar constituintes de uma mistura através de sua distribuição por duas fases: uma estacionária (fixa) e outra móvel. O equipamento utilizado foi cromatógrafo o Shimadzu GC-14A (Tóquio, Japão). As concentrações do C-CO₂ e N-N₂O nas amostras foram realizados em coluna empacotada operando a 65°C e determinadas por diferença de potencial entre um anodo e um catodo em um detector de captura de elétrons (ECD) com uma fonte de ⁶³Ni (δ⁻ e meia vida de 100,1 anos) operando a 280°C. O C-CH₄ foi determinado por ionização de

chama (FID) onde os íons negativos formados são atraídos para um eletrodo e quantifica a diferença de potencial formada. A equação (1) geral do cálculo do fluxo dos gases pode ser definida como:

$$\text{Fluxo} = (\delta[\text{gás}]/\delta t) \times (V_h/A) \times ((1-e/P)/V_M) \quad (1)$$

em que: $(\delta[\text{gás}]/\delta t)$ = alteração da concentração do gás em função do tempo ($\text{mol gás mol}^{-1} \text{ s}^{-1}$); V_h = volume da câmara utilizada na amostragem (m^3); A = área da câmara (m^2); e/P = Pressão de água/pressão atmosférica na câmara (kPa/kPa); V_M = Volume molar da câmara ($\text{m}^3 \text{ mol}^{-1}$).

Os resultados finais dos fluxos dos gases de efeito estufa foram expressos em *C-equivalente* (*C-eq.*) de modo que a magnitude de emissão de cada gás, juntamente com seu PAG pode ser comparada em uma única escala de grandeza (Equações 2, 3 e 4).

$$C\text{-eq.CO}_2 = C\text{-CO}_2 \times (12/44) \quad (2)$$

$$C\text{-eq.N}_2\text{O} = N\text{-N}_2\text{O} \times (44/28) \times 296 \times (12/44) \quad (3)$$

$$C\text{-eq.CH}_4 = C\text{-CH}_4 \times (16/12) \times 23 \times (12/44) \quad (4)$$

Análise dos dados

Os resultados foram submetidos à estatística básica para se conhecer a distribuição e frequência dos dados usando o Statistical Analysis System (SAS), version 9.1.2.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As médias para os diferentes locais estudados no Brasil mostraram a existência de elevada variação nos fluxos de cada GEE (Tabela 2). Isto ocorreu devido aos tipos de uso da terra e aos manejos que foram utilizados em cada local. Outros fatores que interferiram nos fluxos dos GEE foram as condições climáticas (pressão, umidade, temperatura, precipitação), as características edáficas (textura, saturação de água, densidade do solo), além da cobertura vegetal predominante, que deve determinar as características da MOS. A validade da comparação dos dados contidos neste trabalho foi devido a utilização da mesma metodologia de amostragem e determinação destes gases, além do criterioso trabalho de seleção dos locais de estudos, que contemplam o manejo padrão adotado em cada região.

As maiores emissões de CO_2 foram encontrados em Ariquemes (RO), porém, neste mesmo local foram observados os menores fluxos de N_2O . As maiores emissões de N_2O foram encontradas em Tibagi (PR) e, os maiores fluxos de metano em Comodoro (MT).

Tabela 2 - Fluxos médios dos gases de efeito estufa (CO₂, N₂O e CH₄) em *C-equivalente* (kg ha⁻¹ ano⁻¹) para os diferentes locais estudados no Brasil.

Local	CO ₂	N ₂ O	CH ₄
	————— <i>C-equivalente</i> (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹) —————		
Ariquemes (RO) ¹	2962,9	37,0	nd
Comodoro (MT) ²	1426,6	171,4	9,1
Eldorado do Sul (RS) ³	nd	115,0	3,4
Montividiu (GO) ⁴	2187,5	109,2	-6,5
Ponta Grossa (PR) ⁵	2186,3	208,8	nd
Rio Verde (GO) ⁶	2142,3	142,2	-11,1
Tibagi (PR) ⁷	1028,2	314,5	nd
Vilhena (RO) ⁸	1603,9	98,7	0,01
Média	1934,0 ± 634,7	149,6 ± 83,9	-1,02 ± 7,9

¹Passianoto(2004); ² Frazão (2007); ³ Gomes (2006); ⁴ Carvalho (2010); ⁵ Pavei (2005); ⁶ Siqueira Neto (2006); ⁷ Siqueira Neto (2003); ⁸ Carvalho (2006); nd = não determinado.

Fluxos de GEE para os diferentes locais e usos da terra no Brasil

A conversão da vegetação natural para agricultura é uma das maiores fontes de emissão de GEE. Isto ocorre não somente pela perda da biomassa vegetal, mas também pelo aumento da decomposição da MOS causada pela movimentação do solo e outras práticas agrícolas (fertilização, irrigação, queima de resíduos culturais, ente outros) (FEIGL et al., 1995; SCHLESINGER; ANDREWS, 2000; BERNOUX et al., 2002). Os fluxos médios dos gases CO₂, N₂O e CH₄ em *C-eq* para os diferentes locais e usos da terra estudados no Brasil estão apresentados na Tabela 3.

Em Ariquemes, Passianoto (2004) sugeriu que a mudança nos fluxos dos GEE durante as fases de recuperação de pastagens, nos sistemas que utilizam o revolvimento do solo, aumentaram os processos de mineralização da MOS, resultando em maior emissão de CO₂ em relação ao plantio direto. Contudo, as maiores emissões de N₂O foram verificadas no plantio direto, isto sugere processos de desnitrificação do nitrogênio aplicado via fertilização mineral.

Segundo Frazão (2007), nas áreas estudadas em Comodoro (MT), os fluxos de CO₂ apresentaram maiores emissões na estação úmida, enquanto que os fluxos de N₂O e CH₄ não apresentaram grandes variações devido à sazonalidade climática. Os fluxos de CO₂ apresentaram

variações entre os sistemas de uso da terra, porém não diferiram do sistema nativo. Os fluxos de N₂O não apresentaram variações entre as áreas de estudo, e os fluxos de CH₄ foram mais elevados no sistema pastagem, devendo-se a compactação existente nessa área, favorecendo a diminuição da difusão dos gases e promovendo um ambiente anaeróbico. Dessa forma, é possível dizer que a dinâmica dos fluxos de GEE do Neossolo Quartzarênico neste estudo não foi influenciada pelo sistema de manejo do solo, visto que não apresentou diferenças significativas em relação ao sistema nativo (Cerrado).

Tabela 3 - Fluxos médios dos gases de efeito estufa (CO₂, N₂O e CH₄) em *C-equivalente* (kg ha⁻¹ ano⁻¹) para os diferentes locais e usos da terra no Brasil.

Uso da terra	CO ₂	N ₂ O	CH ₄
	<i>C-equivalente</i> (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)		
	Ariquemes (RO) ¹		
Pastagem	3090,3	11,7	nd
Plantio Convencional	3273,1	45,0	nd
Plantio Direto	2525,3	54,5	nd
	Comodoro (MT) ²		
Vegetação Nativa	1493,2	130,1	2,08
Pastagem	1708,2	164,85	21,16
Plantio Convencional	1299,1	189,0	11,64
Plantio Direto	1588,7	148,52	-6,20
	Eldorado do Sul (RS) ³		
Plantio Convencional	nd	120,9	-1,00
Plantio Direto	nd	109,1	4,73
	Montividiu (GO) ⁴		
Vegetação Nativa	2247,3	43,9	-36,30
Pastagem	2953,8	221,5	8,70
Plantio Direto	1361,5	72,1	7,90
	Ponta Grossa (PR) ⁵		
Plantio Convencional	2328,8	209,3	nd
Plantio Direto	2043,9	208,4	nd
	Rio Verde (GO) ⁶		
Vegetação Nativa	1804,2	168,1	-33,59
Pastagem	1782,3	137,2	23,08
Plantio Convencional	2314,3	131,2	-10,45
Plantio Direto	2317,7	138,9	-15,27
	Tibagi (PR) ⁷		
Plantio Direto	1028,2	314,5	nd
	Vilhena (RO) ⁸		
Vegetação Nativa	2336,5	130,0	-0,04
Plantio Convencional	1619,8	81,7	-0,03
Plantio Direto	1349,0	99,6	-0,02

¹Passianoto (2004); ²Frazão (2007); ³Gomes (2006); ⁴Carvalho (2010); ⁵Pavei (2005); ⁶Siqueira Neto (2006); ⁷Siqueira Neto (2003); ⁸Carvalho (2006); nd = não determinado.

Os resultados mostraram que a dinâmica da MOS em um Neossolo Quartzarênico no Cerrado é influenciada pela mudança de uso da terra, com reflexos nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo. Não foi possível distinguir qual o melhor sistema de uso da terra por dois motivos: o pouco tempo de implantação dos sistemas plantio convencional e plantio direto, e o estado de degradação da pastagem (FRAZÃO, 2007).

Em Eldorado do Sul (RS), as emissões de N_2O foram maiores no plantio direto que utilizou leguminosa como cobertura no inverno. Quando foi utilizada aveia preta foram observadas menores emissões deste gás. Isto fez com que o valor médio das emissões para o plantio direto fosse menor do que aqueles encontrados no plantio convencional (GOMES, 2006). Ainda, no mesmo estudo, verificou-se que a adubação nitrogenada para a cultura do milho forneceu a quantidade de N semelhante a biomassa da leguminosa de cobertura de inverno e, conseqüentemente, proporcionou emissões de N_2O semelhantes.

Segundo Gomes (2006), o plantio direto teve uma tendência de apresentar baixas taxas de absorção de CH_4 . Enquanto que no plantio convencional foram verificadas maiores emissões deste gás, principalmente, em sistemas com cultivo de leguminosas.

Em Ponta Grossa (PR), Pavei (2005) verificou que os tratamentos em plantio direto apresentaram menores emissões de CO_2 comparadas ao plantio convencional, inferindo este fato à redução da temperatura ocasionada pela cobertura vegetal. Não foi observada correlação significativa entre as emissões de CO_2 e N_2O com o ciclo diário da temperatura (solo e ambiente), assim como com a umidade do solo e a quantidade e qualidade dos resíduos culturais. As menores taxas de emissão de CO_2 ocorreram no período em que as temperaturas do solo foram mais baixas. Os tratamentos em plantio direto apresentaram uma tendência de redução das emissões de N_2O com menores temperaturas. As maiores emissões de N_2O ocorreram quando a umidade do solo estava em média em 60% e após as adubações nitrogenadas. Contudo, a adubação nitrogenada não afetou a emissão de CO_2 do solo. O preparo do solo nos tratamentos com plantio convencional promoveu um aumento nas emissões de N_2O , porém não alterou os fluxos de CO_2 (PAVEI, 2005).

Para Siqueira Neto (2006), em Rio Verde (GO), as emissões de CO_2 e N_2O foram afetadas pela sazonalidade climática, com as menores emissões encontradas nos meses de inverno (seco) e as maiores emissões durante o verão (chuvoso). As emissões de CO_2 e N_2O foram influenciadas pelo tipo de planta cultivada, e as maiores emissões destes gases foram verificadas nas áreas cultivadas com milho em relação às áreas cultivadas com soja. Na vegetação nativa (Cerradão) puderam ser observadas estas variações, uma vez que não sofreu interferência do cultivo ou uso de fertilizantes. Os fluxos de CH_4 não foram dependentes das variações climáticas. O Cerradão e as áreas em cultivo

apresentaram absorção de metano, enquanto que na pastagem foram encontradas emissões devido a maior compactação nesta área que diminui a difusão de gases no solo, criando condições de anaerobiose.

Em Tibagi (PR), Siqueira Neto (2003), verificou que as emissões de CO₂ apresentaram aumentos nos períodos de temperaturas do solo mais elevadas, principalmente nos tratamentos com maior tempo de implantação do plantio direto. As emissões de N₂O mostraram uma tendência de aumento na sucessão milho/trigo em relação a soja/trigo para os diferentes tempos de adoção do plantio direto, o que vem a confirmar a eficácia das culturas leguminosas na redução da emissão de N₂O nos sistemas agrícolas. A adubação nitrogenada realizada no trigo promoveu aumento na emissão de N₂O.

Em Vilhena (RO), as áreas de plantio direto apresentaram as menores emissões de CO₂ e as maiores emissões de N₂O para atmosfera. Ocorreu absorção de CH₄ em todas as situações avaliadas e, esta foi maior na estação seca. Em vegetação nativa (Floresta Ombrófila) ocorreu equilíbrio entre as taxas de emissão e consumo em *C-eq*, pois os valores de emissão de N₂O foram semelhantes à absorção de CH₄ (CARVALHO, 2006).

Nos valores encontrados nos estudos foi aplicada a estatística básica para avaliar a frequência e distribuição dos dados (Tabela 4).

A média dos fluxos de CO₂ variou entre 1.719 a 2.193 kg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente para o plantio direto e para a vegetação nativa. Para os fluxos médios de N₂O foram encontrados 104 a 176 kg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente para a pastagem e plantio direto. As maiores emissões de metano foram encontradas na pastagem (22 kg ha⁻¹ ano⁻¹), enquanto as maiores taxas de absorção no sistema nativo (-10 kg ha⁻¹ ano⁻¹).

Considerando o somatório das emissões de GEE para todas as áreas, o CO₂ apresentou uma participação relativa de 92 % do total, enquanto que o N₂O foi de 7 % e o metano menos de 1 %. Contudo, para fins de cálculo para sequestro de C no solo, o CO₂ deixa de ser contabilizado, pois este gás é descontado nos estudos quando se considera o estoque de C no solo. O próprio ciclo de C no sistema solo-planta-atmosfera, intermediado pela fotossíntese, faz o abatimento na contabilidade final e, desta forma, evita-se a dupla contagem do CO₂.

Tabela 4 - Estatística básica aplicada para os fluxos dos gases de efeito estufa (CO₂, N₂O e CH₄) em *C-equivalente* (kg ha⁻¹ ano⁻¹) para os diferentes usos da terra estudados no Brasil.

Uso da terra	n	Média	Mediana	D.P. ^a	C.V. ^b	Min ^c	Max ^d	Ass ^e	Curt ^f
Vegetação Nativa ¹									
CO ₂	4	1970,3	2025,8	394,2	20,0	1493,2	2336,5	-0,5	-2,9
N ₂ O	4	118,0	130,1	52,6	44,5	43,9	168,1	-1,3	2,4
CH ₄	4	-17,0	-16,8	20,8	-122,7	-36,3	2,1	0,0	-5,9
Pastagem ²									
CO ₂	4	2383,7	2368,1	739,9	31,0	1708,2	3090,3	0,0	-5,8
N ₂ O	4	131,3	151,0	85,4	65,1	11,7	211,5	-1,2	2,0
CH ₄	3	17,6	21,2	7,8	44,2	8,7	23,1	-1,6	nd
P. Convencional ³									
CO ₂	10	1793,3	1959,1	610,1	34,0	955,6	2525,3	-0,3	-1,8
N ₂ O	12	145,2	155,7	69,4	47,8	25,6	224,6	-0,6	-0,9
CH ₄	9	5,1	0,0	16,4	324,5	-10,5	46,4	2,4	6,5
Plantio Direto ⁴									
CO ₂	15	1695,0	1588,7	693,3	40,9	891,9	3273,1	0,9	0,2
N ₂ O	17	170,5	148,5	97,8	57,4	45,0	379,1	0,8	-0,2
CH ₄	10	-4,6	-1,0	8,2	-176,7	-17,6	7,9	-0,4	-0,8
Total ⁵									
CO ₂	33	1841,6	1793,3	656,1	35,6	891,9	3273,1	0,3	-0,6
N ₂ O	37	152,4	147,5	83,1	54,6	25,6	379,1	0,6	0,6
CH ₄	26	-0,6	0,0	16,4	2731,3	-36,3	46,4	0,4	2,6

¹ Vegetação Nativa em Carvalho (2006); (2010); Frazão (2007); Siqueira Neto (2006); ² Pastagem em Carvalho (2010); Frazão (2007); Passianoto (2004); Siqueira Neto (2006); ³ P. Convencional = Plantio Convencional em Carvalho (2006); Frazão (2007); Gomes (2006); Passianoto (2004); Pavei (2005); Siqueira Neto (2006); ⁴ Plantio Direto = Plantio Direto em Carvalho (2006); (2010); Frazão (2007); Gomes (2006); Passianoto (2004); Pavei (2005); Siqueira Neto (2003); (2006); ⁵ Total = Todos os dados; ^a D.P.= desvio padrão, ^b C.V.= coeficiente de variação, ^c Min = mínimo, ^d Máx = máximo, ^e Ass = Assimetria, ^f Curt = curtose; nd = não determinado.

A comparação entre as emissões médias dos gases de efeito estufa entre o plantio direto e o plantio convencional para as regiões Sul (Eldorado do Sul, Ponta Grossa e Tibagi) e Cerrado (Comodoro, Rio Verde, e Vilhena) está apresentada na Tabela 5.

As maiores emissões de CO₂ foram encontradas na região Sul em plantio convencional. Isto ocorreu devido ao maior aporte de resíduos culturais nesta região, uma vez que as condições climáticas favorecem o cultivo de inverno. Além disso, o revolvimento do solo favoreceram a mineralização da MOS.

Tabela 5 - Fluxos médios dos gases de efeito estufa (CO₂, N₂O e CH₄) em *C-equivalente* (kg ha⁻¹ ano⁻¹) para os sistemas plantio convencional e plantio direto nas regiões Sul e Cerrado no Brasil.

Uso da terra	CO ₂		N ₂ O		CH ₄	
	Sul ¹	Cerrado ²	Sul	Cerrado	Sul	Cerrado
<i>C-equivalente</i> (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)						
Plantio Convencional	2.328,8	1.659,4	159,2	113,6	4,7	5,1
Plantio Direto	1.982,8	1.366,8	239,6	138,1	- 1,0	- 7,4

¹ Gomes (2006); Pavei (2005); Siqueira Neto (2003); ² Carvalho (2006); Frazão (2007); Siqueira Neto (2006); Carvalho (2010).

Os maiores fluxos de N₂O foram encontrados nas áreas de plantio direto também na região Sul. Este resultado pode estar associado ao maior uso de fertilizante nitrogenado e de culturas fixadoras de N para produção de fitomassa e cobertura no inverno. Alguns estudos têm mostrado aumento nas emissões de N₂O no plantio direto quando comparado ao plantio convencional (LINN; DORRAN, 1994; BALL et al., 1999), podendo ser atribuído a menor difusão dos gases no solo que induzem a redução do nitrato do solo a N₂O ou N₂ (PASSIANOTO, 2004).

Weitz et al. (2001) verificaram maiores emissões de N₂O após 10 dias da aplicação do fertilizante com efeito nas emissões nas seis semanas consecutivas, apresentando correlação com a umidade do solo. Dalal et al. (2003) reportaram que em solos agrícolas, com condições de umidade favoráveis, a emissão foi de 1,25 % de N₂O do N-fertilizante aplicado.

Emissões de CH₄ foram encontradas no plantio convencional, enquanto a absorção foi observada no plantio direto, independente da região. Este comportamento pode estar relacionado com a redução na macroporosidade devido à elevação da densidade do solo em plantio convencional que ocorre em subsuperfície, causando deficiência na aeração e favorecendo a ocorrência de organismos redutores. A compactação do solo contribui para a emissão de gases, pois reduz o fluxo de água e, conseqüentemente, o fluxo aeróbio que aumenta a concentração de CO₂ no solo (Horn et al., 1995), contribuindo para a formação do ambiente redutor no solo. A estimativa das emissões de GEE comparando plantio convencional e plantio direto, realizada por Six et al. (2004) mostrou que após vinte anos, o plantio direto deixaria de emitir um acumulado de 17 kg ha⁻¹ de N-N₂O e -11 kg ha⁻¹ de C-CH₄, isto representa um menor fluxo médio de 10 δg m⁻² h⁻¹ para o óxido nitroso e 0,01 mg m⁻² h⁻¹ para o metano.

CONCLUSÃO

A variação nos fluxos de GEE nos diferentes locais estudados no Brasil ocorreu devido ao uso da terra e aos manejos. Outros fatores inerentes ao local do estudo foram o clima (pressão, umidade, temperatura, precipitação), as características edáficas (granulometria, saturação de água, densidade), além da cobertura vegetal.

A emissão da pastagem comparada a vegetação nativa (referência) foi 13% maior, desta forma, o total emitido é de 21 milhões de toneladas por ano em *C-equivalente* para atmosfera.

O plantio direto reduziu as emissões dos GEE, sendo que a diferença entre as emissões totais comparadas ao plantio convencional foram 3% menores. Contudo, considerando que ~25 milhões de hectares são cultivados em sistema plantio direto no Brasil, a redução das emissões de GEE chega a 1,4 milhões de toneladas de *C-*eq** por ano.

Os estudos mostraram a magnitude das emissões de GEE para a atmosfera e as implicações que o uso da terra e o sistema de manejo podem ter tanto no aumento como na mitigação do efeito estufa e, conseqüentemente, nas mudanças climáticas globais. A implementação de políticas públicas destinadas a redução das emissões desses gases são essenciais para uma agricultura mais sustentável no Brasil e no mundo.

AGRADECIMENTOS

Ana Luisa Soares Vasconcelos agradece a CAPES pela bolsa de mestrado e Marcos Siqueira Neto agradece a Fundação de Amparo à Pesquisa e ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Maranhão (FAPEMA) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela Bolsa de Desenvolvimento Científico Regional (DCR - 03572/2016).

REFERÊNCIAS

- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **FAOSTAT: Agricultural data**. Disponível em: <http://www.fao.org/world-census-agriculture/en/>. Acesso em: 13 maio 2015.
- ANUALPEC. **Anuário da Pecuária Brasileira**. São Paulo: FNP Consultoria e Comércio, 2013. 400 p.
- BALL, B. C.; SCOTT, A.; PARKER, J. P. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil & Tillage Research**, v. 53, p. 29-39, 1999.
- BAYER, C.; MEILNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo, ecossistemas Tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p.1-26.
- BERNOUX, M.; CARVALHO, M. C. S.; VOLHOFF, B.; CERRI, C. C. Brazil's soil carbon stocks. **Soil Science Society of American Journal**, v. 66, p. 888-896, 2002.

- BORGES, G. O. Resumo histórico do plantio direto no Brasil. In: CNPT-EMBRAPA, FUNDACEP-FECOTRIGO, FUNDAÇÃO ABC. **Plantio Direto no Brasil**. Passo Fundo: Editora Aldeia Norte, 1993, p.13-17.
- BOUWMAN, A. F. Nitrogen oxides and tropical agriculture. **Nature**, v. 392 p. 886-887, 1998.
- BRASIL. **Brazil's 2nd National Communication to the Framework Convention of the United Nations on Climate Changes**. Ministério da Ciência e Tecnologia, Brasília, v. 1, p. 222–223. 2010.
- BUTTERBACH-BAHL, K.; BAGGS, E. M.; DANNENMANN, M.; KIESE, R.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, v. 368, p.01-13, 2013.
- CARVALHO, J. L. N. **Conversão do cerrado para fins agrícolas na Amazônia e seus impactos no solo e no ambiente**. 2006. 108 f. (Dissertação Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2006.
- CERRI, C. C.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; BERNOUX, M. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, v. 66, p.831-843, 2009.
- CHAPUIS-LARDY, L.; WRAGE, N.; METAY, A.; CHOTTE, J. L.; BERNOUX, M. Soils, a sink for N₂O? A review. **Global Change Biology**, v. 13, p. 1–17, 2007.
- CHEN, Y. H.; PRINN, R. G. Estimation of atmospheric methane emissions between 1996 and 2001 using a three-dimensional global chemical transport model. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 111, p. 10307-1034, 2006.
- COSTA, M. A. T.; TORMENA, C. A.; LUGÃO, S. M. B.; FIDALSKI, J.; NASCIMENTO, W. G.; MEDEIROS, F. M. Resistência do solo à penetração e produção de raízes e de forragem em diferentes níveis de intensificação do pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 993-1004, 2012.
- CTIC - Conservation Technology Information Center. **National Crop Residue Management Survey: Executive Summary**. Conservation Tillage Information Center. West Lafayette, Indiana. 1997. Disponível em: <https://www.ctic.org/>. Acesso em: 15 maio 2015
- DALAL, R. C.; WANG, W.; ROBERTSON, G. P.; PARTON, W. J. Nitrous oxide emission from Australian Agricultural lands and mitigation options: a review. **Australian Journal of Soil Research**, v. 41, p.165-195, 2003.
- DERPSCH, R. **Controle da erosão no Paraná, Brasil: sistemas de cobertura do solo, plantio direto e preparo conservacionista do solo**. Eschborn: DtGes. FürTechn. Zusammenarbeit (GTZ). Londrina, Fundação Instituto Agrônômico do Paraná. 1991, p. 272.
- DICKINSON, R. E.; CICERONE, R. J. Future global warming from atmospheric trace gases. **Nature**, v. 319, p. 109–115, 1986.
- DLUGOKENCKY, E. J.; BRUHWILER, L.; WHITE, J. W. C.; EMMONS, L. K.; NOVELLI, P. C.; MONTZKA, S. A.; MASARIE, K. A.; LANG, P. M.; CROTWELL, A. M.; MILLER, J. B.; GATTI, L. V. Observational constraints on recent increases in the atmospheric CH₄ burden. **Geophysical Research Letters**, v. 36, p.18803-18808, 2009.
- EHLERS, E. **Agricultura Sustentável: origens e perspectivas de um novo paradigma**. Guaíba: Agropecuária, 1994. 157p.

ELTZ, F. L. F. Ensino de plantio direto. In: PEIXOTO, R. T. dos G.; AHRENS, D. C.; SAMAHA, M. J. (Eds). **Plantio direto: o caminho para uma agricultura sustentável**. Ponta Grossa: IAPAR–PRP/PG, 1997. p. 39-42.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação, 2. ed. Rio de Janeiro, 306p. 2006.

ETHERIDGE, D. M.; STEELE, L. P.; LANGENFELDSA, R. L.; FRANCEY, R. J. BARNOLA, J. M.; MORAGAN, V. I. Natural and anthropogenic changes in atmospheric CO₂ over the last 1000 years from air in Antarctic ice and firn. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 101, p. 4115-4128, 1996.

FEBRAPDP. **Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha**. Disponível em: <http://www.febrapdp.org.br>. Acesso em: 02 fev. 2015.

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

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

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

FRANZLUEBBERS, K.; WEAVER, R. W.; JUO, A. S. R.; FRANZLUEBBERS, A. J. Mineralization of carbon and nitrogen from cowpea leaves decomposing in soils with different levels of microbial biomass. **Biology & Fertility of Soils**, v. 19, p. 100-102, 1995.

FRAZÃO L. A. **Conversão do cerrado em pastagem e sistemas agrícolas: Efeitos na dinâmica da matéria orgânica do solo**. 119f. (Dissertação Mestrado). Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, 2007.

GENTIL, L. V.; GONÇALVES, A. L. D.; SILVA K. B. **Comparação econômica operacional e agrônômica entre o plantio direto e convencional, no cerrado brasileiro**. Brasília: UNB, 1993. 21p.

HORN, R.; DOMZAL, H.; SLOWISKA-JURKIEWICZ, A.; VAN OUWERKERK, C. Soil compaction process and their effects on the structure of arable soils and the environment. **Soil & Tillage Research**, v. 35, p. 23-36, 1995.

HOUGHTON, J. T.; DING, Y; GRIGGS, J. D.; NOUGER, M.; van der LINDEN, P. J.; DAI, X.; MASKELL, K., JOHNSON, C. A., eds. IPCC Technical Summary. Climate Change 2001. **The Scientific Basis. Contributions of Working Group I of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, Cambridge University Press, 2001. 398p.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Relatório: **Consumo e produção de cana-de-açúcar**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em 2015

IPCC - Technical summary. **Climate change 2001**. The Scientific Basis. Contributions of Working Group I of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Eds. Manning, M.; Nobre, C.), Cambridge University Press, Cambridge. 2001.

IPCC - **Climate change: the physical science basis**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (eds Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.), Cambridge University Press, Cambridge and New York. 2007.

- IPCC - **Climate Change 2014: Synthesis Report**. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on **Climate Change** [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp. 2014.
- KIRCHMANN, H. K.; HABERHAUER, G.; KANDELER, E.; SESSITSCH, A.; GERZABEK, M. H. Effects of level and quality of organic matter input on carbon storage and biological activity in soil: synthesis of a long-term experiment. **Global Biogeochemistry Cycling**, v. 18, p. GB4011, 2004.
- KULSHRESHTHA, S. N.; JUNKINS, B.; DESJARDINS, R. Prioritizing greenhouse gas emission mitigation measures for agriculture. **Agriculture Systems**, v. 66, p. 145-166, 2000.
- KUZYAKOV, Y. Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, p. 1363–1371, 2010.
- LA SCALA, N.; BOLONHEZI, D.; PEREIRA, G. T. Short-term soil CO₂ emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 91, p. 244-248, 2006
- LAL, R. Carbon emission from farm operations. **Environment International**, v. 30, p. 981-990, 2004.
- LAL, R. Carbon sequestration. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, v. 363, p. 815- 830, 2008.
- LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. **European Journal of Soil Biology**, v. 37, p. 25–50, 2001.
- LINN, D. M.; DORAN, J. W. Aerobic and anaerobic microbial populations in no-till and plowed soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, p. 794–799, 1984.
- MACKIE, R. I.; WHITE, B. A.; BRYANT, M. P. Methanogenesis, biochemistry. **Encyclopedia of Microbiology**, v. 3, p. 97-109, 1992.
- MAJUMDAR, D.; MITRA, S. Methane consumption from ambient atmosphere by a Typic Ustochrept soil as influenced by urea and two nitrification inhibitors. **Biology & Fertility of Soils**, v. 39, p. 140–145, 2004.
- MAZZETTO, A. M.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C. Activity of soil microbial biomass altered by land use in the southwestern Amazon. **Bragantia**, v. 75, p. 79-86, 2016.
- MAZZOLENI, E. M.; NOGUEIRA, J. M. Agricultura orgânica: características básicas do seu produtor. **Revista de Economia Rural**, v. 44, p. 263-293. 2006.
- Mc INERNEY, M. J.; BRYANT, M. P. Review of methane fermentation fundamentals. In: WISE, D. L. (Ed). **Fuel gas production from biomass**, v.1, p. 19-46, 1981.
- MOSIER, A.; SCHIMEL, D.; VALENTINE, D.; BRONSON, K.; PARTON, W. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. **Nature**, v. 350, p. 330-332, 1991.
- MUZILLI, O. Influência do sistema de plantio direto, comparado ao convencional, sobre a fertilidade da camada arável do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7, p. 95-102, 1981.
- NAZARIES, L.; MURRELL, J. C.; MILLARD, P.; BAGGS, L.; SINGH, B. K. Methane , microbes and models: fundamental understanding of the soil methane cycle for future predictions. Environmental Mini review Methane, microbes and models: fundamental future predictions. **Environmental Microbiology**, p. 2395–2417, 2013
- O’CONNOR, F. M.; BOUCHER, O.; GEDNEY, N.; JONES, C. D.; FOLBERTH, G. A.; COPPELL, R.; FRIEDLINGSTEIN, P.; COLLINS, W. J.; CHAPPELLAZ, J.; RIDLEY, J.; JOHNSON, C. E.

Possible role of wetlands, permafrost, and methane hydrates in the methane cycle under future climate change: A review. **Reviews of Geophysics**, v. 48, p. 4005-4038, 2010.

PASSIANOTO, C. C. **Fluxo de Gases do Efeito Estufa em Sistemas de Recuperação de Pastagens Degradadas na Amazônia**. 2004. 96 f. (Tese Doutorado). Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, 2004.

PAVEI, M. A. **Decomposição de resíduos culturais e emissão de gases de efeito estufa em sistemas de manejo do solo em ponta grossa (PR)**. 2005. 114 f. (Dissertação Mestrado) – Escola Superior de Agronomia “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

RASTOGI, M.; SINGH, S.; PATHAK, H. Emission of carbon dioxide from soil. **Current Science**. v. 82, p. 510–517, 2002.

RAVISHANKARA, A. R.; DANIEL, J. S.; PORTMANN, R. W. Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. **Science**, v. 326, p. 132–135. 2009.

ROCHETTE, P. No-till only increases N₂O emissions in poorly-aerated soils. **Soil & Tillage Research**, v. 101, p. 97–100, 2008.

ROSCOE, R.; BUURMAN, O.; VELTHORST, E. J.; PEREIRA, J. A. A. Effects of fire on soil organic matter in a “Cerrado sensu-stricto” from Southeast Brazil as revealed by changes in δ¹³C. **Geoderma**, v. 95, p. 141-160, 2000.

SILVA, J. E. O.; LEMAINSKI, J. O.; 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.

SIQUEIRA NETO, M. **Estoques de carbono e nitrogênio do solo e emissão de gases do efeito estufa no sistema plantio direto em Tibagi (PR)**. 2003. 85 f. (Dissertação Mestrado). Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, 2003.

SIQUEIRA NETO, M. **Estoques de carbono e nitrogênio do solo sob diferentes usos no Cerrado em Rio Verde (GO)**. 2006. 163 f. (Tese Doutorado). Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, 2006.

SIX, J.; ELLIOT, E. T.; PAUSTIAN, K. Aggregate and Soil organic matter dynamics under conventional and no-till systems. **Soil Science Society of America Journal**, v. 63, p. 1350-1358, 1999.

SOUBES, M. Microbiología de la digestión anaeróbica. In: TALLER, E. Seminário Latino Americano, Montevideo, Uruguay. **Tratamiento anaerobio de aguas residuales**, v. 3, p. 15-27. 1994.

STEUDLER, P. A.; MELILLO, J. M.; BOWDEN, R.; CASTRO, M.; LUGO, A. The effects of natural and human disturbances on soil nitrogen dynamics and trace gas fluxes in a Puerto Rican wet forest. **Biotropica**, v. 23, p. 356-363, 1991.

THOMSON, A. J.; GIANNOPOULOS, G.; PRETTY, J.; BAGGS, E. M.; RICHARDSON, D. J. Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, v. 367, p. 1157–68, 2012.

URI, N. D.; BLOODWORTH, H. Global Climate Change and effect of conservation practices in US agriculture. **Global Environmental Change**, v. 10, p. 197-209, 2000.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p.743-755, 2009.

WEITZ, A. M.; LINDER, E.; FROLKING, S.; CRILL, P. M.; KELLER, M. N₂O emissions from humid tropical agricultural soils: effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 33, p. 1077–1093, 2001.

WHIETHÖLTER, S. Nitrogênio no solo sob plantio direto. **Revista Plantio Direto**, p. 38-42, 2001.

WMO (2014) World Meteorological Organization. **Greenhouse gas bulletin: the state of greenhouse gases in the atmosphere based on observations through 2013**. Disponível em: http://www.wmo.int/pages/prog/arep/gaw/gaw_ho. Acesso em: 29 mar. 2015.