

Contribuição do óxido nitroso, do metano e do carbono da matéria orgânica do solo na emissão ou mitigação de gases de efeito estufa totais do solo em plantio direto

Jeferson Dieckow

Josiléia Acordi Zanatta

Cimélio Bayer

Introdução

O aumento da concentração de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera tem intensificado o efeito estufa natural e as mudanças climáticas globais (IPCC, 2013; Pawlowski et al., 2017). Em 2020, a concentração dos principais GEE atingiram valores recordes de 414 ppm de dióxido de carbono (CO_2), 1876 ppb de metano (CH_4) e 332 ppb de óxido nitroso (N_2O), excedendo em 47%, 156% e 23%, respectivamente, os níveis pré-industriais (NOAA, 2020; IPCC, 2021). As taxas anuais de aumento têm se intensificado nas últimas décadas, e atualmente são de 2 ppm de CO_2 , 6,7 ppb de CH_4 e 0,15 ppb de N_2O (NOAA, 2020). O forçamento radiativo atingiu 3 W m^{-2} , e a temperatura média do globo aumentou $1,07 \text{ }^\circ\text{C}$, e nesse ritmo deverá atingir $1,7 \text{ }^\circ\text{C}$ entre 2030 e 2052 (NOAA, 2020; IPCC, 2021).

Apesar dos esforços, os compromissos assumidos pelos países no Acordo de Paris não são suficientes para limitar o aquecimento a $2 \text{ }^\circ\text{C}$. Portanto, medidas mitigatórias adicionais e práticas de adaptação são imprescindíveis. A dinâmica global de emissão dos principais GEE está relacionada à queima de combustíveis fósseis, atividades industriais, mudanças no uso da terra e processos produtivos agrícolas. Em níveis globais, estima-se que as mudanças do uso da terra, junto com processos produtivos agrícolas, contribuem com 24% das emissões globais de GEE (contribuem com $12 \text{ Gt CO}_2\text{eq ano}^{-1}$), sendo 22% das emissões de CO_2 , 43% das emissões de CH_4 e 85% das emissões de N_2O (UNFCCC, 2019).

No Brasil, a agricultura representa 33% das emissões totais de GEE (Figura 1A; 1,46 Gt CO₂eq ano⁻¹), emitindo 88% das emissões de N₂O, 75% das emissões de CH₄, e 2% das emissões de CO₂ (Brasil, 2021). Em valores absolutos, o CH₄ é o gás com maior impacto nas emissões totais correspondendo a 64%, seguido pelo N₂O com 33%, e o CO₂ com 4% (Figura 1B). Independente do GEE, as principais fontes de emissão na agricultura são solos agrícolas e a fermentação entérica, que somam mais de 90% das emissões do setor (Brasil, 2021). Nesta análise das emissões brasileiras, é importante destacar que não é considerada a mudança de uso da terra.

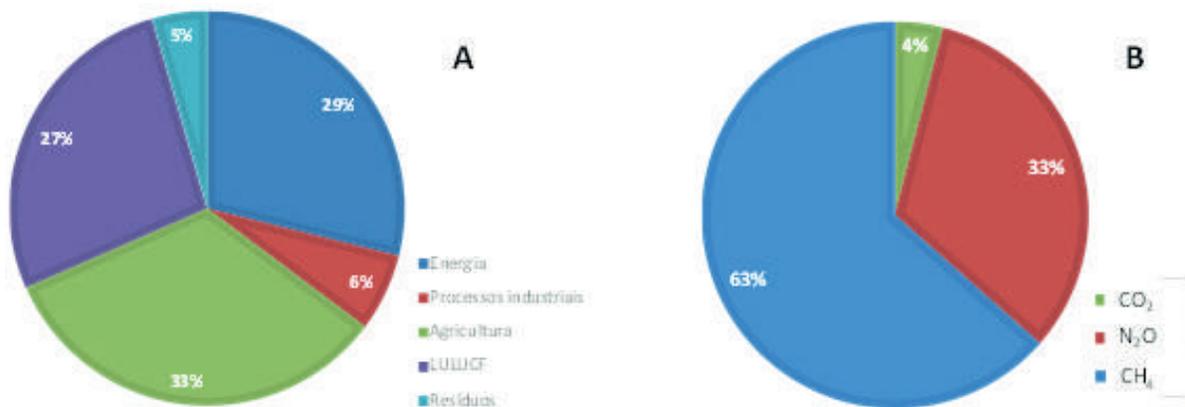


Figura 1. Emissões de gases de efeito estufa por setor (A) e emissões relativas por gás de efeito estufa no setor agricultura (B), em 2016, no Brasil.

Fonte: Adaptado de Brasil (2021).

O uso e manejo do solo têm implicações diretas sobre vários processos bioquímicos que afetam os fluxos destes três GEE, e influencia tanto o potencial do solo em atuar como uma fonte de GEE, como do solo em atuar como um dreno de GEE. Com base nisto, devem ser adotadas estratégias de manejo visando mitigar tais emissões e, entre as estratégias propostas, uma das mais importantes é o sistema plantio direto. O propósito deste capítulo é trazer uma discussão sobre o efeito do plantio direto, em relação ao preparo convencional nas emissões ou mitigações de N₂O e CH₄ do solo, e avaliar o papel relativo destas emissões ou mitigações em relação à variação nos estoques de carbono (ΔC) no solo.

Óxido nitroso em sistemas de manejo

O N₂O no solo é produzido, principalmente, pelos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação (Firestone; Davidson, 1989; Butterbach-Bahl et al.,

2013; Zhu et al., 2013). No caso da nitrificação, o N_2O não é produto principal, mas um subproduto que pode ser formado e escapar ao longo do processo. A primeira etapa da nitrificação é a oxidação da amônia (NH_3) até nitrito (NO_2^-), catalisada pela enzima amônia monooxigenase, e com a formação de hidroxilamina (NH_2OH) como composto intermediário. Esse processo biótico ocorre em condições aeróbicas onde organismos quimioautotróficos utilizam a amônia como fonte de energia e podem produzir N_2O pelos processos específicos de nitrificação por nitrificadores ou por desnitrificação por nitrificadores (Wrage et al., 2001). A produção de N_2O pela nitrificação por nitrificadores, ou seja, pela nitrificação “normal”, ocorre com a redução da hidroxilamina até N_2O . Já a produção de N_2O pela desnitrificação por nitrificadores, ou seja, desnitrificação dentro dos próprios microrganismos nitrificadores, ocorre com a redução do nitrito até N_2O (Figura 2).

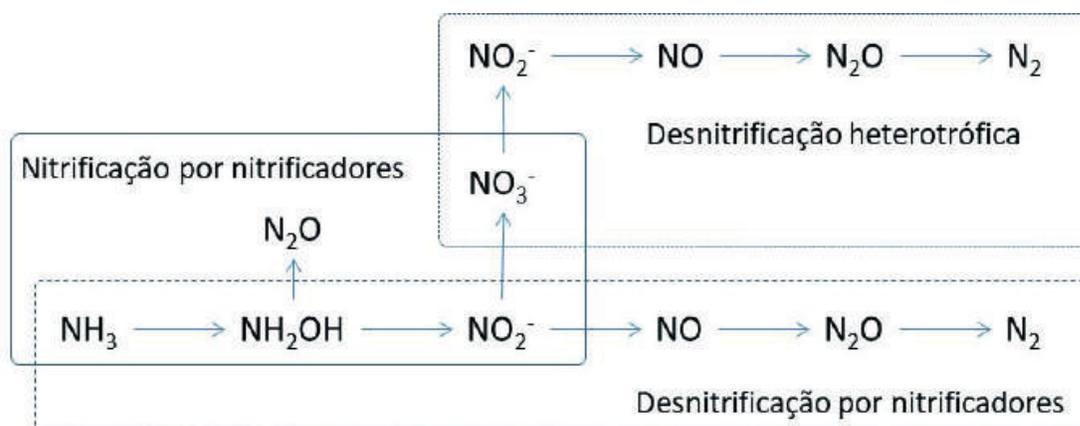


Figura 2. Representação esquemática dos processos de produção de óxido nitroso (N_2O) pela nitrificação por nitrificadores, pela desnitrificação por nitrificadores e pela desnitrificação heterotrófica.

Fonte: Adaptado de Wrage et al. (2001).

No caso da desnitrificação heterotrófica, bactérias heterotróficas utilizam o nitrato (NO_3^-) ou nitrito como aceptores finais de elétrons, em substituição ao oxigênio (O_2), e reduzem estes ânions até N_2O (Firestone; Davidson, 1989) (Figura 2). Isso geralmente ocorre em solos com baixa disponibilidade de O_2 , como em solos muito úmidos ou alagados.

Em estudo conduzido para avaliar o papel da nitrificação e desnitrificação na produção de N_2O , Bateman e Baggs (2005) concluíram que a desnitrificação foi a principal fonte de N_2O em solos com porosidade preenchida com água (PPA) maior que 70%, mas que a nitrificação foi a principal fonte de N_2O quando

a porosidade preenchida com água foi de 35% - 60%, destacando, portanto, a importância que a nitrificação tem na emissão de N_2O no solo (Wrage et al., 2001; Butterbach-Bahl et al., 2013), apesar de ser muitas vezes menosprezada.

É provável que ambos os processos, nitrificação e desnitrificação, estejam ocorrendo ao mesmo tempo no solo e com isso contribuindo simultaneamente para a emissão de N_2O . Devido à variabilidade espacial que existe na estrutura do solo em vários níveis de escala, condições aeróbicas e anaeróbicas podem facilmente ocorrer a uma distância de alguns micrometros dentro de um agregado (Parkin, 1987), possibilitando, assim, a ocorrência simultânea de nitrificação e desnitrificação no mesmo solo.

Quanto ao papel dos sistemas de manejo do solo na mitigação de emissão de N_2O , existem questionamentos e discussões no meio científico brasileiro e internacional sobre a capacidade, especialmente, do sistema plantio direto em diminuir emissões de N_2O do solo em relação ao preparo convencional. Em nível nacional e internacional, vários estudos demonstraram maior emissão de N_2O em solo sob plantio direto em relação ao convencional (MacKenzie et al., 1997; Ball et al., 1999; Baggs et al., 2003; Carvalho et al., 2009; Grave et al., 2018; Mei et al., 2018) e atribuíram essa maior emissão, principalmente, a maior umidade, maior densidade e menor porosidade de aeração nos solos em plantio direto (Ball et al., 1999), o que gera condições mais favoráveis para a desnitrificação e produção de N_2O .

Por outro lado, vários estudos relataram menor emissão de N_2O com a adoção do plantio direto em relação ao preparo convencional, indicando uma positiva capacidade mitigadora de N_2O pelo plantio direto (Passianoto et al., 2003; Chatskikh; Olesen, 2007; Malhi; Lemke, 2007; Gregorich et al., 2008; Ussiri et al., 2009; Mutegi et al., 2010; Omonode et al., 2011; Piva et al., 2012; Perego et al., 2016; Feng et al., 2018; Figueiredo et al., 2018; Yuan et al., 2018; Fiorini et al., 2020). A maioria destes estudos atribui a menor emissão de N_2O em virtude de não haver revolvimento e incorporação do resíduo cultural no solo em plantio direto. No caso do preparo convencional, sugere-se que os pulsos de decomposição do resíduo cultural, logo após as operações de preparo, estão associados a um aumento na taxa de nitrificação e também a um aumento na disponibilidade de C e N lábeis para os processos heterotróficos de desnitrificação, resultando, portanto, em emissão de N_2O (Baggs et al., 2000; Mutegi et al., 2010; Piva et al., 2012; Fiorini et al., 2020). A condição de melhor agregação e porosidade do solo em plantio direto, pode ser, ademais, entendida como uma forma de aumentar a aeração do solo e com isso diminuir a produção de N_2O (Fiorini et al., 2020). Além disso, a menor temperatura do solo em plantio direto, em razão da presença da cobertura superficial, pode

diminuir as taxas de nitrificação e desnitrificação, reduzindo, assim, a emissão de N_2O (Omonode et al., 2011; Fiorini et al., 2020); pelo menos no período inicial de cultivo, quando a cobertura por dossel ainda não é expressiva.

Numa meta-análise global, van Kessel et al. (2013) concluíram que, em geral, o plantio direto não alterou as emissões de N_2O em relação ao preparo convencional. No entanto, houve uma tendência de reduzir as emissões quando o plantio direto tinha mais de 10 anos, e quando o fertilizante nitrogenado era aplicado ao solo em profundidade ≥ 5 cm, evidenciando, portanto, a importância do fator tempo e do fator adubação nitrogenada sobre as emissões. O fato do solo em plantio direto ter menores emissões de N_2O em adoção de longo prazo, acima de 10 anos, já havia sido destacado por Six et al. (2004). Porém, esse trabalho de Six et al. (2004) indicou que para períodos mais curtos de adoção do plantio direto, como cinco anos, as emissões de N_2O seriam maiores, ao ponto de neutralizar completamente a taxa de sequestro de C no solo proporcionada pelo plantio direto em relação ao solo em preparo convencional.

A condição natural de drenagem do solo é um fator chave na emissão de N_2O quando o sistema de preparo é plantio direto. Em levantamento na literatura, Rochette (2008) concluiu que em solos bem aerados a emissão de N_2O foi, aproximadamente, 15% menor nos solos em plantio direto do que no preparo convencional. Em solos de aeração limitada, onde se incluiriam solos com algum grau de hidromorfismo ou de porções baixas de paisagem, a emissão foi em média 50% maior no solo em plantio direto.

Outras duas meta-análises globais mais recentes indicaram resultados distintos entre si para a emissão de N_2O em plantio direto. Em uma delas o plantio direto teve emissão 7% menor (Feng et al., 2018), enquanto em outra teve emissão 18% maior (Mei et al., 2018) em relação ao solo sob preparo convencional. Porém, ambos estudos destacam a diminuição da emissão de N_2O em solos em plantio direto ao longo do tempo, especialmente acima de 10 anos, o que está de acordo com o proposto por Six et al. (2004).

No Sul do Brasil, em Latossolo cultivado com pastagem de azevém no inverno e milho no verão, a emissão de N_2O sob plantio direto foi metade da emissão observada sob preparo convencional (Piva et al., 2012), sendo a maior emissão no convencional atribuída a uma rápida decomposição microbiana e aumento do suprimento de substrato para nitrificação e, ou desnitrificação após incorporação de resíduos no solo (Baggs et al., 2000). O efeito de sistemas de preparo sobre a emissão de N_2O pode depender do sistema de culturas empregado, pois segundo Bayer et al. (2015) o plantio direto teve emissão menor do que o convencional no sistema constituído somente de gramíneas

(aveia preta-milho), e teve emissão maior no sistema com planta de cobertura leguminosa (ervilhaca-milho) (Bayer et al., 2015), possivelmente devido ao maior suprimento de N pelas leguminosas. Mas, em outro experimento de campo, ainda no Sul do Brasil, Jantalia et al. (2008) não observaram diferenças de emissão de N_2O entre plantio direto e preparo convencional enquanto Santi et al. (2017) observaram menor emissão em plantio direto, tanto em sistema de culturas com ou sem presença de plantas de cobertura leguminosas.

Na região do Cerrado, a maioria dos trabalhos parece indicar que as emissões de N_2O são similares para solos manejados em plantio direto ou preparo convencional (Metay et al., 2007; Siqueira-Neto et al., 2011; Campanha et al., 2019). Porém, no caso de maior produtividade agrícola com o plantio direto, a emissão de N_2O por unidade de produto agrícola foi benéficamente menor no plantio direto (Campanha et al., 2019). Contudo, emissão 28% menor de N_2O em plantio direto comparado ao convencional foi relatada por Figueiredo et al. (2018) em Planaltina, DF, enquanto maior emissão de N_2O com o plantio direto foi relatada por Carvalho et al. (2009) em Vilhena, RO.

Uma síntese de resultados sobre o efeito do plantio direto comparado ao preparo convencional sobre a emissão de N_2O do solo em trabalhos brasileiros conduzidos na região Sul do Brasil, representando o ambiente subtropical, ou do Cerrado, representando o ambiente tropical, é apresentada na Tabela 1. Com base nestes resultados não é possível concluir que o plantio direto mitiga emissões de N_2O de uma maneira generalizada, pois existem importantes variações entre os estudos no sentido de mostrar maior emissão no plantio direto (Carvalho et al., 2009; Bayer et al., 2015; Grave et al., 2018), menor emissão no plantio direto (Piva et al., 2012; Bayer et al., 2015; Brevilieri, 2016; Santi et al., 2017; Figueiredo et al., 2018) ou similaridade (Metay et al., 2007; Jantalia et al., 2008; Siqueira-Neto et al., 2011; Campanha et al., 2019) entre plantio direto e preparo convencional. Possivelmente, outros fatores como o manejo da adubação nitrogenada, o sistema de culturas, a condição de precipitação e temperatura do ano de avaliação tenham uma importante combinação de efeitos que superam os efeitos da simples comparação entre plantio direto e preparo convencional.

Tabela 1. Emissão relativa de N₂O em solo sob plantio direto em relação ao solo sob preparo convencional (PD/PC) em alguns estudos de campo conduzidos no Sul (região subtropical) e no Cerrado (região tropical) brasileiros.

Local	Emissão relativa de N ₂ O (PD/PC)	Duração do experimento de plantio direto (anos)	Tempo de monitoramento das emissões	Culturas	Referência
SUL					
Eldorado do Sul, RS	<0,50 * 1,71 *	18-19	1 ano (out-out)	Aveia preta-milho Ervilhaca-milho	Bayer et al. (2015)
Passo Fundo, RS	0,86 ns 1,01 ns	16-18	2 anos (nov-nov)	Trigo-soja Trigo-soja-ervilhaca-milho	Jantalia et al. (2008)
Passo Fundo, RS	0,75 *	28-30	2 anos (jun-jul)	Média de três sistemas	Santi et al. (2017)
Concórdia, SC	1,30 a 2,92 *	0-1	64 dias (jan-mar)	Trigo-milho	Grave et al. (2018)
Castro, PR	0,52 *	3-4	1 ano (set-set)	Azevém-milho	Piva et al. (2012)
Ponta Grossa, PR	0,68 *	24-25	2,5 anos (mai-set)	Trigo-soja-aveia preta-milho-aveia branca	Brevilieri (2016)
CERRADO					
Goiânia, GO	0,89 ns	4-5	6 meses (out-mar)	Arroz-braquiária	Metay et al. (2007)
Rio Verde, GO	1,21 ns	12-13	1 ano (nov-dez)	Milho-milheto	Siqueira-Neto et al. (2011)
Planaltina, DF	0,50-0,73 *	17-18	1 ano (out-set)	Soja-sorgo	Figueiredo et al. (2018)
Sete Lagoas, MG	0,80 ns	2-3	1 ano (nov-out)	Milho-pousio	Campanha et al. (2019)
Vilhena, RO	1,96 *	3-4	6 meses (jul-jan)	Soja-milheto Soja-milho	Carvalho et al. (2009)

O sinal * indica que a diferença é significativa, de acordo com o teste estatístico aplicado no estudo; porém, “ns” é não significativo.

A maioria dos estudos apresentados na Tabela 1 monitorou as emissões por períodos de um ano ou menos, o que torna o resultado muito dependente da condição de precipitação e temperatura daquele ano específico de avaliação. Monitoramentos de emissões por dois ou mais anos, possivelmente, gerarão resultados mais robustos no comparativo entre os sistemas de preparo. Nesta mesma linha, a metade dos experimentos tinha a duração de cinco anos ou menos, e talvez futuras avaliações em estágios mais avançados destes experimentos (>10 anos) possam, também, contribuir para ampliar a robustez dos resultados.

Metano em sistemas de manejo

No solo o CH_4 é produzido pelo processo de metanogênese em condição estritamente anaeróbica de potencial redox muito baixo, $\text{Eh} < -200\text{mV}$ (Topp; Pattey, 1997; Le Mer; Roger, 2001). Os microrganismos metanogênicos são arqueias que mineralizam completamente o substrato orgânico numa sequência de várias reações bioquímicas que podem simplificarmente ser resumidas por:



Solos hidromórficos como Gleissolos ou solos alagados para cultivo de arroz irrigado, devido a sua baixa difusão de O_2 , são propícios para a metanogênese (Le Mer; Roger, 2001; Tate, 2015); mas mesmo solos aerados também podem ter metanogênese, embora de maneira menos intensa e mais localizada em microsítios de anaerobiose (Tate, 2015).

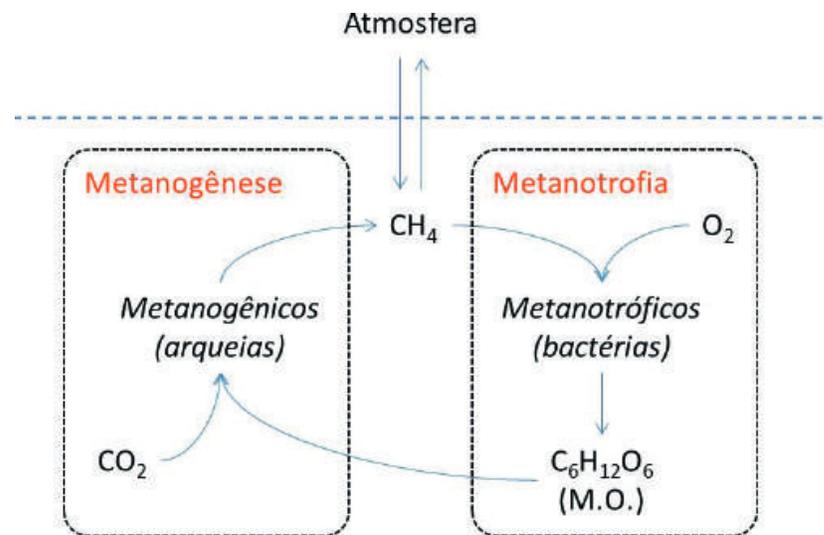


Figura 3. Representação esquemática e simplificada dos processos de metanogênese e metanotrofia no solo.

Fonte: Adaptado de Le Mer e Roger (2001).

Outro processo importante relacionado ao CH_4 no solo é a metanotrofia, que é a oxidação do CH_4 até CO_2 por bactérias metanotróficas, que utilizam o CH_4 como fonte de C e energia para seu metabolismo (Figura 3) (Topp; Pattey, 1997; Le Mer; Roger, 2001). Para isso, os metanotróficos dispõem da enzima metano-monooxigenase que catalisa a reação. Como é um processo oxidativo, a metanotrofia depende da disponibilidade de O_2 , e, por isso, sua ocorrência é mais comum em solos bem aerados/drenados, embora possa

ocorrer até em solos alagados, porém de maneira mais restrita nas zonas aeróbicas (Le Mer; Roger, 2001).

Os processos de metanogênese e metanotrofia são antagônicos, mas podem ocorrer simultaneamente no solo, em zonas distintas, dependendo da disponibilidade de O_2 , de forma que nas zonas anaeróbicas ocorre a metanogênese e nas zonas aeróbicas a metanotrofia. Dependendo de qual processo será predominante, o solo como um todo poderá ser fonte ou dreno de CH_4 . Quando a metanogênese é maior que a metanotrofia, o excesso de CH_4 é emitido para a atmosfera, ou seja, há uma emissão líquida e o solo é fonte de CH_4 . Quando a metanotrofia é maior que a metanogênese, há um consumo líquido de CH_4 no solo; ou seja, o solo é dreno de CH_4 , de forma que o CH_4 da atmosfera difunde para dentro do solo, onde então é consumido pelos metanotróficos. Em termos de benefício para a mitigação de emissão de CH_4 , nota-se, portanto, que a metanotrofia no solo é um processo desejável.

Em geral, nos solos de várzea, ou em cultivo de arroz irrigado, predomina a metanogênese e estes solos atuam como fontes de CH_4 para a atmosfera. Enquanto isso, nos solos de drenagem livre sob vegetação nativa de floresta, campo ou cerrado a metanotrofia é o processo predominante, e estes solos atuam como drenos ou consumidores de CH_4 . Porém, em solos de drenagem livre utilizados para agricultura (geralmente Latossolos, Argissolos, Cambissolos e Nitossolos), o consumo ou a emissão de CH_4 vai depender de condições físicas, químicas e biológicas influenciadas pelo manejo do solo, como o sistema de preparo adotado.

Entre sistemas de preparo do solo, uma discussão atual refere-se ao potencial do solo sob plantio direto em mitigar emissões ou, em outras palavras, aumentar a oxidação de CH_4 a CO_2 , em relação ao solo sob preparo convencional. Alguns dos primeiros estudos nesse tema indicavam taxas de consumo de 4-11 vezes maiores no solo sob plantio direto. Esse maior consumo de CH_4 atribuído à maior preservação da estrutura física do solo em plantio direto, leva em conta a possível vulnerabilidade dos microrganismos metanotróficos ao revolvimento do solo (Hütsch, 1998; Ball et al., 1999).

Vários estudos conduzidos posteriormente, principalmente em regiões temperadas, indicaram maior consumo ou menor emissão de CH_4 em plantio direto em relação ao preparo convencional (Ussiri et al., 2009; Jacinthe et al., 2014; Mangalassery et al., 2014; Prajapati; Jacinthe, 2014; Huang et al., 2018). Essa mitigação de CH_4 em plantio direto parece aumentar com o tempo de adoção do sistema, como verificado em áreas com adoção de plantio direto por 48-50 anos (Jacinthe et al., 2014; Prajapati; Jacinthe, 2014). Além do melhor desenvolvimento de metanotróficos em plantio direto, a maior difusão de ar

no solo dada pela melhor condição da estrutura do solo em plantio direto pode estar contribuindo para o maior consumo de CH_4 (Prajapati; Jacinthe, 2014). Nesta mesma linha, embora não reportando consumo de CH_4 no solo, trabalhos de meta-análise globais indicaram diminuições de 15% - 58% na emissão de CH_4 em solo sob plantio direto em relação ao convencional, atribuindo o resultado ao favorecimento do plantio direto aos metanotróficos (Mangalassery et al., 2014; Huang et al., 2018).

Porém, em recentes meta-análises globais, essa vantagem mitigatória do plantio direto sobre CH_4 não ficou evidente. Maucieri et al. (2021) concluíram que em solos aerados os efeitos mitigatórios do plantio direto sobre emissão de CH_4 são inexistentes ou muito fracos em relação ao preparo convencional, e que vantagens do plantio direto estariam mais restritas às áreas alagadas de cultivo de arroz irrigado, onde o plantio direto reduziu, em média, 23% a emissão de CH_4 em relação ao preparo convencional. Enquanto isso, Shakoore et al. (2021) identificaram um aumento geral de 21% na emissão de CH_4 em áreas de plantio direto comparado ao convencional, e atribuíram o resultado a um aumento na densidade do solo, na compactação e porosidade preenchida com água no plantio direto, o que favorece a decomposição anaeróbica da matéria orgânica e produção de CH_4 em microsítios anaeróbicos. Nota-se, portanto, que em nível global os resultados são divergentes e existe certa indefinição acerca do papel do sistema de preparo do solo em mitigar emissão de CH_4 . Isso certamente demandará novos estudos e resultados, cobrindo diversas situações de solo, clima e culturas.

No Brasil, muitos estudos indicam não haver diferença no consumo ou emissão de CH_4 entre plantio direto e preparo convencional nas áreas de sequeiro, tanto no Cerrado (Metay et al., 2007; Carvalho et al., 2009; Siqueira-Neto et al., 2011) como na região Sul (Piva et al., 2012; Bayer et al., 2016), indicando não haver mitigação nem contribuição de CH_4 nas lavouras sob plantio direto em relação ao convencional. Porém, em monitoramento de dois anos em um experimento do Sul com mais de 10 anos, Santi et al. (2017) reportaram que o consumo de CH_4 foi 47% maior no plantio direto em relação ao convencional, indicando uma mitigação de CH_4 neste sistema. Com base nestes resultados brasileiros, assim como visto para N_2O , ainda não é possível concluir se o plantio direto mitiga emissões de CH_4 de uma maneira generalizada, mas o que se observa é que pelo menos não há maior emissão de CH_4 no plantio direto, o que não deixa de ser um aspecto positivo. Cabe destacar que este capítulo considerou somente estudos em áreas de sequeiro, sem incluir áreas alagadas de produção de arroz, onde a dinâmica de CH_4 e efeitos de manejo do solo têm suas importantes particularidades (Bayer et al., 2014).

Emissão total de GEE a partir do solo

Para uma análise do potencial de um determinado sistema de manejo em mitigar emissões de GEE a partir do solo, é preciso considerar conjuntamente as emissões de N_2O , CH_4 e CO_2 do solo. Um determinado sistema pode ser eficiente em acumular C no solo em relação a um manejo de referência, resultando em menor emissão de CO_2 , mas pode também emitir mais N_2O , que pode neutralizar o benefício de acúmulo de C no solo (Six et al., 2004). Esta análise também pode se estender para além das emissões de GEE do solo, incluindo emissões de GEE associadas aos insumos e operações agrícolas, como uso de fertilizantes, pesticidas, combustível, irrigação etc. (Lal, 2004; Mosier et al., 2005). Neste capítulo, porém, a análise e a discussão serão somente sobre as emissões de GEE a partir do solo, sem considerar custos de emissões relacionadas com insumos e operações.

Para realizar o cálculo das emissões totais de GEE do solo, as emissões de cada um dos três gases são convertidas para uma unidade comum, como C- CO_2eq (carbono em CO_2 equivalente). Para isso, considera-se o potencial de aquecimento global (PAG) de cada um dos três gases: 1 para CO_2 , 34 para CH_4 e 298 para N_2O (IPCC, 2013). Ou seja, 1 kg de CH_4 tem o potencial de aquecimento de 34 kg de CO_2 , e 1 kg de N_2O tem o potencial de aquecimento 298 kg de CO_2 . No caso de CH_4 , muitos estudos também consideraram o PAG de 21 ou 25, conforme os relatórios mais antigos do IPCC. Para CO_2 , considera-se geralmente a variação no estoque de C orgânico total do solo, de forma que a redução no estoque representa emissão líquida de CO_2 do solo para a atmosfera, enquanto que o aumento no estoque (sequestro) representa mitigação de CO_2 da atmosfera para o solo.

Um levantamento de informações de estudos brasileiros que avaliaram conjuntamente emissão de N_2O , emissão CH_4 e estoque de C do solo que permitiram o cálculo do balanço da emissão total de GEE a partir do solo é apresentado na Tabela 2. Em todos os estudos a emissão de CO_2 foi negativa em plantio direto em relação ao preparo convencional [$\Delta_{(PD-PC)} < 0$], com valores variando entre -268 e -761 kg C- $CO_2eq ha^{-1} ano^{-1}$. Isto significa que houve remoção de CO_2 da atmosfera e acúmulo de C no solo sob plantio direto em taxas que variam entre 268 e 761 kg C- $CO_2eq ha^{-1} ano^{-1}$ (Tabela 2). Isto não significa que sempre o plantio direto vai proporcionar acúmulo de C no solo, mas foi o resultado encontrado nestes estudos selecionados que contém informações sobre os três gases. Com relação ao N_2O , a diferença entre plantio direto e preparo convencional variou de -150 a 89,6 kg C- $CO_2eq ha^{-1} ano^{-1}$, ou seja, variou de uma mitigação de 150 kg C- $CO_2eq ha^{-1} ano^{-1}$ a uma emissão de 89,6 kg C- $CO_2eq ha^{-1} ano^{-1}$ em relação ao preparo convencional. Para CH_4 , a

diferença entre plantio direto e preparo convencional variou de uma mitigação de 7,9 kg C-CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹ (valor negativo de -7,9 na tabela) até uma emissão líquida de 6,9 kg C-CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹. Nota-se que os valores para N₂O e principalmente para CH₄ são bem menores em relação aos de CO₂ (ΔC).

Com a soma dos três gases, obteve-se a emissão total de GEE a partir do solo (Tabela 2). Em todas as situações, o plantio direto teve uma emissão total de GEE menor em relação ao preparo convencional, ou seja, teve uma emissão negativa em relação ao preparo convencional [$\Delta_{(PD-PC)} < 0$], com valores variando entre -283 e -911 kg C-CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 2). Isto significa que o plantio direto mitigou a emissão total de GEE do solo em taxas variando entre 283 e 911 kg C-CO₂eq ha⁻¹ ano⁻¹. Destes valores totais de mitigação, o acúmulo de C no solo, que representa remoção de CO₂ da atmosfera, contribuiu com proporções elevadas de 82% - 100%, sendo, portanto, o principal fator responsável pela mitigação total de GEE do solo em plantio direto.

Considerando este papel crucial do acúmulo de C no solo na mitigação total de GEE em plantio direto, é correto, portanto, priorizar estratégias de manejo do solo que resultem em maiores taxas de sequestro de C. A mínima mobilização do solo e a conseqüente menor taxa de mineralização e perda de C (Bayer et al., 2006) é logicamente um fator primordial para esta contribuição mitigadora do plantio direto. Porém, o incremento do aporte de carbono ao solo através de sistemas de culturas de alta produção primária líquida também é outra estratégia de manejo que deve ser igualmente considerada (Conceição et al., 2013; Bayer; Dieckow, 2020). Para um Argissolo do Sul do Brasil, Bayer et al. (2006) estimaram que o plantio direto somente promove sequestro de C quando a taxa anual média de adição de C pelas culturas for maior que 3,9 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, um valor equivalente a ~10 Mg MS ha⁻¹ ano⁻¹ e que se obtém somente com planos de rotação de culturas que incluam aquelas de alto aporte, como por exemplo milho, e plantas de cobertura fechando as janelas de entressafras.

Tabela 2. Taxa de emissão total de gases de efeito estufa (GEE) a partir do solo, considerando as emissões conjuntas de N₂O, CH₄ e CO₂, em plantio direto e preparo convencional de alguns estudos brasileiros (dados adaptados).

Local	Emissão de GEE em kg C-CO ₂ eq ha ⁻¹ ano ⁻¹			GEE total
	N ₂ O	CH ₄	CO ₂ (ΔC)*	
SUL				
Eldorado do Sul-RS, 0-30 cm, aveia-milho (Bayer et al., 2016)				
PD	-9,5	3,8	39,2	33,5
PC	49,1	2,5	307,2	358,8
Δ _(PD-PC)	-58,6	1,3	-268,0	-325,3
Eldorado do Sul-RS, 0-30 cm, ervilhaca-milho (Bayer et al., 2016)				
PD	100,9	1,5	-540,7	-438,3
PC	58,5	1,0	0,0	59,5
Δ _(PD-PC)	42,4	0,5	-540,7	-497,8
Passo Fundo-RS, 0-20 cm, trigo-soja (Weiler, 2016; Santi et al., 2017)				
PD	266,9	-24,7	-268,0	-25,8
PC	311,6	-16,8	0,0	294,8
Δ _(PD-PC)	-44,7	-7,9	-268,0	-320,6
Castro-PR, 0-100 cm, azevém-milho (Piva et al., 2012)				
PD	160,9	9,8	-761,0	-590,3
PC	310,9	10,4	0,0	321,3
Δ _(PD-PC)	-150,0	-0,6	-761,0	-911,6
CERRADO				
Goiânia-GO, 0-10 cm (Metay et al., 2007)				
PD	4,1	1,9	-350,0	-344,0
PC	4,7	3,1	0,0	7,8
Δ _(PD-PC)	-0,6	-1,2	-350,0	-351,8
Planaltina-DF, 0-40 cm (Figueiredo et al., 2018)				
PD	56,1	0,0 [¶]	-540,0	-483,9
PC	111,3	0,0 [¶]	0,0	111,3
Δ _(PD-PC)	-55,2	0,0	-540,0	-595,2
Vilhena-RO, 0-30 cm (Carvalho et al., 2009)				
PD	183,2	-13,8	-380,0	-210,6
PC	93,6	-20,7	0,0	72,9
Δ _(PD-PC)	89,6	6,9	-380,0	-283,5

*Para CO₂, foi assumida a taxa de sequestro de carbono em PD em relação ao PC. Assumido como emissão zero de CH₄, o estudo não avaliou esse gás.

Com respeito aos resultados de N_2O na Tabela 2, quando houve mitigação deste gás no plantio direto em relação ao preparo convencional, esta mitigação contribuiu com 9% - 18% da mitigação total de GEE; e quando houve maior emissão de N_2O no plantio direto, esta maior emissão neutralizou (offset) 8% - 23% do acúmulo de C no solo (Tabela 2). Embora N_2O tenha essa participação na mitigação total de GEE ou na neutralização do sequestro de C no solo, essa participação é de somente 25% ou menos em relação à do acúmulo de C no solo (CO_2). Neste caso, o questionamento ou a preocupação se o plantio direto mitiga ou não emissão de N_2O talvez tenha uma relevância comparativamente menor, mas desde que haja acúmulo de C no solo. Porém, isso não exclui a necessidade de estratégias de manejo voltadas para reduzir a emissão de N_2O , como exemplo, o correto manejo da adubação nitrogenada, haja vista que fertilizante nitrogenado é umas das principais fontes de N_2O nos cultivos agrícolas (Snyder et al., 2009; Zanatta et al., 2010).

Para CH_4 , nos casos de mitigação em plantio direto isto contribuiu com 0,3% - 2,9% da mitigação total de GEE; e nos casos de maior emissão de CH_4 em plantio direto, isto neutralizou 0,1% - 1,8% do acúmulo de C no solo (Tabela 2). Assim, representa uma participação muito baixa do CH_4 nos processos de mitigação total de GEE ou de neutralização do sequestro de C no solo, indicando que o consumo ou emissão deste gás pelo solo em plantio direto é pouco relevante se comparado com N_2O e principalmente a variação de C no solo. Porém, vale destacar, mais uma vez, que estas são informações de solos aerados para cultivos de sequeiro, e que em solos alagados para cultivo de arroz o papel do CH_4 na mitigação ou contribuição da emissão total de GEE a partir do solo é bastante relevante (Bayer et al., 2014).

Consideração finais

O solo e seu manejo estão diretamente associados com a dinâmica dos três principais GEE: CO_2 , CH_4 e N_2O . Quanto ao papel do plantio direto na mitigação destes GEE, em relação ao preparo convencional, há necessidade de se considerar, conjuntamente, as emissões dos três GEE do solo, expressos em $kg\ C-CO_2eq\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ a partir da consideração de seus respectivos potenciais de aquecimento global. Estudos brasileiros demonstram claramente que, na maioria das situações, o plantio direto determina acúmulo de C no solo, e com isso contribui para a mitigação da emissão de CO_2 . Este acúmulo de C contribui com mais 80% da mitigação total de GEE do solo proporcionada pelo plantio direto, em comparação a solos em preparo convencional.

Quanto ao N_2O e CH_4 , ainda não é possível concluir se o plantio direto mitiga ou não emissões destes gases de uma maneira generalizada em relação ao

convencional, pois existem importantes variações entre os resultados dos estudos. Em algumas situações a menor emissão N_2O em plantio direto contribuiu com 9% - 18% da mitigação total de GEE, e em outras a maior emissão neutralizou 8% - 23% do acúmulo de C no solo. Para CH_4 , a contribuição para a mitigação total de GEE ou para a neutralização de acúmulo C no solo foi ainda menor.

Conclui-se que o principal fator responsável pela mitigação total de GEE do solo em plantio direto é o acúmulo de C no solo, e que estratégias de manejo para incrementar este acúmulo devem ser incentivadas, como a adoção de sistemas de culturas de alta produção primária líquida nos solos já em plantio direto. Mas, embora N_2O e CH_4 tenham participações menores neste balanço total de GEE do solo, novos estudos devem ser conduzidos no sentido de melhor entender o efeito do plantio direto sobre os mesmos, e a partir disso dar suporte para práticas de manejo voltadas a mitigar de maneira mais significativa a emissão destes dois gases.

Referências

- BAGGS, E. M.; REES, R. M.; SMITH, K. A.; VINTEN, A. J. A. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. *Soil Use and Management*, v. 16, p. 82-87, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2000.tb00179.x>.
- BAGGS, E. M.; STEVENSON, M.; PIHLATIE, M.; REGAR, A.; COOK, H.; CADISCH, G. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertiliser under zero and conventional tillage. *Plant and Soil*, v. 254, p. 361-370, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1025593121839>.
- BALL, B. C.; SCOTT, A.; PARKER, J. P. Field N_2O , CO_2 and CH_4 fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil & Tillage Research*, v. 53, p. 29-39, 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00074-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00074-4).
- BATEMAN, E. J.; BAGGS, E. M. Contributions of nitrification and denitrification to N_2O emissions from soils at different water-filled pore space. *Biology and Fertility of Soils*, v. 41, p. 379-388, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00374-005-0858-3>.
- BAYER, C.; COSTA, F. D. S.; PEDROSO, G. M.; ZSCHORNACK, T.; CAMARGO, E. S.; DE LIMA, M. A.; FRIGHETO, R. T. S.; GOMES, J.; MARCOLIN, E.; MUSSOI MACEDO, V. R. Yield-scaled greenhouse gas emissions from flood irrigated rice under long-term conventional tillage and no-till systems in a Humid Subtropical climate. *Field Crops Research*, v. 162, p. 60-69, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2014.03.015>.
- BAYER, C.; DIECKOW, J. Lessons learnt from long-term no-till systems regarding soil management in humid tropical and subtropical regions. In: DANG, Y. P., DALAL, R. C., MENZIES, N. W. (ed.). *No-till Farming Systems for Sustainable Agriculture: Challenges and Opportunities*. Cham: Springer International Publishing, 2020. p. 437-457.
- BAYER, C.; GOMES, J.; ZANATTA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; DIECKOW, J. Mitigating greenhouse gas emissions from a subtropical Ultisol by using long-term no-tillage in combination with legume cover crops. *Soil & Tillage Research*, v. 161, p. 86-94, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.03.011>.
- BAYER, C.; GOMES, J.; ZANATTA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; PICCOLO, M. D. C.; DIECKOW, J.; SIX, J. Soil nitrous oxide emissions as affected by long-term tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in Southern Brazil. *Soil & Tillage Research*, v. 146, p. 213-222, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.011>.
- BAYER, C.; LOVATO, T.; DIECKOW, J.; ZANATTA, J. A.; MIELNICZUK, J. A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. *Soil & Tillage Research*, v. 91, p. 217-226, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.12.006>.
- BRASIL. *Quarta comunicação nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima*. Vol. I. Brasília: MCTI, 2021.
- BREVILIERI, R. C. *Carbono, nitrogênio e fluxos de N_2O e CH_4 em Latossolo subtropical sob sistemas de preparo e níveis de adubação*. 2016. 75 f. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Paraná, Curitiba. tirar o negativo de Tese (Doutorado)

- 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 B-Biological Sciences*, v. 368, 20130122, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122>.
- CAMPANHA, M. M.; DE OLIVEIRA, A. D.; MARRIEL, I. E.; NETO, M. M. G.; MALAQUIAS, J. V.; LANDAU, E. C.; DE ALBUQUERQUE, M. R.; RIBEIRO, F. P.; DE CARVALHO, A. M. Effect of soil tillage and N fertilization on N₂O mitigation in maize in the Brazilian Cerrado. *Science of the Total Environment*, v. 692, p. 1165-1174, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.315>.
- CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C.; GODINHO, V. P.; CERRI, C. C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. *Soil & Tillage Research*, v. 103, p. 342-349, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.10.022>.
- CHATSKIKH, D.; OLESEN, J. E. Soil tillage enhanced CO₂ and N₂O emissions from loamy sand soil under spring barley. *Soil & Tillage Research*, v. 97, p. 5-18, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.08.004>.
- CONCEIÇÃO, P. C.; DIECKOW, J.; BAYER, C. Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. *Soil & Tillage Research*, v. 129, p. 40-47, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.01.006>.
- FENG, J. F.; LI, F. B.; ZHOU, X. Y.; XU, C. C.; JI, L.; CHEN, Z. D.; FANG, F. P. Impact of agronomy practices on the effects of reduced tillage systems on CH₄ and N₂O emissions from agricultural fields: A global meta-analysis. *Plos One*, v. 13, e0196703, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196703>.
- FIGUEIREDO, C. C.; OLIVEIRA, A. D.; SANTOS, I. L.; FERREIRA, E. A. B.; MALAQUIAS, J. V.; SA, M. A. C.; CARVALHO, A. M.; SANTOS, J. D. D. Relationships between soil organic matter pools and nitrous oxide emissions of agroecosystems in the Brazilian Cerrado. *Science of the Total Environment*, v. 618, p. 1572-1582, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.333>.
- FIORINI, A.; MARIS, S. C.; ABALOS, D.; AMADUCCI, S.; TABAGLIO, V. Combining no-till with rye (*Secale cereale* L.) cover crop mitigates nitrous oxide emissions without decreasing yield. *Soil & Tillage Research*, v. 196, 104442, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104442>.
- FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbial basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M. O., SCHIMEL, D. (ed.). *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*. Wiley, 1989. p. 7-21.
- GRAVE, R. A.; NICOLOSO, R. D.; CASSOL, P. C.; DA SILVA, M. L. B.; MEZZARI, M. P.; AITA, C.; WUADEN, C. R. Determining the effects of tillage and nitrogen sources on soil N₂O emission. *Soil & Tillage Research*, v. 175, p. 1-12, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.08.011>.
- GREGORICH, E. G.; ROCHETTE, P.; ST-GEORGES, P.; MCKIM, U. F.; CHAN, C. Tillage effects on N₂O emission from soils under corn and soybeans in Eastern Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, v. 88, p. 153-161, 2008. DOI: <https://doi.org/10.4141/CJSS06041>.
- HUANG, Y. W.; REN, W.; WANG, L. X.; HUI, D. F.; GROVE, J. H.; YANG, X. J.; TAO, B.; GOFF, B. Greenhouse gas emissions and crop yield in no-tillage systems: A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, v. 268, p. 144-153, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.09.002>.
- HÜTSCH, B. W. Tillage and land use effects on methane oxidation rates and their vertical profiles in soil. *Biology and Fertility of Soils*, v. 27, p. 284-292, 1998. DOI: <https://doi.org/10.1007/s003740050435>.
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Cambridge University Press, 2021.
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.) - Technical Summary.** Cambridge: Cambridge University Press, 2013.
- JACINTHE, P. A.; DICK, W. A.; LAL, R.; SHRESTHA, R. K.; BILEN, S. Effects of no-till duration on the methane oxidation capacity of Alfisols. *Biology and Fertility of Soils*, v. 50, p. 477-486, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00374-013-0866-7>.
- JANTALIA, C. P.; SANTOS, H. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 82, p. 161-173, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10705-008-9178-y>.
- LAL, R. Carbon emission from farm operations. *Environment International*, v. 30, p. 981-990, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.03.005>.
- 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. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(01\)01067-6](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01067-6).
- MACKENZIE, A. F.; FAN, M. X.; CADRIN, F. Nitrous oxide emission as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations and nitrogen fertilization. *Canadian Journal of Soil Science*, v. 77, p. 145-152, 1997. DOI: <https://doi.org/10.4141/S96-104>.

- MALHI, S. S.; LEMKE, R. Tillage, crop residue and N fertilizer effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality and nitrous oxide gas emissions in a second 4-yr rotation cycle. *Soil & Tillage Research*, v. 96, p. 269-283, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.06.011>.
- MANGALASSERY, S.; SJOGERSTEN, S.; SPARKES, D. L.; STURROCK, C. J.; CRAIGON, J.; MOONEY, S. J. To what extent can zero tillage lead to a reduction in greenhouse gas emissions from temperate soils? *Scientific Reports*, v. 4, 4586, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep04586>.
- MAUCIERI, C.; TOLOMIO, M.; MCDANIEL, M. D.; ZHANG, Y. J.; ROBATJAZI, J.; BORIN, M. No-tillage effects on soil CH₄ fluxes: A meta-analysis. *Soil & Tillage Research*, v. 212, 105042, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105042>.
- MEI, K.; WANG, Z. F.; HUANG, H.; ZHANG, C.; SHANG, X.; DAHLGREN, R. A.; ZHANG, M. H.; XIA, F. Stimulation of N₂O emission by conservation tillage management in agricultural lands: A meta-analysis. *Soil & Tillage Research*, v. 182, p. 86-93, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.05.006>.
- METAY, A.; OLIVER, R.; SCOPEL, E.; DOUZET, J. M.; ALVES MOREIRA, J. A.; MARAUX, F.; FEIGL, B. J.; FELLER, C. N₂O and CH₄ emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiania (Cerrados, Brazil). *Geoderma*, v. 141, p. 78-88, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.05.010>.
- MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; PETERSON, G. A.; ROBERTSON, G. P.; SHERROD, L. Measurement of net global warming potential in three agroecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 72, p. 67-76, 2005. <https://doi.org/10.1007/s10705-004-7356-0>.
- MUTEGI, J. K.; MUNKHOLM, L. J.; PETERSEN, B. M.; HANSEN, E. M.; PETERSEN, S. O. Nitrous oxide emissions and controls as influenced by tillage and crop residue management strategy. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 42, p. 1701-1711, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.06.004>.
- NOAA. **Trends in CO₂, CH₄, N₂O, SF₆**. Disponível em: <https://gml.noaa.gov/ccgg/>. Acesso em: 10 ago 2021.
- OMONODE, R. A.; SMITH, D. R.; GÁL, A.; VYN, T. J. Soil nitrous oxide emissions in corn following three decades of tillage and rotation treatments. *Soil Science Society of America Journal*, v. 75, p. 152-163, 2011. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0147>.
- PARKIN, T. B. Soil microsites as a source of denitrification variability. *Soil Science Society of America Journal*, v. 51, p. 1194-1199, 1987. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050019x>.
- PASSIANOTO, C. C.; AHRENS, T.; FEIGL, B. J.; STEUDLER, P. A.; DO CARMO, J. B.; MELILLO, J. M. Emissions of CO₂, N₂O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondonia, Brazil. *Biology and Fertility of Soils*, v. 38, p. 200-208, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00374-003-0653-y>.
- PAWLOWSKI, A.; PAWLOWSKA, M.; PAWLOWSKI, L. Mitigation of greenhouse gases emissions by management of terrestrial ecosystem. *Ecological Chemistry and Engineering S-Chemia I Inzynieria Ekologiczna S*, v. 24, p. 213-221, 2017. <https://doi.org/10.1515/eces-2017-0014>.
- PEREGO, A.; WU, L.; GEROSA, G.; FINCO, A.; CHIAZZESE, M.; AMADUCCI, S. Field evaluation combined with modelling analysis to study fertilizer and tillage as factors affecting N₂O emissions: A case study in the Po valley (Northern Italy). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 225, p. 72-85, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.003>.
- PIVA, J. T.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; DE MORAES, A.; PAULETTI, V.; TOMAZI, M.; PERGHER, M. No-till reduces global warming potential in a subtropical Ferralsol. *Plant and Soil*, v. 361, p. 359-373, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1244-1>.
- PRAJAPATI, P.; JACINTHE, P. A. Methane oxidation kinetics and diffusivity in soils under conventional tillage and long-term no-till. *Geoderma*, v. 230, p. 161-170, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.04.013>.
- ROCHETTE, P. No-till only increases N₂O emissions in poorly-aerated soils. *Soil & Tillage Research*, v. 101, p. 97-100, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.07.011>.
- SANTI, A.; SANTOS, H. P. D.; BAYER, C.; DALMAGO, G. A.; BONA, F. D. D. **Estimativa da emissão de gases de efeito estufa e da volatilização de amônia em sistemas de manejo de solo e de sucessão/rotação de culturas com trigo**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2017. 10 p. (Circular Técnica 32).
- SHAKOOR, A.; SHAHBAZ, M.; FAROOQ, T. H.; SAHAR, N. E.; SHAHZAD, S. M.; ALTAF, M. M.; ASHRAF, M. A global meta-analysis of greenhouse gases emission and crop yield under no-tillage as compared to conventional tillage. *Science of the Total Environment*, v. 750, 142299, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142299>.
- SIQUEIRA-NETO, M.; PICCOLO, M. D.; COSTA, C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Emissão de gases de efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma Cerrado. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, v. 35, p. 63-76, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000100006>.
- SIX, J.; OGLE, S. M.; BREIDT, F. J.; CONANT, R. T.; MOSIER, A. R.; PAUSTIAN, K. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology*, v. 10, p. 155-160, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00730.x>.
- SNYDER, C. S.; BRUULSEMA, T. W.; JENSEN, T. L.; FIXEN, P. E. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture Ecosystems & Environment*, v. 133, p. 247-266, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.021>.

- TATE, K. R. Soil methane oxidation and land-use change - from process to mitigation. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 80, p. 260-272, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.10.010>.
- TOPP, E.; PATTEY, E. Soils as sources and sinks for atmospheric methane. *Canadian Journal of Soil Science*, v. 77, p. 167-178, 1997. DOI: <https://doi.org/10.4141/S96-107>.
- UNFCCC. **Greenhouse Gas Inventory Data - Detailed data by Party**. Disponível em: https://di.unfccc.int/detailed_data_by_party. Acesso em: 20 jan. 2020.
- USSIRI, D. A. N.; LAL, R.; JARECKI, M. K. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. *Soil & Tillage Research*, v. 104, p. 247-255, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.03.001>.
- VAN KESSEL, C.; VENTEREA, R.; SIX, J.; ADVIENTO-BORBE, M. A.; LINQUIST, B.; VAN GROENIGEN, K. J. Climate, duration, and N placement determine N₂O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis. *Global Change Biology*, v. 19, p. 33-44, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02779.x>.
- WEILER, D. A. **Biomassa, estoques de carbono e gases de efeito estufa em sistemas de manejo e cenários climáticos futuros (Tese de Doutorado)**. 2016. 111 f. - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; VAN BEUSICHEM, M. L.; OENEMA, O. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 33, p. 1723-1732, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00096-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00096-7).
- YUAN, M. W.; GREER, K. D.; NAFZIGER, E. D.; VILLAMIL, M. B.; PITTELKOW, C. M. Soil N₂O emissions as affected by long-term residue removal and no-till practices in continuous corn. *Global Change Biology Bioenergy*, v. 10, p. 972-985, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcbb.12564>.
- ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; VIEIRA, F. C. B.; GOMES, J.; TOMAZI, M. Nitrous oxide and methane fluxes in South Brazilian Gleysol as affected by nitrogen fertilizers. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, v. 34, p. 1653-1665, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000500018>.
- ZHU, X.; BURGER, M.; DOANE, T. A.; HORWATH, W. R. Ammonia oxidation pathways and nitrifier denitrification are significant sources of N₂O and NO under low oxygen availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 110, p. 6328-6333, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1219993110>.