

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**EMIÇÃO DE ÓXIDO NITROSO DO SOLO EM SISTEMAS DE
SUCESSÃO DE CULTURAS E SUA RELAÇÃO COM A
QUALIDADE DO RESÍDUO VEGETAL**

**Laisa Gouveia Pimentel
Dissertação**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**EMIÇÃO DE ÓXIDO NITROSO DO SOLO EM SISTEMAS DE
SUCESSÃO DE CULTURAS E SUA RELAÇÃO COM A
QUALIDADE DO RESÍDUO VEGETAL**

Laisa Gouveia Pimentel
Engenheira Agrônoma (UFV)

Dissertação apresentada como
um dos requisitos à obtenção do
Grau de Mestre em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil
Janeiro de 2014

CIP - Catalogação na Publicação

GOUVEIA PIMENTEL, LAISA
EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO DO SOLO EM SISTEMAS DE
SUCESSÃO DE CULTURAS E SUA RELAÇÃO COM A QUALIDADE DO RESÍDUO VEGETAL /
LAISA GOUVEIA PIMENTEL. -- 2014.
64 f.

Orientador: CIMÉLIO BAYER.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
Faculdade de Agronomia, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo,
Porto Alegre, BRRS, 2014.

1. SUCESSÃO DE CULTURAS. 2. NITROGÊNIO MINERAL.
3. POROSIDADE PREENCHIDA COM ÁGUA. 4. TEMPERATURA DO SOLO. 5. QUALIDADE
DO RESÍDUO VEGETAL. I. BAYER, CIMÉLIO, orient. II. Título.

LAISA GOUVEIA PIMENTEL
Engenheira Agrônoma - Universidade Federal de Viçosa

DISSERTAÇÃO

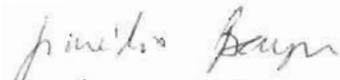
Submetida como parte dos requisitos
para obtenção do Grau de

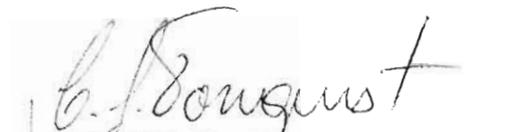
MESTRE EM CIÊNCIA DO SOLO

Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Faculdade de Agronomia
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Porto Alegre (RS), Brasil

Aprovado em: 24.01.2014
Pela Banca Examinadora

Homologado em: 31.01.2014
Por


CIMÉLIO BAYER
Orientador


ALBERTO V. INDA JUNIOR
Coordenador do
Programa de Pós-Graduação
em Ciência do Solo


CARLOS GUSTAVO TORNQUIST
Departamento de Solos/UFRGS


GABRIEL MUNHOZ PEDROSO
Departamento de Solos/UFRGS


DAIANE CARVALHO DOS SANTOS
Departamento de Solos/UFRGS


PEDRO ALBERTO SELBACH
Diretor da Faculdade
de Agronomia

Dedico aos meus pais, Maurício e Maria Aparecida e ao meu irmão, Bruno.

AGRADECIMENTOS

À Deus pela vida, persistência e força.

À toda minha família, pelo apoio incondicional.

À UFRGS e especialmente ao Departamento de Solos pela acolhida nesses dois anos de mestrado.

Ao professor Cimélio Bayer pela orientação, ensinamentos e amizade.

À Dra. Daiane Carvalho, ao Dr. Gabriel Pedroso e ao Prof. Dr. Carlos Gustavo Tornquist pela disponibilidade em participar da banca examinadora e pelas contribuições realizadas.

À UFSM por ter me recebido como um dos seus alunos.

Aos professores e funcionários da UFRGS e da UFSM pelos ensinamentos e apoio.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de estudo.

Aos colegas do PPG Ciência do Solo.

Aos amigos (co-orientadores) do grupo de Manejo, Estefânia, Cecília, Janquiel, Lucía, Graciele, Douglas, Fernando, Luiz Antônio (Tonho), Diego, Genuir, Renan que tornaram os dias mais tranquilos e felizes.

Aos bolsistas, Rafael, Mathias, Eduardo e Adriano, que tanto contribuíram para realização desse trabalho.

Às amigas que me acompanharam durante esses dois anos em Porto Alegre, Camila, Daniela e Patrícia, que trouxeram mais diversão aos meus dias.

Às minhas amigas, Marilene, Amanda, Carla e Luísa, que mesmo de longe, sempre foram presentes, tornando tudo mais suportável.

À todos que de alguma maneira contribuíram para realização de mais este sonho, meu muito obrigada.

EMIÇÃO DE ÓXIDO NITROSO DO SOLO EM SISTEMAS DE SUCESSÃO DE CULTURAS E SUA RELAÇÃO COM A QUALIDADE DO RESÍDUO VEGETAL¹

Autor: Eng. Agr. Laisa Gouveia Pimentel

Orientador: Prof. Dr. Cimélio Bayer

RESUMO

O uso de plantas de cobertura, em plantio direto, é uma prática conservacionista amplamente utilizada. Entretanto, pode intensificar as emissões de óxido nitroso (N₂O), principalmente quando se tratam de leguminosas. No presente trabalho, foram realizados estudos de campo e de laboratório, visando à avaliação da utilização de plantas de cobertura na emissão de N₂O em um Argissolo Vermelho do Sul do Brasil. O primeiro estudo foi realizado em experimento de longa duração (30 anos) a campo, e avaliaram-se as emissões anuais de N₂O (2012/13) nas sucessões pousio/milho (*Zea mays*) (P/M), aveia preta (*Avena strigosa* (Schreb))+ervilhaca(*Vigna sativa* (L.))/milho (A+E/M) e aveia preta +ervilhaca/milho+caupi (*Vigna unguiculata* (L.) (Walp)) (A+E/M+C). Nesse estudo, as emissões variaram de 2,30 mg m⁻² no sistema P/M a 5,30 e 9,57 mg m⁻², nos sistemas A+E/M e A+E/M+C, respectivamente. Os maiores fluxos de N₂O ocorreram no período pós-manejo das plantas de cobertura, e foram influenciados pela porosidade preenchida com água (PPA), pelos teores de nitrato do solo no período de primavera/verão, e pela temperatura do solo no outono/inverno. No estudo de laboratório, avaliou-se a influência da qualidade dos resíduos vegetais (aveia preta, ervilhaca, caupi, guandu, lablab e milho), em duas umidades, 40 e 70% da PPA, sobre as emissões de N₂O do solo. Em média, os fluxos de N₂O foram 150 vezes superiores na umidade de 70% em comparação a 40% da PPA. Entre os resíduos, a emissão foi maior quando da adição de leguminosas, em comparação com a adição de gramíneas. A emissão foi negativamente relacionada com as razões C/N, lignina/N, polifenóis/N e (lignina + polifenóis)/N dos resíduos adicionados. Assim, conclui-se que o tipo de resíduo influencia as emissões de N₂O, ou seja, a seleção de plantas de cobertura do solo pode contribuir para a redução das emissões de N₂O dos solos agrícolas.

SOIL NITROUS OXIDE EMISSION IN CROPPING SYSTEMS

¹ Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre (52 p.). Janeiro, 2014. Trabalho realizado com apoio financeiro do CNPq

AND ITS RELATION TO CROP RESIDUE QUALITY ¹

Student: Laisa Gouveia Pimentel

Advisor: Prof. Dr. Cimélio Bayer

ABSTRACT

The addition of cover crops in no-till cropping systems is a common practice aimed to improve soil conservation. However, it can also increase soil nitrous oxide (N₂O) emissions, especially with the use of leguminous cover crops. A field and an incubation study were conducted to evaluate the effects of different cover crops on soil N₂O emissions on an Acrisol in Southern Brazil. The field study was carried on in a long-term (30 years) cropping system experiment. We evaluated annual N₂O emissions during the 2012/13 season, in the cropping system treatments of fallow/maize (*Zea mays*) (F/M), oat (*Avena strigosa* (Schereb))+vetch (*Vigna sativa* (L.))/maize (O+V/M), and oat+vetch/maize+cowpea (*Vigna unguiculata* (L.) (Walp) (O+A/M+C). Average soil N₂O efflux rates varied from 2,30 mg m⁻² in the F/M treatment to 5,30 and 9,57 mg m⁻², in the O+V/M and O+V/M+C, respectively. The greatest efflux rates were observed after cover crops management. Soil N₂O efflux was correlated with water-filled porosity (WFP), soil nitrate concentration during spring and summer seasons, and with temperature during fall and winter seasons. The incubation study was designed to evaluate soil N₂O emissions following the addition of different cover crop residues (oat, vetch, cowpea, pigeon pea, lablab, and maize) under two soil moisture conditions (40 and 70% of WFP). Averaged across residues, the N₂O emissions were 150 times greater under 70% than under 40% WFP. Higher N₂O emissions were observed with the use of legumes compared to grass residues. Soil N₂O efflux were negative correlated with C/N, lignin/N, polyphenol/N, and (lignin+polyphenol)/N ratios of the added residues. The results show that soil N₂O emissions are affected by different cover crops; therefore, the selection of appropriate cover crops can contribute to the reduction of N₂O emissions from agricultural soils.

¹ Master of Science thesis in Soil Sciences. Soil Sciences Graduation Program, College of Agronomy, Federal University of Rio Grande do Sul. Porto Alegre (52 p.). January, 2014. Study partially financed by CNPq.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. CAPÍTULO I. EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO EM ARGISSOLO SUBTROPICAL EM PLANTIO DIRETO DECORRENTE DO USO DE PLANTAS DE COBERTURA	5
2.1. RESUMO	6
2.2. INTRODUÇÃO	6
2.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	8
2.3.1. Caracterização da região	8
2.3.2. Tratamentos e Delineamento experimental	8
2.3.3. Amostragem e análise e gases.....	9
2.3.4. Variáveis de solo e meteorológicas	11
2.3.5. Estimativa do PAG parcial	11
2.3.6. Análise estatística	12
2.4. RESULTADOS.....	12
2.4.1. Emissão de N ₂ O do solo	13
2.4.2. Porosidade preenchida com água, temperatura do solo e nitrogênio mineral.....	15
2.4.3. Variáveis do solo e sua correlação com as emissões de N ₂ O	16
2.4.4. Estimativa do PAG parcial	18
2.5. DISCUSSÃO.....	18
2.5.1. Efeito do manejo dos resíduos na emissão de N ₂ O.....	19
2.5.2. Variáveis controladoras da emissão de N ₂ O do solo	21
2.5.3. Estimativa do PAG parcial	22
2.6. CONCLUSÕES.....	22
3. CAPÍTULO II. QUALIDADE BIOQUÍMICA DE RESÍDUOS VEGETAIS E EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO	24
3.1. RESUMO	24
3.2. INTRODUÇÃO.....	24
3.3. MATERIAL E MÉTODOS.....	27
3.3.1. Solo.....	27
3.3.2. Tratamentos e delineamento experimental	27
3.3.3. Caracterização da qualidade dos resíduos vegetais.....	28
3.3.4. Amostragem e Análise de gases	29
3.3.5. N mineral do Solo	30

3.3.6. Análise Estatística.....	30
3.4. RESULTADOS.....	31
3.4.1. Emissão de N ₂ O.....	31
3.4.2. N mineral do solo	36
3.5. DISCUSSÃO.....	36
3.5.1. Participação dos processos de nitrificação/desnitrificação na produção de N ₂ O	37
3.5.2. Efeito da adição dos resíduos na emissão de N ₂ O.....	37
3.5.3. N mineral do solo	40
3.6. CONCLUSÕES.....	41
4. DISCUSSÃO GERAL	42
5. CONCLUSÕES GERAIS.....	44
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	45

RELAÇÃO DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

FIGURA 1. Principais processos de formação de N_2O dos solos.2

CAPÍTULO I. EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO EM ARGISSOLO SUBTROPICAL EM PLANTIO DIRETO DECORRENTE DO USO DE PLANTAS DE COBERTURA

FIGURA 1. Cronograma de amostragem de gás e das práticas de manejo durante o ano agrícola de 2012/13.9

FIGURA 2. Precipitação (mm) e temperatura do ar ($^{\circ}C$) durante o período experimental. 11

FIGURA 3. Emissão de N_2O ($N-N_2O \mu g m^{-2} h^{-1}$) de um Argissolo sob plantio direto com sucessão de culturas no Sul do Brasil. 14

FIGURA 4. Emissão anual acumulada de N_2O de um Argissolo sob plantio direto com diferentes sistemas de culturas no Sul do Brasil..... 15

FIGURA 5. Variação temporal na porosidade preenchida com água (a), temperatura do solo (b) e teores de amônio (c) e nitrato (d) na camada de 0-0,1 m de um Argissolo sob plantio direto com sistemas de culturas no Sul do Brasil.. 16

FIGURA 6. Relação entre a emissão acumulada de N_2O do solo no período de primavera/verão e a porosidade preenchida com água (a) e o teor de nitrato do solo (b)..... 17

FIGURA 7. Relação entre a emissão acumulada de N_2O do solo no período do outono/inverno e a temperatura do solo.. 18

CAPÍTULO II. QUALIDADE BIOQUÍMICA DE RESÍDUOS VEGETAIS E EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO

FIGURA 1. Fluxos diários de N_2O ($\mu g N-N_2O kg solo seco^{-1}$) após a adição dos resíduos ao solo, com 40 e 70% da PPA.....32

FIGURA 2. Emissão média acumulada (47 dias) de $N-N_2O$ ($\mu g N-N_2O kg solo seco^{-1}$).....34

FIGURA 3. Relação entre a emissão acumulada de N_2O e a qualidade bioquímica dos resíduos adicionados ao solo.....35

RELAÇÃO DE TABELAS

CAPÍTULO I. EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO EM ARGISSOLO SUBTROPICAL EM PLANTIO DIRETO DECORRENTE DO USO DE PLANTAS DE COBERTURA

TABELA 1. Análise de variância para os fluxos de N ₂ O em experimento de campo com diferentes sistemas de culturas e dias de coleta.....	13
TABELA 2. Análise de variância para emissões acumuladas de N ₂ O em experimento de campo com diferentes sistemas de culturas.....	14
TABELA 3. Análise de variância para relações entre emissões acumuladas de N ₂ O na primavera/verão e no outono/inverno e atributos do solo.....	17
TABELA 4. Estimativa do PAG parcial (kg CO ₂ equivalente ha ⁻¹ período avaliado ¹) nos sistemas de culturas	18

CAPÍTULO II. QUALIDADE BIOQUÍMICA DE RESÍDUOS VEGETAIS E EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO

TABELA 1. Composição bioquímica dos resíduos de plantas de cobertura aplicados no experimento.	29
TABELA 2. Análise de variância para os fluxos de N ₂ O em experimento de incubação com diferentes umidades, resíduos adicionados e dias de coleta. ...	31
TABELA 3. Análise de variância para emissões acumuladas de N ₂ O em experimento de incubação com diferentes umidades e resíduos adicionados. ...	33
TABELA 4. Análise de variância para relações entre emissões acumuladas de N ₂ O e qualidade bioquímica dos resíduos.	34
TABELA 5. Análise de variância para a variação (Δ) nas concentrações de amônio, nitrato e nitrogênio mineral entre o início e o fim da incubação do solo depois da aplicação de diferentes resíduos.	36
TABELA 6. Consumo de amônio, nitrato e nitrogênio mineral durante o período de incubação do solo após aplicação de diferentes resíduos.	36
Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si, dentro das variáveis avaliadas (NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ e N mineral) e em cada umidade (40 e 70% da PPA). Δ é a variação nas concentrações de NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ e N mineral entre o início e o fim da incubação do solo.	36

1. INTRODUÇÃO GERAL

As ações decorrentes das atividades econômicas e industriais têm provocado alterações na biosfera, resultando no aumento da concentração de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera desde a Revolução Industrial (SUN et al., 2013). Esse aumento, devido principalmente à atividade antrópica, tem levado ao aquecimento da superfície da terra (LAL et al., 1995).

Dentre os aspectos de poluição e impacto no ambiente, o balanço de GEE tem recebido destaque, principalmente pelo aumento das concentrações de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) na atmosfera. Entre os GEE, merece destaque o N_2O pelo elevado poder de aquecimento global (PAG), que é 298 vezes maior que o CO_2 em um horizonte de 100 anos (IPCC, 2007).

O N_2O é produzido de forma natural por microrganismos presentes nos solos. Sua produção ocorre, principalmente, pelos processos de nitrificação, desnitrificação e desnitrificação nitrificante (WRAGE et al., 2001; KOLL et al., 2011) (Figura 1). A nitrificação requer condições aeróbicas, depende da disponibilidade de amônio (NH_4^+) no solo, e é mediada por microrganismos quimioautotróficos que oxidam o NH_4^+ até nitrato (NO_3^-) (BAGGS & PHILIPPOT, 2010). O processo da desnitrificação é a redução de NO_3^- a formas gasosas de nitrogênio (N). Esse processo é realizado por uma grande variedade de microrganismos presentes no solo, sendo a maioria destes heterotróficos anaeróbicos facultativos (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). O processo é controlado pela disponibilidade de carbono (C) e N, concentração de oxigênio (O_2), pH e temperatura (BAGGS & PHILIPPOT, 2010). Por fim, a desnitrificação nitrificante é uma via da nitrificação, considerada grande responsável pela perda de NH_4^+ sob a forma de óxido nítrico (NO) ou N_2O (WEBSTER & HOPKINS, 1996). O processo ocorre pela oxidação da amônia (NH_3) a nitrito (NO_2^-) seguido pela redução do NO_2^- a N_2O (WRAGE et al., 2001).

A agricultura é considerada um dos setores da economia que mais contribui para as emissões de N_2O . O Brasil, por ter sua base econômica alicerçada nesse setor, tem uma estimativa de que 94% do N_2O liberado tem sua origem na agricultura (CERRI & CERRI, 2007). Dessa forma, devem-se buscar

estratégias, especialmente no setor agrícola, para promover a redução das emissões do N_2O para atmosfera.

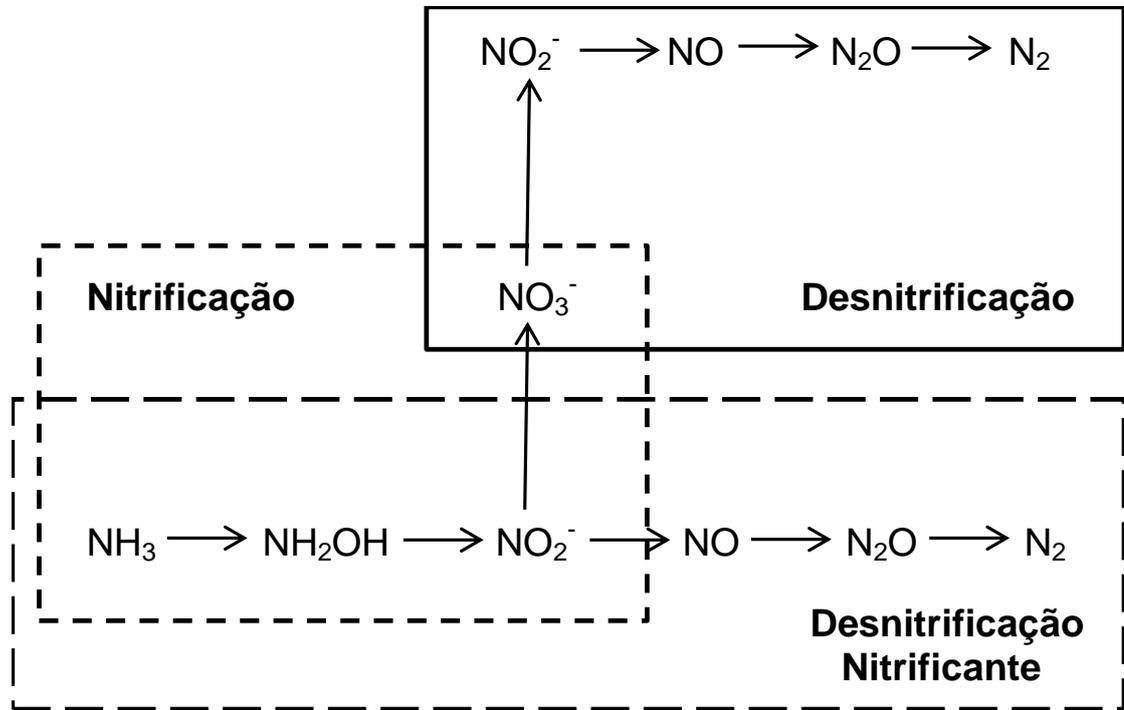


FIGURA 1. Principais processos de formação de N_2O dos solos.

Nesse sentido, sistemas conservacionistas de manejo do solo, como o plantio direto (PD) associado à sucessão de culturas com alto aporte de resíduos vegetais, representa uma excelente estratégia para o sequestro de C atmosférico no solo, que pode mitigar a contribuição da agricultura para as emissões de GEE (BAYER et al., 2000). Plantas de cobertura do solo são importantes para a conservação do solo, a ciclagem de nutrientes e a supressão de plantas invasoras (WEILER, 2012). Em associação a essas práticas, o uso de leguminosas em sucessão ou em consórcio com a cultura comercial tem efeito no acúmulo de matéria orgânica do solo (MOS).

Apesar dos efeitos positivos da utilização de plantas de cobertura sobre o sequestro de C no solo, alguns autores afirmam que após o manejo dos resíduos culturais se observa aumento nas emissões de N_2O (BAGGS et al., 2000; MILLAR & BAGGS, 2004; GOMES et al., 2009). O N prontamente mineralizável e o C disponível via adição dos resíduos podem ser rapidamente utilizados pela população microbiana. A rápida decomposição desses resíduos é acompanhada pelo aumento do consumo de O_2 no solo, podendo resultar em

zonas ou microsítios de anaerobiose (VELTHOF et al., 2002). Nesses microsítios, o metabolismo microbiano predominante passa ser o anaeróbico. Assim os microrganismos anaeróbicos facultativos passam a utilizar o NO_3^- disponível no solo comoceptor final de elétrons, podendo resultar em elevadas taxas de emissão de N_2O para a atmosfera, via desnitrificação. Próximo a esses microsítios também pode haver condições de baixa disponibilidade de O_2 contribuindo para a emissão de N_2O através do processo de nitrificação (BEAUCHAMP, 1997; WRAGE et al., 2001; BATEMAN & BAGGS, 2005).

Nesse contexto, não só a quantidade, mas a qualidade do resíduo adicionado ao solo pode impactar tanto o acúmulo de C no solo como as emissões de N_2O para atmosfera. Em geral, resíduos mais recalcitrantes têm menores taxas de mineralização microbiana (GOMES, 2006). Essa qualidade controla as taxas de decomposição dos resíduos e a disponibilidade de N mineral no solo, afetando assim, as emissões de N_2O do solo. Para inferir sobre a qualidade dos resíduos tem sido utilizados alguns atributos bioquímicos do resíduo, tais como teores de C, N, lignina, celulose, hemicelulose, polifenóis e a capacidade de ligação com proteínas dos substratos (PALM & ROWLAND, 1997; CHAVEZ, 2011).

Baggs et al. (2001), observaram a influência da qualidade do resíduo na emissão de N_2O , em experimento realizado em condições controladas. Segundo os autores, houve correlação negativa entre as emissões de N_2O e conteúdo de polifenóis e a capacidade de ligação com proteínas dos substratos. Outros autores encontraram a mesma tendência, mostrando que resíduos com maior relação C/N, lignina/N, polifenóis/N tiveram menores taxas de decomposição (CONSTANTINIDES & FOWNES, 1994; MILLAR & BAGGS, 2004). Nesse sentido, leguminosas que tem baixa relação C/N (HUANG et al., 2004) e lignina/N (BAGGS et al., 2003, 2006), apresentam uma alta taxa de mineralização do N, e usualmente determinam maiores fluxos de N_2O do solo (HUANG et al., 2004; BAGGS et al., 2001). Gomes et al. (2009) e Chavez (2011) verificaram maior emissão de N_2O no período pós-manejo em um Argissolo no Rio Grande do Sul quando da utilização de leguminosas como plantas de cobertura de solo em comparação a sistemas com gramíneas (alta relação C/N e lignina/N).

Mesmo que leguminosas possam promover o aumento das emissões de N_2O do solo, podem concomitantemente favorecer o acúmulo de C no solo, e sua utilização substituir parcialmente o uso de fertilizantes minerais nitrogenados. Isso porque as leguminosas são capazes de fixar simbioticamente o nitrogênio atmosférico (N_2), cuja disponibilização gradual de N pela decomposição do resíduo pode resultar em diminuição das emissões comparativamente a fertilizantes nitrogenados minerais (GOMES, 2006).

A escolha das espécies de cobertura do solo está relacionada com os objetivos que se quer atender com o uso de sistemas de culturas no plantio direto. O sucesso na escolha dessas espécies para os sistemas de rotação/sucessão de culturas dependem do conhecimento dos processos de decomposição e mineralização dos resíduos, tendo em vista a maximização da proteção do solo, do acúmulo de C e do aproveitamento de nutrientes para a cultura em sucessão. Dessa forma, o sincronismo da liberação de N, utilizando resíduos de leguminosas e gramíneas, pode ser a melhor estratégia para reduzir a disponibilidade de N mineral no solo e minimizar as suas perdas na forma de N_2O (SNYDER, et al., 2009).

Nesse sentido, as hipóteses dos estudos consistiram em:

1. Sistemas de culturas que envolvem a utilização de espécies leguminosas de cobertura do solo em sistema plantio direto apresentam maiores emissões de N_2O em comparação ao sistema com pousio no período de outono/inverno;
2. A incorporação de resíduos de leguminosas ao solo representa maiores emissões de N_2O do que quando da incorporação de resíduos de gramíneas;
3. A desnitrificação é o principal processo envolvido na produção de N_2O do solo.

Para verificar as hipóteses formuladas, os objetivos dos estudos foram:

1. Avaliar o potencial de sistemas conservacionistas de manejo de solo em mitigar as emissões de N_2O na região Sul do Brasil;
2. Avaliar o efeito da incorporação de resíduos na emissão de N_2O do solo;

3. Estimar o potencial de aquecimento global de sistemas de culturas, a partir do balanço de C no solo e emissão de N_2O ;
4. Aferir o efeito da umidade do solo nos processos de produção de N_2O do solo.

2. CAPÍTULO I. EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO EM ARGISSOLO SUBTROPICAL EM PLANTIO DIRETO DECORRENTE DO USO DE PLANTAS DE COBERTURA

2.1. RESUMO

O uso de plantas de cobertura em plantio direto é uma prática que visa à conservação do solo e a produtividade das culturas. No entanto, essa prática pode incrementar as emissões de N₂O para a atmosfera. Este estudo avaliou o efeito em longo prazo (30 anos) de diferentes sistemas de culturas, pousio/milho (*Zea mays*), aveia preta (*Avena strigosa* (Schreb))+ervilhaca (*Vigna sativa* (L.))/milho e aveia preta+ervilhaca/milho+caupi (*Vigna unguiculata* (L.) (Walp)) na emissão anual (2012/13) de N₂O de um Argissolo em plantio direto no Rio Grande do Sul. Os maiores fluxos de N₂O foram observados nos primeiros 30 dias após o manejo das plantas de cobertura, tanto na primavera/verão quanto no outono/inverno. A maior emissão acumulada de N-N₂O do solo foi verificada no sistema com aveia preta+ervilhaca/caupi (9,57 kg ha⁻¹ ano⁻¹), sendo 1,8 e 4,2 vezes maior que os sistemas com aveia preta+ervilhaca (5,30 kg ha⁻¹ ano⁻¹) e pousio (2,30 kg ha⁻¹ ano⁻¹), respectivamente. Na primavera/verão, os fluxos de N₂O foram influenciados pela porosidade preenchida com água (PPA) e pelos teores de nitrato do solo. Por sua vez, no outono/inverno, a temperatura do solo foi o principal fator controlador dos fluxos de N₂O do solo. Considerando os dados históricos de C do solo nos diferentes sistemas de cultura, verifica-se que os sistemas com plantas de cobertura, mesmo com maiores emissões de N₂O, apresentam um potencial de aquecimento global parcial inferior ao sistema com pousio, evidenciando um efeito ambiental benéfico da inclusão destas culturas no sistema de produção.

Palavras chave: sucessão de culturas, leguminosas, nitrogênio mineral, porosidade preenchida com água e temperatura do solo.

2.2. INTRODUÇÃO

Nas condições de clima do Sul do Brasil, sistemas que priorizam a conservação do solo e a produtividade das culturas, tais como o plantio direto (PD) e a cobertura do solo são amplamente utilizados (SAINJU et al, 2006). A cobertura do solo é feita pelo uso de espécies vegetais, tanto de inverno quanto de verão, que encontram condições climáticas favoráveis na região sul para serem cultivadas após a colheita ou juntamente com as culturas comerciais de verão. A utilização dessas plantas de cobertura tem como finalidade a manutenção em longo prazo da fertilidade do solo, de proteção e acúmulo de carbono (C) e nitrogênio (N) no solo (WEILER, 2012).

Sistemas que utilizam leguminosas como plantas de cobertura, comparado aos que utilizam apenas gramíneas, apresentam os maiores acúmulos de N no solo (WEBER & MIELNICZUK, 2009). Além desse maior acúmulo de N esses sistemas apresentam elevada capacidade de produção de fitomassa em curto espaço de tempo (WANG et al., 2010). No entanto, o manejo das espécies leguminosas pode causar um aumento nas emissões de óxido nitroso (N_2O) ao fornecer N ao solo, pela mineralização, que serve como substrato para os processos de produção de N_2O do solo (SNYDER et al., 2009; GOMES et al., 2009).

O N_2O é um importante gás de efeito estufa com longo tempo de permanência na atmosfera e potencial de aquecimento global (PAG) de 298 vezes maior que o dióxido de carbono (CO_2) em um horizonte de 100 anos (IPCC, 2007). Globalmente, a liberação líquida de CO_2 de solos agrícolas tem sido estimado em 40 Mt CO_2 equivalente, enquanto as emissões de N_2O chegam a de cerca de 2.000 Mt CO_2 equivalente (IPCC, 2007). A alta emissão de N_2O está associada ao uso intenso de fertilizantes nitrogenados, além do uso de fontes orgânicas de N, como dejetos de animais e resíduos culturais na agricultura (IPCC, 2007). Mesmo com os efeitos benéficos da utilização de plantas de cobertura, como sequestro de C no solo e adição de N pelas leguminosas, devem-se avaliar seus efeitos sobre as emissões de N_2O , os quais devem ser cuidadosamente investigados (PETERSEN et al., 2011; SENBAYRAM et al., 2011).

Os estudos sobre emissão de N_2O em sistemas de manejo que incluem plantas de cobertura são escassos em solos de regiões tropicais e

subtropicais. Dessa forma, o objetivo do estudo é avaliar o efeito em longo prazo (30 anos) e sistemas de culturas com diferentes espécies de cobertura de solo na emissão anual de N₂O a partir de um Argissolo no Rio Grande do Sul, bem como identificar fatores ambientais e de solo que controlam as emissões de N₂O do solo.

2.3. MATERIAL E MÉTODOS

2.3.1. Caracterização da região

O presente estudo foi desenvolvido em experimento de longa duração (30 anos) instalado na Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (EEA/UFRGS), localizada no município de Eldorado do Sul (30°06'S, 51°41'W), no estado do Rio Grande do Sul, Sul do Brasil. O clima local é o subtropical úmido, Cfa segundo a classificação de Köppen, com temperatura e precipitação médias anuais de 19,6°C e 1389 mm, respectivamente. O solo da região é classificado como Argissolo Vermelho Distrófico típico, derivado de granito, com 540 g kg⁻¹ de areia e 220 g kg⁻¹ de argila, sendo a caulinita (720 g kg⁻¹) e os óxidos de ferro (109 g kg⁻¹) os principais minerais na fração argila (BAYER, 1996).

2.3.2. Tratamentos e Delineamento experimental

O experimento foi instalado em 1983, em uma área com evidências de elevado grau de degradação física, devido, principalmente, a adoção do plantio convencional por aproximadamente 20 anos. O experimento seguiu o delineamento em blocos ao acaso com parcelas subdivididas, com três repetições. As parcelas principais (5 x 16 m) consistem em 10 sistemas de sucessão de culturas, conduzidas em PD, e nas subparcelas (5 x 4 m) duas doses de uréia (0 e 180 kg N ha⁻¹) na cultura do milho. Para esse estudo, foram selecionados três tipos de sucessão: aveia preta (*Avena strigosa* (Schereb))+ervilhaca (*Vigna sativa* (L.))/milho (*Zea mays*) (A+E/M), aveia preta+ervilhaca/milho+caupi (*Vigna unguiculata* (L.) (Walp)) (A+E/M+C) e pousio/milho (P/M). Aveia preta é uma gramínea de inverno, a ervilhaca uma leguminosa, também de inverno e o caupi uma leguminosa de verão. Todos os

tratamentos avaliados têm sido geridos sob PD e não houve aplicação de adubação nitrogenada desde o estabelecimento dos experimentos. Mais detalhes em Escobar (2011).

O monitoramento das emissões de N_2O do solo foi realizado no período pós manejo das plantas de cobertura de inverno e de verão, durante a safra 2012/13. No dia 25 de outubro de 2012, as plantas de cobertura de inverno foram dessecadas para o plantio do milho e das coberturas de verão, o plantio foi feito no espaçamento de 0,9 m entre linhas, o milho recebeu uma adubação de base de 20 kg N ha^{-1} , 50 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 50 kg ha^{-1} de K_2O . A colheita do milho foi feita no dia 29 de março de 2013 e no dia 10 de abril foi realizada a rolagem das plantas de cobertura de verão e plantio das coberturas de inverno no espaçamento de 0,16 m entre linhas.

2.3.3. Amostragem e análise e gases

A coleta das amostras de ar para análise de emissão de N_2O do solo foi realizada no período de outubro de 2012 a setembro de 2013, iniciando quatro dias após o manejo das plantas de cobertura de inverno e totalizando 27 coletas (Figura 1).

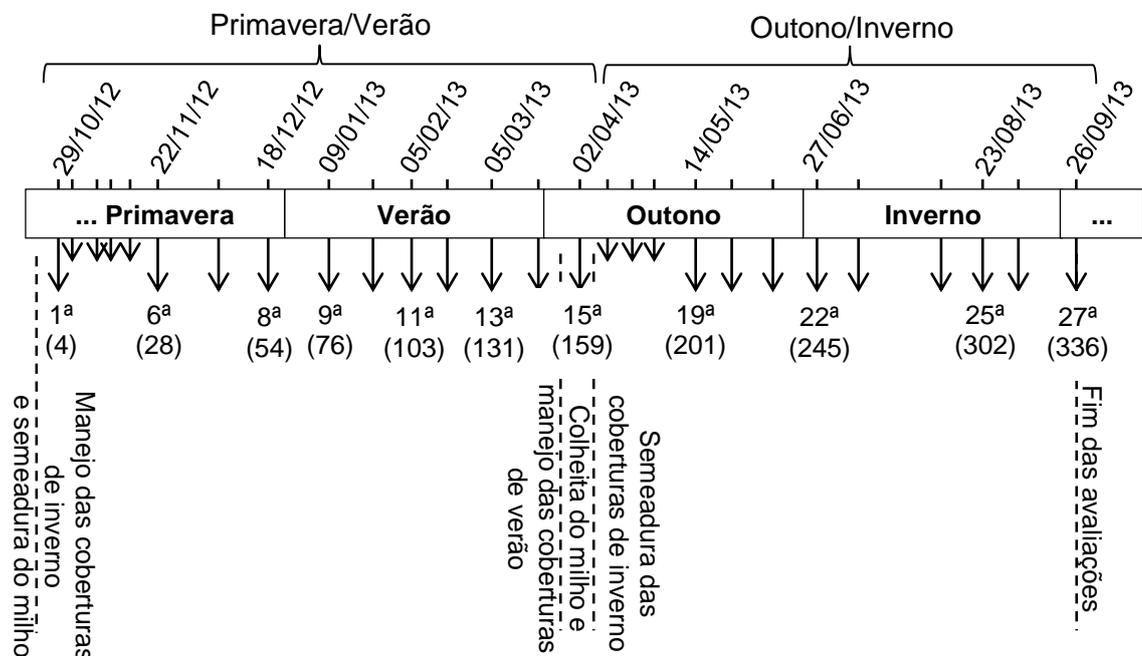


FIGURA 1. Cronograma de amostragem de gás e das práticas de manejo durante o ano agrícola de 2012/13.

A amostragem de ar para análise de N_2O do solo foi realizada com sistemas de câmaras estáticas, compostas de uma base de alumínio retangular

(0,4 x 0,8 m). As bases foram colocadas no solo na profundidade aproximada de 0,05 m, permanecendo no campo durante todo o período de experimentação, sendo retiradas apenas quando da rolagem das plantas de cobertura de verão e semeadura das de inverno, em abril. A parte exposta na superfície do solo possuía uma canaleta na qual era inserida uma tampa, com as mesmas medidas da base. Para assegurar boa vedação, no momento da coleta, foi adicionada água nas canaletas. As câmaras possuíam um termômetro para monitoramento da temperatura no interior da câmara, e três ventiladores internos para homogeneizar a atmosfera da câmara antes da amostragem. Nos topos das câmaras, havia um septo de borracha, com uma mangueira plástica e uma válvula de retenção para coleta das amostras.

As amostras de ar foram coletadas simultaneamente nos tratamentos, com seringas (polipropileno de 20 mL) a partir das 10 horas da manhã nos tempos 0, 15, 30 e 45 min após o fechamento das câmaras. As seringas foram dispostas em uma caixa térmica, onde foram mantidas em baixa temperatura e transportadas para o laboratório de Biogeoquímica Ambiental da UFRGS, para análise das concentrações de N₂O por cromatografia gasosa (GC 2014 modelo "Greenhouse", Shimadzu). O cromatógrafo é equipado com colunas empacotadas a 80°C, nitrogênio (N₂) como gás de arraste a um fluxo de 26 mL min⁻¹, injetor com alça de amostragem direta de 1 mL, temperatura de 250°C e detector de captura de elétrons (ECD) a 325°C. Os fluxos de N₂O foram calculados pela equação:

$$F_{N-N_2O} = d_{N_2O}/dt \times 28 \times P \times V/R \times T$$

Onde:

$d[N_2O]/dt$ é a mudança na quantidade de gás dentro da câmara no intervalo de tempo ;

V e T são o volume da câmara (L) e temperatura (K) no interior da câmara;

P é a pressão no interior da câmara, assumida como 1 atm;

R é a constante universal dos gases (0,0821 L.atm K⁻¹ mol⁻¹).

Os fluxos diários de N₂O (µg N-N₂O m⁻² h⁻¹) foram estimados a partir projeção linear entre os tempos de coleta e suas respectivas concentrações no interior das câmaras. A amostragem feita no período das 10:00 às 11:00, fornece uma estimativa válida da emissão média diária de N₂O do solo (JANTALIA et al., 2008).

A emissão acumulada do período avaliado (336 dias) foi obtida pela integração da área sob a curva, utilizando o programa SigmaPlot v.11.0 (Systat, San Jose, CA, EUA).

2.3.4. Variáveis de solo e meteorológicas

Simultaneamente as coletas das amostras de ar, foram monitoradas a temperatura do solo (0,05 m), a umidade gravimétrica e os teores de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) do solo na camada de 0-0,1 m. A temperatura foi avaliada por geotermômetros e a umidade do solo pelo método da Embrapa (1997). O teor de N mineral do solo (NO_3^- e NH_4^+) foi determinado segundo metodologia de Tedesco et al. (1995). A partir da relação entre umidade gravimétrica e densidade do solo com a porosidade total do solo foi calculada a porosidade preenchida com água (PPA) do solo.

Dados locais da temperatura do ar e precipitação (Figura 2) para o período avaliado foram obtidos pela Estação Meteorológica Automática do Departamento de Plantas Forrageiras e Meteorologia (UFRGS), localizada a cerca de 1 km da área experimental.

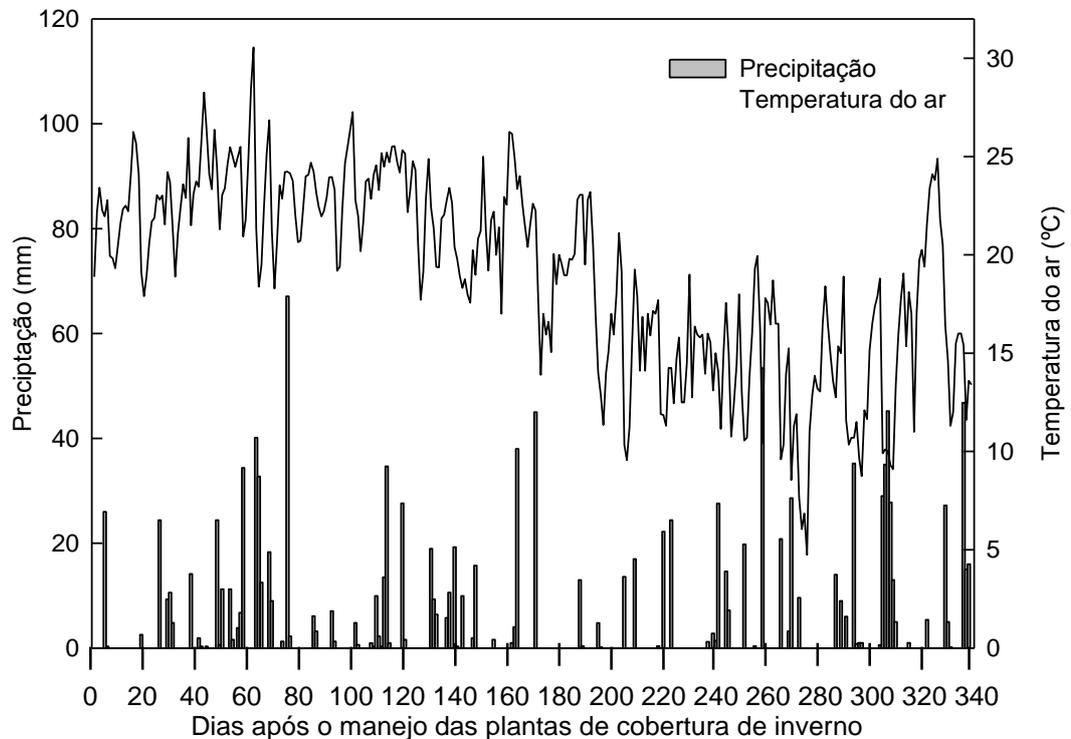


FIGURA 2. Precipitação (mm) e temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$) durante o período experimental.

2.3.5. Estimativa do PAG parcial

Visando contemplar, em adição as emissões de N₂O, o efeito dos sistemas de cultura no acúmulo de C no solo em plantio direto, foi estimado o PAG parcial dos sistemas de cultura, o qual considerou os respectivos PAG de cada gás (298 para o N₂O e 1 para o CO₂) (IPCC, 2007), pela equação:

$$PAG\ parcial = (CO_2 \times 1) + (N_2O \times 298)$$

Onde:

PAG é o potencial de aquecimento global (kg CO₂ equivalente ha⁻¹ ano⁻¹).

As taxas de acúmulo ou de perda de C no solo nos diferentes sistemas de cultura foram calculadas em relação ao estoque de C do solo quando do início do experimento (VIEIRA et al., 2009). As emissões de CH₄ não foram consideradas, pois os valores usualmente são muito baixos (inferiores a 10 kg de CO₂ equivalente ha⁻¹ ano⁻¹) e pouco significativos no balanço de emissão de gases (GOMES, 2006; ELDER & LAL, 2008).

2.3.6. Análise estatística

Devido à estrutura de covariância presente nas variáveis estudadas (fluxos de N₂O), as análises de variância foram realizadas usando o “Mixed Procedure” do programa estatístico SAS (SAS Institute Inc., Cary, NC, EUA). A emissão acumulada de N₂O foi analisada com um modelo linear generalizado (GLM Procedure) no SAS.

As relações entre os fluxos de N₂O e as variáveis ambientais analisadas (PPA, temperatura do solo e concentração de NO₃⁻ e NH₄⁺ no solo) foram determinadas através do modelo linear generalizado (GLM Procedure) no programa SAS. As relações foram determinadas para todo o período amostrado, como também determinadas durante o período de primavera/verão e outono/inverno. As equações de regressão e coeficientes de correlação para cada variável ambiental e as emissões de N₂O do solo foram obtidos no programa SigmaPlot v.11.0 (Systat, San Jose, CA, EUA), com o enquadramento das equações de acordo com o tipo de resposta determinada pelo programa SAS.

As diferenças entre as médias dos tratamentos foram avaliadas pelo teste LSD ao nível de 95% (P < 0,05).

2.4. RESULTADOS

2.4.1. Emissão de N₂O do solo

Os fluxos diários de N₂O foram dependentes do tipo de sistema de culturas (SC), dos dias de coleta dos gases (DC) e da interação SC x DC (Tabela 1).

TABELA 1. Análise de variância para os fluxos de N₂O em experimento de campo com diferentes sistemas de culturas e dias de coleta.

Dependente	Variável		Grau de liberdade	Valor f	p valor
	Independente				
Emissão de N ₂ O	Sistemas de culturas (SC)		2	38,18	< 0,0001
	Dias de coleta (DC)		26	35,31	< 0,0001
	SC x DC		52	6,27	< 0,0001

Nos dois intervalos (primavera/verão e outono/inverno), os maiores fluxos de N₂O do solo foram observados nos primeiros 30 dias após o manejo das plantas de cobertura (Figura 3). Na primavera/verão foi entre 0 a 30 dias e no outono/inverno de 180 a 210 dias após o manejo das plantas de cobertura de inverno. Esse período foi definido como pós-manejo. Os fluxos de N₂O nos tratamentos com plantas de cobertura superaram aqueles observados no pousio. As emissões variaram de 0,34 a 51,33 N-N₂O $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ no tratamento P/M, de 1,52 a 179,26 N-N₂O $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ na A+E/M e de 4,04 a 311,57 N-N₂O $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ na sucessão A+E/M+C.

Após os períodos de pós-manejo as emissões de N₂O diminuíram. Ainda assim os tratamentos com sucessão de culturas apresentaram maior emissão que o tratamento com pousio no inverno (Figura 3).

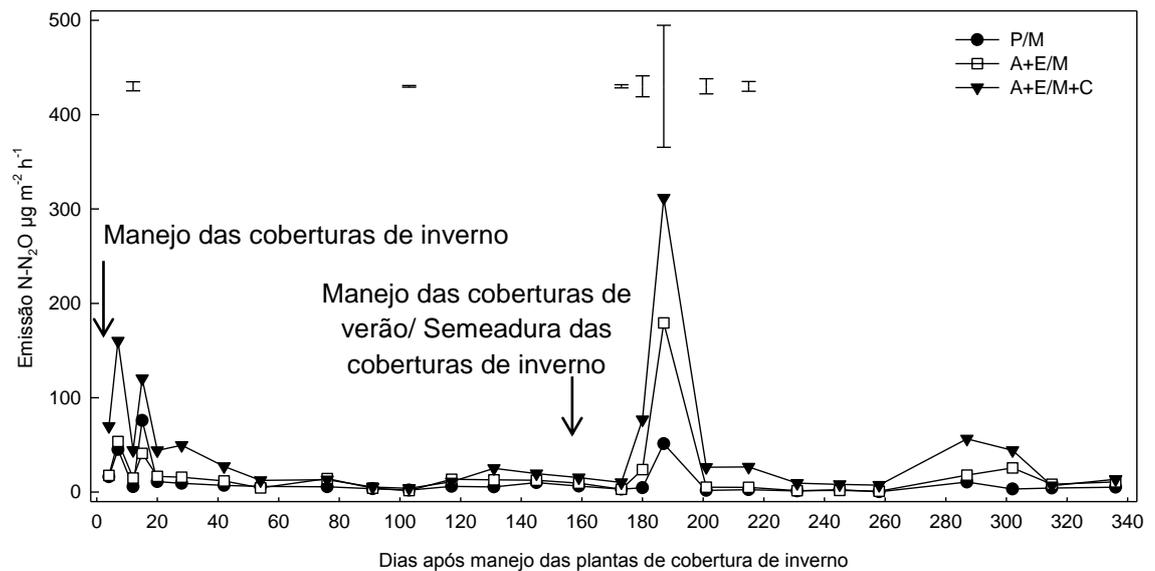


FIGURA 3. Emissão de N₂O (N-N₂O µg m⁻² h⁻¹) de um Argissolo sob plantio direto com sucessão de culturas no Sul do Brasil. P, pousio; M, milho; A, aveia preta; E, ervilhaca; C, caupi. As barras verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste LSD ao nível de 5%.

Os sistemas de culturas afetaram a emissão anual acumulada de N₂O do solo (Tabela 2). Os tratamentos com sucessão de culturas apresentaram maior emissão acumulada de N₂O. E entre as sucessões, o tratamento com introdução do caupi na primavera/verão apresentou maior emissão que o tratamento sem essa leguminosa. Assim, a emissão acumulada foi classificada na seguinte ordem: A+E/M+C (9,57 ± 1,98 N-N₂O mg m⁻²) > A+E/M (5,30 ± 7,15 N-N₂O mg m⁻²) > P/M (2,30 ± 0,14 N-N₂O mg m⁻²) (Figura 4).

TABELA 2. Análise de variância para emissões acumuladas de N₂O em experimento de campo com diferentes sistemas de culturas.

Variável		Grau de liberdade	Valor f	p valor
Dependente	Independente			
Emissão de N ₂ O	Sistemas de culturas (SC)	2	27,25	0,001

As maiores emissões foram observadas no período do outono/inverno. Representando, aproximadamente, 54, 66 e 75% do total emitido na safra 2012/13 nos sistemas P/M, A+E/M e A+E/M+C, respectivamente (Figura 4).

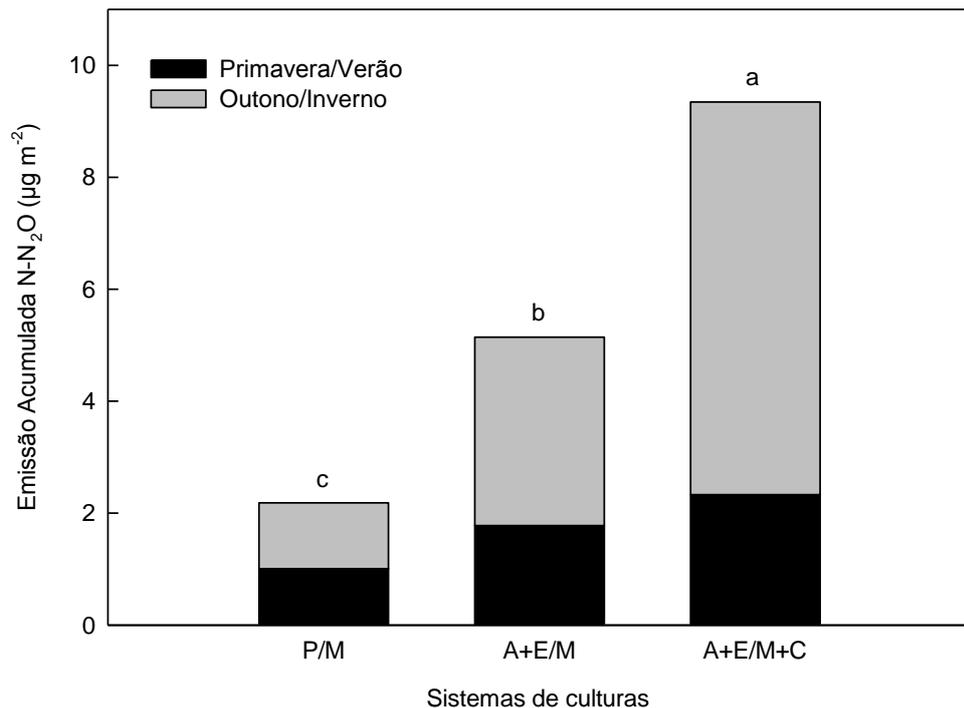


FIGURA 4. Emissão anual acumulada de N₂O de um Argissolo sob plantio direto com diferentes sistemas de culturas no Sul do Brasil. P, pousio; M, milho; A, aveia preta; E, ervilhaca; C, caupi. Médias seguidas de letras diferentes diferem entre si pelo teste LSD ao nível de 5%.

2.4.2. Porosidade preenchida com água, temperatura do solo e nitrogênio mineral

Os valores de PPA do solo variaram de 13 a 93% durante o ano de avaliação (Figura 5a). As plantas de cobertura influenciaram os valores da PPA do solo. Além disso, a PPA foi dependente das precipitações ocorridas no período (Figura 2).

A temperatura do solo não foi influenciada pelas plantas de cobertura, mas sim pela temperatura média do ar (Figura 2 e 5b). As maiores temperaturas do solo foram medidas no intervalo de 0-160 dias após o manejo das plantas de cobertura de inverno, coincidindo com as maiores temperaturas do ar na safra 2012/13.

Os teores de NH₄⁺ e NO₃⁻ tiveram comportamento semelhante (Figura 5c e 5d, respectivamente). Logo após o manejo das coberturas de inverno, foram observados os maiores teores de N mineral (NH₄⁺ e NO₃⁻). O teor de NH₄⁺ diminuiu para valores próximos a zero aos 50 dias após o manejo das plantas de cobertura e praticamente se manteve assim durante o ano. Diferentemente do

NH_4^+ , a concentração de NO_3^- apresentou outro pico quando do manejo das plantas de verão, mas também teve seus teores próximos à zero no decorrer do ano agrícola.

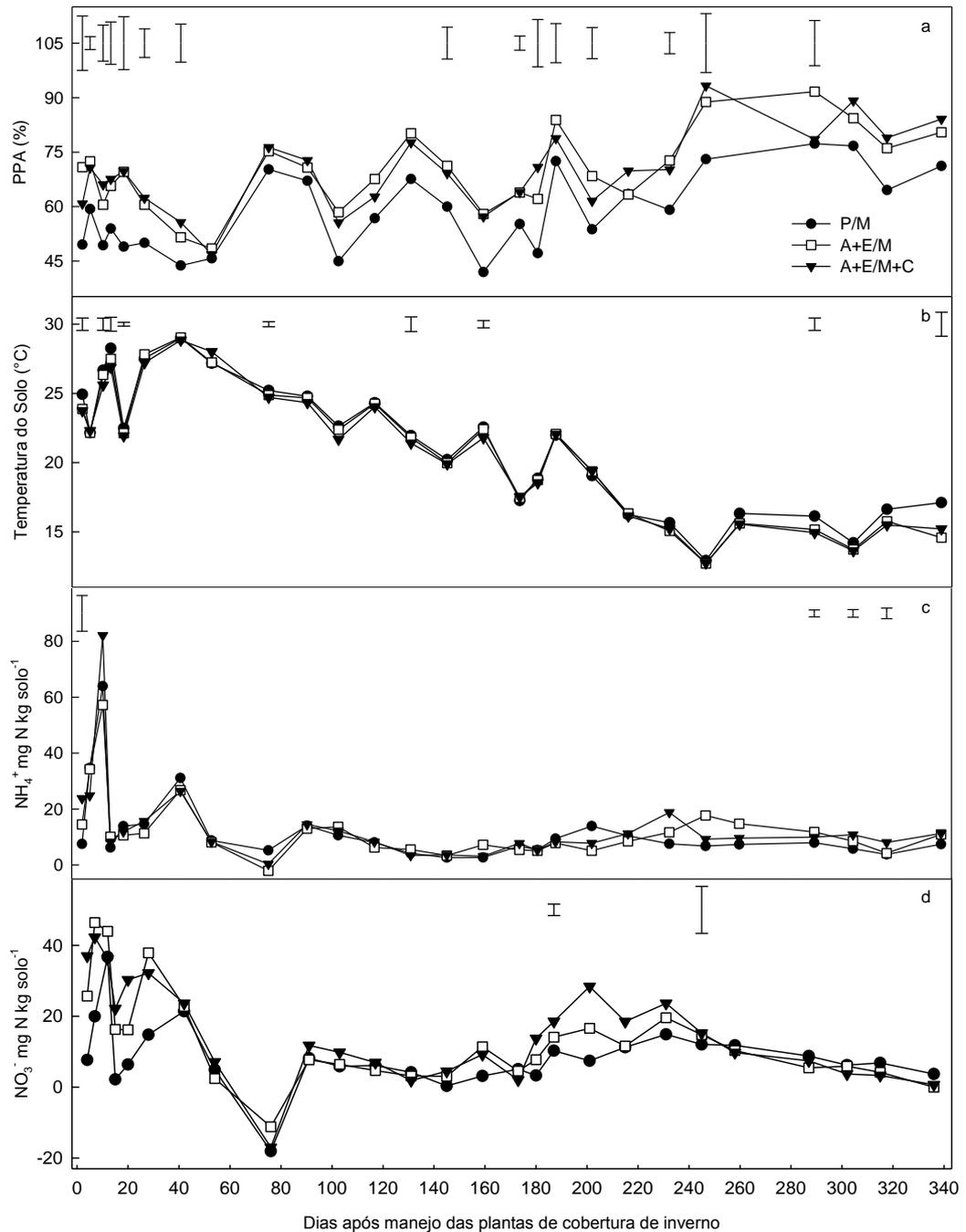


FIGURA 5. Variação temporal na porosidade preenchida com água (a), temperatura do solo (b) e teores de amônio (c) e nitrato (d) na camada de 0-0,1 m de um Argissolo sob plantio direto com sistemas de culturas no Sul do Brasil. P, pousio; M, milho; A, aveia preta; E, ervilhaca; C, caupi. As barras verticais representam a diferença mínima significativa pelo teste LSD ao nível de 5%.

2.4.3. Variáveis do solo e sua correlação com as emissões de N_2O

A emissão acumulada de N₂O medida na primavera/verão se correlacionou linearmente com a PPA e com o teor de N mineral, e a temperatura do solo de forma cúbica com a emissão acumulada no outono/inverno (Tabela 3).

TABELA 3. Análise de variância para relações entre emissões acumuladas de N₂O na primavera/verão e no outono/inverno e atributos do solo.

Variáveis do solo	Grau de liberdade	p valor			
		Linear	Quadrática	Cúbica	Quádrlica
PPA	1	0,0178	0,4655		
N mineral	1	0,0142	0,2235		
Temperatura do solo	1	< 0,0001	< 0,0001	0,0048	0,7776

As emissões acumuladas de N₂O do solo no período da primavera/verão foram positivamente correlacionadas com a PPA (Figura 6a) e com o teor de NO₃⁻ do solo (Figura 6b).

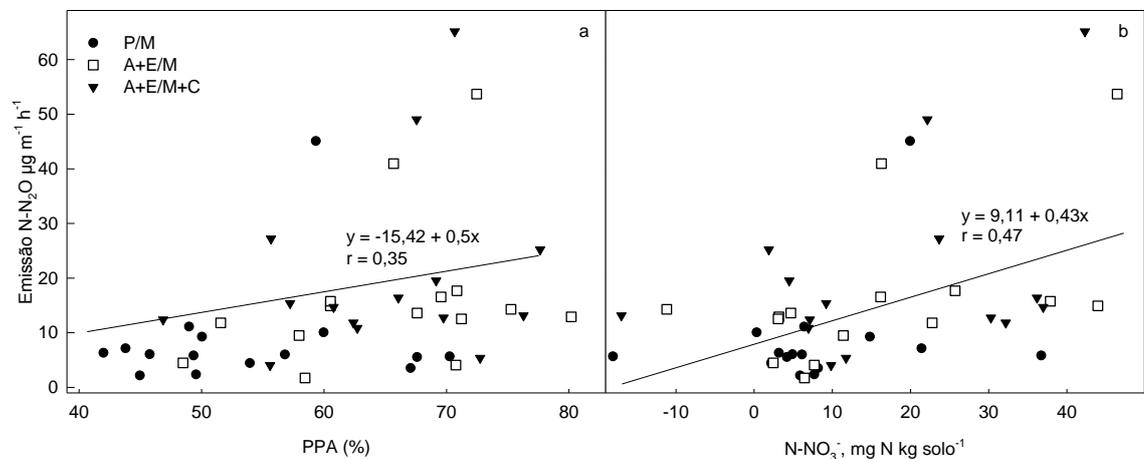


FIGURA 6. Relação entre a emissão acumulada de N₂O do solo no período de primavera/verão e a porosidade preenchida com água (a) e o teor de nitrato do solo (b). P, pousio; M, milho; A, aveia preta; E, ervilhaca; C, caupi.

No período do outono/inverno (160-340 dias) as emissões acumuladas de N₂O se correlacionaram com a temperatura do solo (Figura 7).

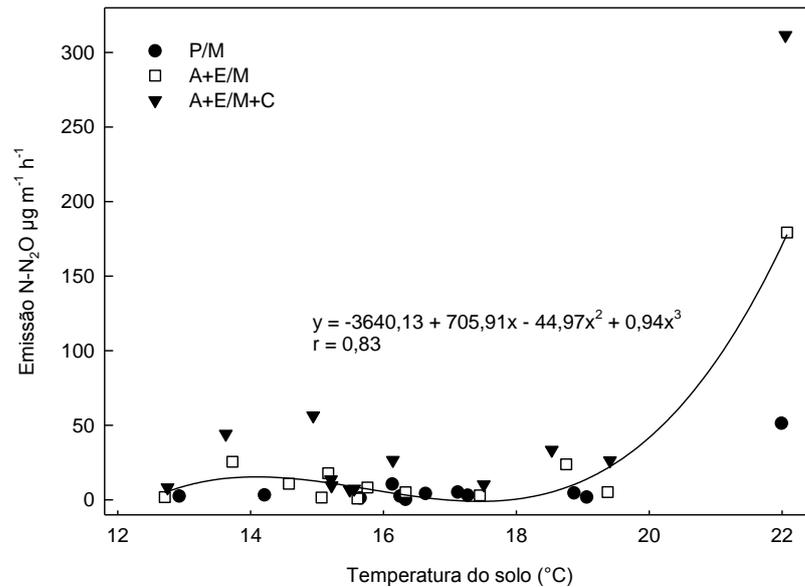


FIGURA 7. Relação entre a emissão acumulada de N_2O do solo no período do outono/inverno e a temperatura do solo. P, pousio; M, milho; A, aveia preta; E, ervilhaca; C, caupi.

2.4.4. Estimativa do PAG parcial

O PAG parcial, resultante das emissões de N_2O e do sequestro de C no solo, dos sistemas de manejo variou de -785,62 a +496,22 kg CO_2 equivalente $ha^{-1} ano^{-1}$ (Tabela 4).

TABELA 4. Estimativa do PAG parcial (kg CO_2 equivalente ha^{-1} período avaliado¹) nos sistemas de culturas.

Sistemas de Culturas	Carbono do solo $Mg ha^{-1}$ (0-17,5 cm)	Taxa de acúmulo/perda de C ^a $kg ha^{-1} ano^{-1}$	Emissão de N_2O ^b $kg CO_2$ equivalente ha^{-1} período avaliado ⁻¹	PAG Parcial ^b $kg CO_2$ equivalente ha^{-1} período avaliado ⁻¹
P/M	29,04	+451	+45	+496
A+E/M	33,82	-470	+25	-445
A+E/M+C	35,55	-796	+11	-786

^a Em relação ao estoque de C no início do experimento (1983), 31,38 $Mg ha^{-1}$ (VIEIRA, et al. 2009). Valores (+) significam perda de C e N_2O e valores (-) representam sequestro de C e N_2O .

^b A emissão de N_2O e o PAG parcial foram mensurados para o período avaliado de 336 dias.

2.5. DISCUSSÃO

2.5.1. Efeito do manejo dos resíduos na emissão de N₂O

Os fluxos de emissão de N₂O do solo se comportaram de duas maneiras distintas. Em um primeiro momento, houve aumento de curta duração nas emissões de N₂O após a adição de resíduos frescos e de diferentes qualidades ao solo. Em segundo momento, as emissões decresceram e chegaram a valores próximos a zero. Esse mesmo comportamento foi relatado nos estudos de Gomes (2009), Zanatta (2009) e Chavez (2011), trabalhando na mesma área experimental. Baggs (2006) em área tropical encontrou maiores emissões de N₂O quando da adição de resíduo em comparação com outra área de pousio.

Os maiores fluxos de emissão de N₂O do solo foram medidos após a semeadura das plantas de cobertura de inverno, comparados à semeadura das de verão e do milho. Provavelmente isso ocorreu pelo maior revolvimento do solo dentro da área da base de coleta dos gases. Na semeadura do milho e das coberturas de verão, o espaçamento entrelinhas foi de 0,9 m e, das coberturas de inverno, o espaçamento foi de 0,16 m, ou seja, o solo foi mais intensamente revolvido no menor espaçamento, resultando em maior emissão de N₂O do solo. Essa maior emissão de N₂O em solos que sofreram alguma perturbação está ligada à ruptura dos agregados do solo que protegem a matéria orgânica da decomposição microbológica e também do aumento da aeração que estimula a atividade microbiana e conseqüentemente a liberação de N₂O (BAYER et al., 2000; SEY et al., 2008).

Além disso, as maiores emissões de N₂O no período do outono/inverno estão ligadas a adição dos resíduos. No tratamento P/M, com baixo aporte de resíduos nessas estações, a diferença entre os dois períodos é muito pequena. Já quando adicionam-se resíduos, especialmente resíduos ricos em N, como o caupi (leguminosa de verão), as emissões no tratamento A+E/M+C chegam a ser três vezes maior no outono/inverno comparado ao período da primavera/verão.

A maior emissão acumulada de N₂O do solo durante o ano agrícola de 2012/13 foi observada quando resíduos de leguminosas foram adicionados ao solo, nos sistemas A+E/M e A+E/M+C. Isso, provavelmente, pela qualidade da biomassa de espécies leguminosas, ou seja, rápida taxa de decomposição

dos resíduos de ervilhaca e caupi e pela baixa relação C/N e lignina/N (BAGGS et al., 2001; HEINRICHS et al., 2001). A adição de resíduos de leguminosa ao solo estimula a atividade microbiana e, desse modo, aumenta as emissões de N₂O, pela mineralização rápida de N (ESCOBAR, 2011) e pelo alto aporte de N pelas leguminosas via fixação biológica (AMADO, 1997), o que determina a liberação de N mineral (NH₄⁺ e NO₃⁻) para o solo para os processos de nitrificação e desnitrificação pela população microbiana.

Além disso, o aumento do consumo de oxigênio (O₂) disponível durante a decomposição dos resíduos aumenta a ocorrência de microsítios anaeróbios e, por conseguinte, a produção de N₂O pela desnitrificação, a qual é mais eficiente na produção N₂O que o processo de nitrificação (KHALIL & BAGGS, 2005). Deve-se destacar ainda o efeito da deposição e manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo em sistemas de plantio direto, que pode levar a condições adequadas para desnitrificação, devido ao aumento do armazenamento de água e suprimento de C (LINN & DORAN, 1984; BAGGS et al., 2003; ROCHETTE et al., 2004).

Como discutido, as maiores emissões foram observadas nos sistemas com sucessão de culturas, comparado ao pousio. No entanto, há de se destacar o efeito da sucessão com leguminosa de verão e de inverno (A+E/M+C) em relação ao sistema apenas com leguminosa de inverno (A+E/M). O sistema A+E/M+C resultou em maiores emissões de N₂O do solo que o A+E/M. Possivelmente em função da maior incorporação de fitomassa no primeiro sistema do que no segundo, segundo Aita (1997) as leguminosas de verão apresentam uma quantidade de fitomassa que varia de 103 a 189 kg ha⁻¹. Esses resultados estão de acordo com o de Chavez (2011) que encontrou maiores emissões quando da utilização de sistemas de cultura com leguminosas de verão e inverno comparado a sistemas com leguminosas apenas de inverno ou de verão. Além disso, a presença do caupi aumenta a concentração de N no solo, incrementando a emissão de N₂O, especialmente no período do outono/inverno, referente ao pós-manejo das coberturas de verão (caupi).

É interessante notar que, apesar do efeito do aumento da emissão nas sucessões A+E/M e A+E/M+ C, a presença da gramínea aveia preta que promove uma maior imobilização de N durante a decomposição do resíduo (GARCIA-RUIZ & BAGGS, 2007), faz com que haja um sincronismo entre o N

mineralizado e sua absorção pelas plantas (AMADO et al., 1998; BAGGS et al., 2001). Além disso, o uso de leguminosas e gramíneas como culturas de cobertura é uma opção viável para reduzir a necessidade de aplicação de fertilizantes nitrogenados, visto que leguminosas podem fixar N atmosférico (AMADO et al., 1998).

Neste contexto, o controle da sincronização entre a mineralização do N, a sua disponibilidade no solo e sua absorção pelas plantas parece ser a melhor opção para mitigar as emissões de N_2O a partir de sistemas de culturas que incluem resíduos de leguminosas. Pode inferir-se, portanto, que a gestão de práticas com o objetivo de diminuir as emissões de N_2O do solo deve maximizar o crescimento das plantas e evitar períodos de pousio. Apesar das coberturas com leguminosas contribuírem consideravelmente para a emissão de N_2O do solo, deve ser feita uma análise global para avaliar o seu efeito sobre o potencial de aquecimento global líquido, considerando também o aumento no sequestro de carbono no solo e redução do uso de fertilizantes nitrogenados (MEYER-AURICH et al., 2006), em adição aos seus benefícios agrônômicos e efeitos positivos sobre a qualidade do solo (REEVES 1997; SIX et al., 2004).

2.5.2. Variáveis controladoras da emissão de N_2O do solo

Durante a safra de primavera/verão (semeadura à colheita do milho), as emissões de N_2O do solo foram influenciadas pela PPA do solo, que provavelmente influencia a disponibilidade de oxigênio (NEILL et al., 2005), e também pelo teor de NO_3^- do solo. Dessa forma, as condições para a ocorrência da desnitrificação foram ideais, em condições de alta PPA, com provável formação de sítios de anaerobiose e consumo de N mineral do solo, especialmente NO_3^- , para a respiração anaeróbica (DOBBIE & SMITH, 2003). Além disso, tem sido reportado que valores acima de $10 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg solo}^{-1}$ inibem a conversão de N_2O em N_2 , já que há preferência do NO_3^- em relação ao N_2O como acceptor final de elétrons (CHAPUIS-LARDY et al., 2007). Na safra de primavera/verão os valores de NO_3^- no solo foram superiores a $10 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg solo}^{-1}$ nos 40 primeiros dias, coincidindo com o intervalo onde houve as maiores emissões de N_2O do solo, corroborando os resultados de Chapuis-Lardy et al. (2007). As emissões não se relacionaram com a temperatura do solo visto que nesse período do ano foram observadas as maiores temperaturas, variando de

20 a 30°C, ou seja, para esse intervalo de tempo, a temperatura não foi limitante para a produção de N₂O do solo.

Na safra de outono/inverno a emissão de N₂O se relacionou apenas com a temperatura do solo. Apesar de o solo apresentar PPA acima de 60%, considerado condição ideal para a ocorrência da desnitrificação (ABBASI & ADAMS, 2000; SKIBA & BALL, 2002), as baixas temperaturas do solo foram limitantes para a atividade dos microrganismos. A não ser no período do pós-manejo as emissões foram próximas a zero.

2.5.3. Estimativa do PAG parcial

O PAG parcial variou de -785,62 kg CO₂ equivalente ha⁻¹ ano⁻¹ (A+E/M+C) a +496,22 (P/M) kg CO₂ equivalente ha⁻¹ ano⁻¹. Os resultados indicam que o solo nos diferentes sistemas com plantas de cobertura, mesmo com maiores emissões de N₂O, apresentou um PAG parcial inferior ao sistema com pousio, evidenciando um efeito ambiental benéfico da inclusão destas culturas no sistema de produção.

O PAG parcial positivo no sistema P/M revelou esse sistema como fonte de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera, provavelmente por ser um sistema com baixa adição de resíduos comparado aos sistemas com plantas de cobertura, o que ocasionou diminuição dos estoques de C no solo nesse sistema (MOSIER et al., 2006).

Nos sistemas A+E/M e A+E/M+C o PAG parcial foi negativo devido ao efeito do acúmulo de C no solo. Apesar das sucessões com leguminosas aumentarem as emissões de N₂O, o efeito foi compensado pela alta taxa de acúmulo de C (CHAVEZ, 2011).

Dessa forma, a definição de espécies com capacidade de aportar C e N ao solo com menores impactos na emissão de N₂O, torna-se importante a fim de ampliar os benefícios da agricultura conservacionista envolvendo plantio direto e plantas de cobertura.

2.6. CONCLUSÕES

A utilização de sistemas de culturas com leguminosas de verão e inverno resultou em maiores emissões de N₂O do solo do que sistemas apenas

com leguminosas de inverno. O pousio resultou nas menores emissões. As maiores emissões de N_2O do solo foram observadas em curto período (30 dias) após o manejo das culturas de cobertura. No período do outono/inverno foram observadas as maiores emissões de N_2O do solo, chegando a ser três vezes maior que na primavera/verão no tratamento A+E/M+C. A emissão de N_2O do solo no período da primavera/verão foi relacionada com a PPA e o teor de NO_3^- do solo. No período do outono/inverno a emissão se relacionou com a temperatura do solo, provavelmente o fator mais limitante para a atividade dos microrganismos. O PAG parcial foi positivo para o sistema com pousio e negativo para os sistemas com sucessão de culturas (A+E/M e A+E/M+C), ou seja, o sistema com pousio é fonte de GEE e os sistemas com sucessão de culturas tem efeito de mitigar as emissões de GEE para a atmosfera. O manejo para o sincronismo entre mineralização do N e sua disponibilidade no solo e absorção pelas plantas é o fator mais importante para controlar as emissões de N_2O provenientes de solos com adição de resíduos.

3. CAPÍTULO II. QUALIDADE BIOQUÍMICA DE RESÍDUOS VEGETAIS E EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO

3.1. RESUMO

A qualidade bioquímica de plantas de cobertura utilizadas para incorporar C e N aos solos, em plantio direto, pode influenciar as emissões de óxido nitroso (N_2O). No presente estudo realizou-se uma incubação visando avaliar a magnitude desse impacto e quais os principais parâmetros de qualidade do resíduo que estariam afetando as emissões de N_2O em um Argissolo Vermelho do Sul do Brasil, bem como qual a participação dos processos de nitrificação e desnitrificação nessas emissões. Resíduos de aveia preta (*Avena strigosa* (Schereb)), ervilhaca (*Vigna sativa* (L.)), caupi (*Vigna unguiculata* (L.) (Walp)), guandu (*Cajanus cajan*), lablab (*Lablab purpureus*) e milho (*Zea mays* (L.)) foram incubados por 47 dias, e a participação dos processos de formação de N_2O do solo foi avaliado a partir de tratamentos com 40% e 70% da porosidade preenchida com água (PPA) do solo, assumindo que nessas condições predominem os processos de nitrificação e desnitrificação, respectivamente. As emissões foram, na média dos resíduos, aproximadamente 150 vezes maiores quando sob anaerobiose (70% PPA) do que na condição aeróbia (40% PPA), evidenciando que a desnitrificação foi o principal processo envolvido na emissão de N_2O do solo. Dentre os diferentes resíduos, as maiores emissões ocorreram quando da adição de resíduos de leguminosas, em comparação à adição dos resíduos de gramíneas. As principais variáveis da qualidade do resíduo vegetal que apresentaram uma relação negativa com a emissão de N_2O foram as razões C/N, lignina/N, polifenóis/N e (lignina + polifenóis)/N, indicando que a seleção de leguminosas de cobertura de solo com essas características pode ser uma estratégia para aportar N fixado simbioticamente, com menor impacto nas emissões de N_2O em solos em plantio direto.

Palavras chave: relação C/N, polifenóis, lignina e porosidade preenchida do solo

3.2. INTRODUÇÃO

O óxido nitroso (N_2O) é uma molécula de longa persistência na atmosfera (IPCC, 2006) e associada à depleção da camada de ozônio da estratosfera e com o aumento do efeito estufa (RAVISHANKARA et al., 2009). Esse gás nitrogenado apresenta um poder de aquecimento global (PAG) de aproximadamente 298 vezes maior que o dióxido de carbono (CO_2) (IPCC, 2007). A concentração de N_2O na atmosfera terrestre tem aumentado desde a Revolução Industrial, devido, principalmente, à ação antrópica, com incremento de aproximadamente 25% ao ano (SUN et al., 2013). As principais fontes antropogênicas globais são os solos destinados às atividades agrícolas, com uma contribuição de 60 a 80 % do total de N_2O emitido anualmente (SYAKILA & KROEZE, 2011).

A formação de N_2O é um processo mediado por microrganismos presentes nos solos, sendo a nitrificação, desnitrificação e a desnitrificação nitrificante os principais processos envolvidos (WRAGE et al., 2001; KOLL et al., 2011). A nitrificação é um processo de oxidação do amônio (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-) mediado por microrganismos aeróbicos. A desnitrificação ocorre pela redução gradual do NO_3^- a N_2 , via microrganismos anaeróbicos facultativos. Por fim, a desnitrificação nitrificante é uma via da nitrificação, a oxidação da amônia (NH_3) a nitrito (NO_2^-), seguida da redução do NO_2^- a N_2O e N_2 (WRAGE et al., 2001).

O efeito da incorporação de resíduos na emissão de N_2O tem sido reportado em alguns estudos (LEMKE et al., 1999; BAGGS et al., 2000; HUANG et al., 2004; FRIMPONG & BAGGS, 2010). Esse efeito se deve, principalmente, ao fornecimento de C e N prontamente disponíveis ao solo (ABERA et al., 2012). No entanto, a magnitude de emissão de N_2O é dependente da quantidade e da qualidade dos resíduos adicionados ao solo (AULAKH et al., 2001; MILLAR et al., 2004; GARCIA-RUIZ & BAGGS, 2007). Comumente, resíduos com elevados teores de N, ou seja, baixa relação C/N, induzem uma rápida e expressiva mineralização desse nutriente, e como consequência, maiores emissões de N_2O (HUANG et al., 2004; BAGGS et al., 2001). Entretanto, quando os resíduos apresentam altas concentrações de compostos recalcitrantes, como lignina e polifenóis, o N torna-se menos disponível no solo e a emissão de N_2O pode ser reduzida (HANDAYANTO et al., 1994; BAGGS et al., 2001; MILLAR & BAGGS, 2004; GOMES et al., 2009).

Além da incorporação de resíduos, o efeito da umidade do solo tem sido discutido em alguns estudos como um dos atributos mais sensíveis para regular a emissão de N_2O a partir de áreas de cultivo (HUANG et al., 2007; BALL, et al., 2008), uma vez que sua disponibilidade é fator imprescindível para a atividade dos microrganismos nitrificadores e desnitrificadores. Além disso, a umidade afeta as condições de oxi-redução e a difusão de gases (WEITZ et al., 2001). Em solos mais secos predomina o ambiente aeróbio, enquanto que em solos mais úmidos predomina o anaeróbio, determinando a formação de N_2O via nitrificação ou desnitrificação, respectivamente (LINN & DORAN, 1984). Apesar do N_2O ser formado via nitrificação, desnitrificação nitrificante e desnitrificação, este último tem sido considerado o mais importante quanto às emissões (SANZ-COBENA et al. 2014). O processo de desnitrificação é dependente da disponibilidade de NO_3^- e de ambiente anaeróbio (CARMO et al., 2005). Assim, de acordo com a umidade do solo e do teor das formas de N mineral do solo (NH_4^+ e NO_3^-) predominará com mais intensidade a nitrificação ou a desnitrificação, já que ambos ocorrem simultaneamente no solo (STEVENS et al., 1997).

Em estudos de campo, não é clara a participação dos diferentes processos nas emissões de N_2O , pois não se trata de um ambiente com condições controladas, assim os atributos que determinam a emissão podem interagir entre eles tornando a avaliação complexa (GOMES, et al., 2009; ESCOBAR, 2011; CHAVEZ, 2011). Além disso, deve-se ressaltar o efeito da variabilidade espacial do campo sobre os atributos do solo que pode influenciar as emissões de N_2O do solo, principalmente pela formação de microsítios ao longo do perfil do solo que afetam os processos de nitrificação e desnitrificação.

A identificação de variáveis da qualidade do resíduo que atuam decrescendo a emissão de N_2O do solo pode possibilitar a seleção de espécies de plantas de cobertura a serem utilizadas para aportar C e N aos solos em plantio direto, com um menor impacto nas emissões de N_2O do solo. Com esse objetivo, realizou-se um experimento em laboratório o qual consistiu na incubação de resíduos de diferentes espécies vegetais (cinco plantas de cobertura e milho). O estudo também objetivou avaliar a importância relativa dos processos de nitrificação e desnitrificação nas emissões de N_2O a partir da condução de tratamentos com 40% e 70% da PPA.

3.3. MATERIAL E MÉTODOS

3.3.1. Solo

O presente estudo foi desenvolvido com solo coletado no experimento de longa duração instalado em 1983 na Estação Experimental Agronômica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (EEA/UFRGS), localizada no município de Eldorado do Sul (30° 50' 52" S, 51° 38' 08" W), no estado do Rio Grande do Sul, Sul do Brasil.

O experimento de longa duração conta com diferentes sucessões de culturas em um delineamento experimental de blocos ao acaso com três repetições. O solo é classificado como Argissolo Vermelho Distrófico típico, derivado de granito. Para o presente estudo de incubação, o solo proveniente das parcelas de sistema de sucessão pousio/milho foi coletado na profundidade de 0-10 cm em maio de 2013. O solo foi seco ao ar e passado por peneira de 4,76 mm e os resíduos de plantas mais grosseiros foram retirados manualmente.

O solo foi colocado em bandeja plástica com tampa e pré-incubado por duas semanas em incubadora a 25°C, para reestabelecer a microbiota do solo. No início desse período, a umidade foi reajustada para 40% da porosidade preenchida com água (PPA), que é a relação entre a umidade e densidade do solo com a porosidade total do solo.

3.3.2. Tratamentos e delineamento experimental

Passado o período da pré-incubação, o solo foi separado em potes plásticos, com volume aproximado de $8,8 \times 10^{-5} \text{ m}^3$, para a devida distribuição dos tratamentos. O solo foi compactado no interior desses potes até se obter uma densidade do solo de $1,35 \text{ Mg m}^{-3}$ (densidade do solo aproximada no experimento de campo).

Os tratamentos consistiram em diferentes tipos de resíduos vegetais de culturas tradicionalmente cultivadas no Sul do Brasil, sendo que parte delas compunham o experimento de campo. Os resíduos foram secos em estufa de circulação de ar forçado, a 60°C e moídos em moinho de facas com peneira de 0,2 mm. No presente estudo foram avaliados três resíduos de leguminosas de

cobertura de verão, lablab (*Lablab purpureus*), guandu (*Cajanus cajan*) e caupi (*Vigna unguiculata* (L.) (Walp)), dois resíduos de plantas de cobertura de inverno, sendo uma leguminosa, a ervilhaca (*Vigna sativa* (L.)), e uma gramínea, a aveia preta (*Avena strigosa* (Schereb)), e o resíduo de milho (*Zea mays* (L.)). Além desses tratamentos, conduziu-se um tratamento controle, somente com solo e sem aplicação de resíduos vegetais. Os resíduos foram adicionados ao solo na quantidade equivalente a 3000 kg matéria seca ha⁻¹. Os resíduos de lablab, caupi, ervilhaca e aveia preta foram coletados quando as espécies estavam no estágio de florescimento, o guandu estava em estágio de maturação e o milho em estágio avançado de maturação, próximo da época da colheita.

Os tratamentos com diferentes resíduos vegetais e o tratamento controle foram conduzidos com 40% e 70% da PPA do solo, visando-se avaliar a participação dos processos de nitrificação e desnitrificação nas emissões de N₂O do solo. Os potes plásticos foram colocados dentro de frascos de vidros de 500 mL, juntamente com um frasco menor com água, para manter a umidade. Nas tampas dos frascos de vidro foram acopladas mangueiras plásticas com uma válvula de retenção para coleta dos gases. Os frascos foram incubados por 47 dias em incubadora a 25°C e a umidade foi mantida constante durante todo o período da experimentação.

O delineamento experimental consistiu em um esquema fatorial de 2 x 7, com dois teores de umidade (40 e 70% da PPA do solo) e sete resíduos (aveia preta, milho, ervilhaca, caupi, guandu, lablab e solo sem resíduo), com três repetições.

3.3.3. Caracterização da qualidade dos resíduos vegetais

Os teores de carbono (C) e N totais, celulose, hemicelulose, lignina, e polifenóis dos resíduos vegetais avaliados no estudo foram quantificados. As concentrações de C foram determinadas em Analisador de Carbono (Shimadzu – TOC V), e o conteúdo de N total pela metodologia proposta por Tedesco et al. (1995). O teor de polifenóis totais foi determinado utilizando o reagente Folin-Denis e o padrão de ácido tânico, segundo metodologia de Anderson & Ingram (1996). Os conteúdos de celulose, hemicelulose e lignina foram determinados no Determinador de Fibra da Tecnal TE – 149 no Laboratório de Nutrição Animal do Departamento de Zootecnia da UFRGS. As concentrações dos componentes

bioquímicos, bem como as razões C/N, polifenóis/N, lignina/N e (lignina + polifenóis)/N, são apresentados na Tabela 1.

TABELA 1. Composição bioquímica dos resíduos de plantas de cobertura aplicados no experimento.

Composição Bioquímica	Resíduos Vegetais					
	Aveia	Milho	Guandu	Ervilhaca	Caupi	Lablab
N (%)	0,68 ± 0,01	0,56 ± 0,01	2,58 ± 0,03	2,70 ± 0,04	3,39 ± 0,04	2,11 ± 0,01
C (%)	45,3 ± 1,2	44,6 ± 1,8	49,2 ± 0,2	46,4 ± 0,5	48,3 ± 0,2	46,8 ± 0,8
Polifenóis (%)	6,3 ± 0,3	9,0 ± 0,2	13,4 ± 0,7	9,5 ± 1,6	14,9 ± 0,8	7,8 ± 0,7
Celulose (%)	32,2 ± 0,3	31,6 ± 0,1	33,2 ± 0,1	21,1 ± 0,2	26,1 ± 0,5	23,6 ± 0,1
Hemicelulose (%)	27,6 ± 0,5	27,7 ± 0,3	15,9 ± 0,1	11,5 ± 0,1	16,9 ± 0,1	13,3 ± 0,2
Lignina (%)	6,1 ± 0,1	4,4 ± 0,1	10,5 ± 0,2	5,3 ± 0,1	14,4 ± 0,3	6,0 ± 0,2
C/N	66,4 ± 1,5	79,5 ± 1,2	19,1 ± 0,3	17,2 ± 0,3	14,3 ± 0,2	22,1 ± 0,1
Polifenóis/N	9,0 ± 0,5	15,0 ± 0,3	5,2 ± 0,3	3,5 ± 0,6	4,4 ± 0,2	3,7 ± 0,3
Lignina/N	8,7 ± 0,1	7,3 ± 0,2	4,0 ± 0,5	2,0 ± 0,1	4,2 ± 0,5	2,9 ± 0,3

Os valores apresentados são as médias de 3 repetições. Os valores ± representam o erro padrão da média.

3.3.4. Amostragem e Análise de gases

A amostragem de ar para determinação de N₂O do solo foi determinada num período de 47 dias após a adição dos resíduos vegetais. Ao total foram realizadas 23 avaliações aos 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 16, 19, 22, 26, 29, 34, 40, e 47 dias.

Os frascos foram retirados da BOD e abertos sobre as bancadas por cinco minutos, para aeração do interior dos frascos. Logo depois foram fechados por uma hora e os gases dentro dos frascos coletados com seringas de polipropileno de 20 mL equipadas com válvulas para retenção. O tempo zero (fechamento das tampas) foi coletado a partir de amostras de ar atmosférico do interior do laboratório.

As amostras foram analisadas no Laboratório de Biogeoquímica Ambiental do Departamento de Solos da UFRGS, em equipamento Shimadzu GC 2014 modelo "Greenhouse". O aparelho é equipado com detector de captura de elétrons (ECD) a 325°C e colunas empacotadas em temperatura de 80°C, utilizando o N₂ como gás de arraste a um fluxo de 26 mL min⁻¹, injetor com alça de amostragem direta de 1 mL e temperatura de 250°C, para a detecção das concentrações de N₂O das amostras. Os fluxos de N₂O foram calculados pela equação:

$$F_{N-N_2O} = d_{N_2O}/dt \times 28 \times P \times V/R \times T$$

Onde:

$d[\text{N}_2\text{O}]/dt$ é a mudança na quantidade de gás no interior do frasco no intervalo de uma hora;

V e T são o volume do frasco (L) e temperatura (K) no momento da coleta;

P é a pressão no interior do frasco, assumida como 1 atm;

R é a constante universal dos gases ($0,0821 \text{ L.atm K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$).

A emissão acumulada do período avaliado (47 dias) foi obtida pela integração da área sob a curva, utilizando o programa SigmaPlot v. 11.0 (Systat, San Jose, CA, EUA).

3.3.5. N mineral do Solo

Os teores de NO_3^- e NH_4^+ no solo foram determinados no início e ao final do período de incubação segundo metodologia proposta por Tedesco et al. (1995). Os resultados expressam a variação de N mineral (ΔN) ocorrida durante o período de avaliação da emissão de N_2O , e foram utilizadas como indicativo da magnitude dos processos de imobilização e mineralização líquida ocorridas no período experimental.

3.3.6. Análise Estatística

Devido à estrutura de covariância presente nas variáveis estudadas (fluxos de N_2O e ΔN), as análises de variância foram realizadas usando o “Mixed Procedure” do programa estatístico SAS (SAS Institute Inc., Cary, NC, EUA). Uma vez que houve significância da interação (resíduo x umidade x data para os fluxos; e resíduo x umidade para o ΔN) o efeito dos resíduos vegetais foi avaliado para cada nível de umidade, assim como o efeito de umidade foi analisado em cada nível de resíduo.

Posteriormente os resíduos foram divididos em três grupos, representando o solo, as gramíneas (milho e aveia), e as leguminosas (ervilhaca, caupi, lablab e guandu). As emissões acumuladas médias de N_2O para cada grupo também foram analisadas com o “Mixed Procedure”. Devido à interação significativa entre grupo x umidade, o efeito de grupo foi avaliado para cada nível de umidade.

A relação entre qualidade dos resíduos e emissão acumulada de N_2O foi analisada com um modelo linear generalizado (GLM Procedure) no SAS. As equações de regressão e coeficientes de correlação para cada variável referente

a qualidade dos resíduos e as emissões de N₂O do solo foram obtidos no programa SigmaPlot v. 11.0 (Systat, San Jose, CA, EUA), com o enquadramento das equações de acordo com o tipo de resposta determinada pelo programa SAS.

As diferenças entre as médias dos tratamentos foram avaliadas pelo teste LSD ao nível de 95% ($P < 0,05$).

3.4. RESULTADOS

3.4.1. Emissão de N₂O

Os fluxos diários de N₂O foram dependentes das variáveis independentes umidade (U), resíduo (R), data (D) e da interação U x R x D (Tabela 2).

TABELA 2. Análise de variância para os fluxos de N₂O em experimento de incubação com diferentes umidades, resíduos adicionados e dias de coleta.

Dependente	Variável		Grau de liberdade	Valor f	p valor
	Independente				
Emissão de N ₂ O	Umidade (U)		1	2461,21	< 0,0001
	Resíduo (R)		6	110,16	< 0,0001
	Dias (D)		22	66,54	< 0,0001
	U x R		6	78,74	< 0,0001
	U x D		22	43,23	< 0,0001
	R x D		132	6,96	< 0,0001
	U x R x D		132	6,94	< 0,0001

Os fluxos de N₂O foram maiores logo nos primeiros dias da incubação em ambas as umidades avaliadas (Figura 1). No solo com 40% da PPA, os maiores fluxos foram medidos nos dias 0 (milho), 2 (caupi e guandu), 3 (ervilhaca e aveia) e 5 (lablab e solo) após a adição dos resíduos e as emissões voltaram a valores basais (próximos a zero), a partir do 11º dia. Os maiores fluxos foram medidos no solo incorporado com resíduos de caupi, ervilhaca, guandu, lablab, milho, aveia preta e solo sem resíduos, na ordem (10,07; 7,66; 6,83; 6,19; 4,94; 3,01; 1,31 µg N-N₂O kg solo seco⁻¹ dia⁻¹, respectivamente). No solo com 70% da PPA, os maiores fluxos foram medidos no primeiro dia (solo com resíduos) e no segundo dia (solo sem resíduo) após a adição dos resíduos. Ervilhaca, guandu,

milho, lablab, solo, caupi e aveia preta (5073,7; 4906,8; 3120,49; 2478,77; 1065,43; 962,95; 434,205 $\mu\text{g N-N}_2\text{O kg solo seco}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, respectivamente) tiveram os maiores fluxos medidos durante os 47 dias de incubação, também na ordem apresentada.

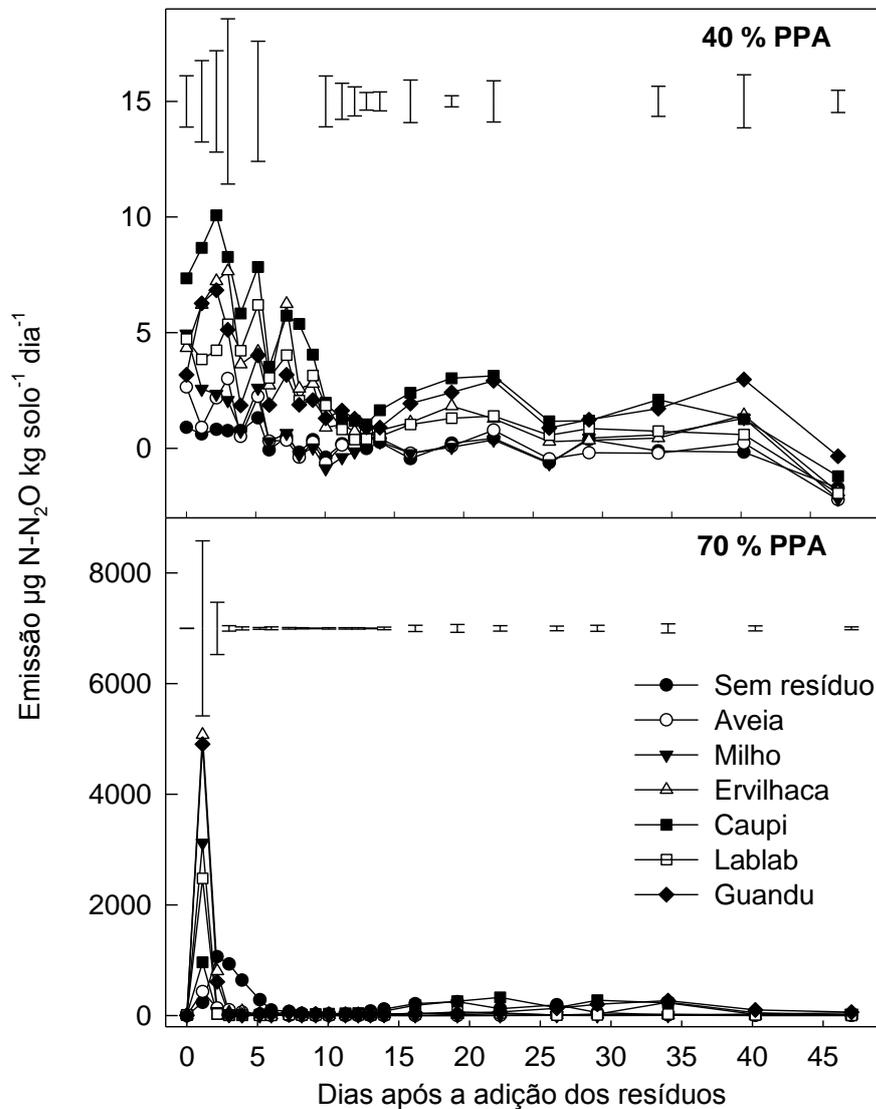


FIGURA 1. Fluxos diários de N_2O ($\mu\text{g N-N}_2\text{O kg solo seco}^{-1}$) após a adição dos resíduos ao solo, com 40 e 70% da PPA. As barras verticais representam a diferença mínima significativa, pelo teste LSD ao nível de 5%. OBS: é importante observar que as escalas do eixo Y das figuras são de diferentes magnitudes.

A emissão acumulada de N_2O foi influenciada pela umidade (U), pelos resíduos (R) e também pela interação da U e do R (Tabela 3). Após os 47 dias de incubação os solos com a umidade de 70% da PPA apresentaram maior emissão acumulada quando comparados aos solos incubados com 40% da PPA (Figura 2). Em média, a diferença entre esses valores foi em torno de 150 vezes superior no solo com 70% da PPA em relação ao solo com 40% da PPA.

TABELA 3. Análise de variância para emissões acumuladas de N₂O em experimento de incubação com diferentes umidades e resíduos adicionados.

Dependente	Variável		Grau de liberdade	Valor f	p valor
	Independente				
Emissão de N ₂ O	Umidade (U)		1	166,61	< 0,0001
	Resíduo (R)		6	5,19	0,0011
	U x R		6	4,96	0,0014

As maiores emissões acumuladas de N₂O no solo com 40 e 70% da PPA foram observadas nos tratamentos caupi, guandu e ervilhaca. Por outro lado, as menores emissões foram observadas no solo sem adição de resíduos e no solo com resíduo de aveia preta no tratamento com 40% da PPA e no solo com aveia preta no tratamento com 70% da PPA (Figura 2).

A emissão acumulada se correlacionou de forma linear ou quadrática com alguns atributos bioquímicos dos resíduos (Tabela 4). A emissão acumulada de N₂O no tratamento 40% da PPA foi positivamente correlacionada com o conteúdo de N total, polifenóis e lignina e negativamente correlacionada com as relações C/N, polifenóis/N, lignina/N e (lignina + polifenóis)/N. No tratamento 70% da PPA também houve correlação positiva entre o conteúdo de N total, polifenóis e lignina e negativa com a relação C/N (Figura 3).

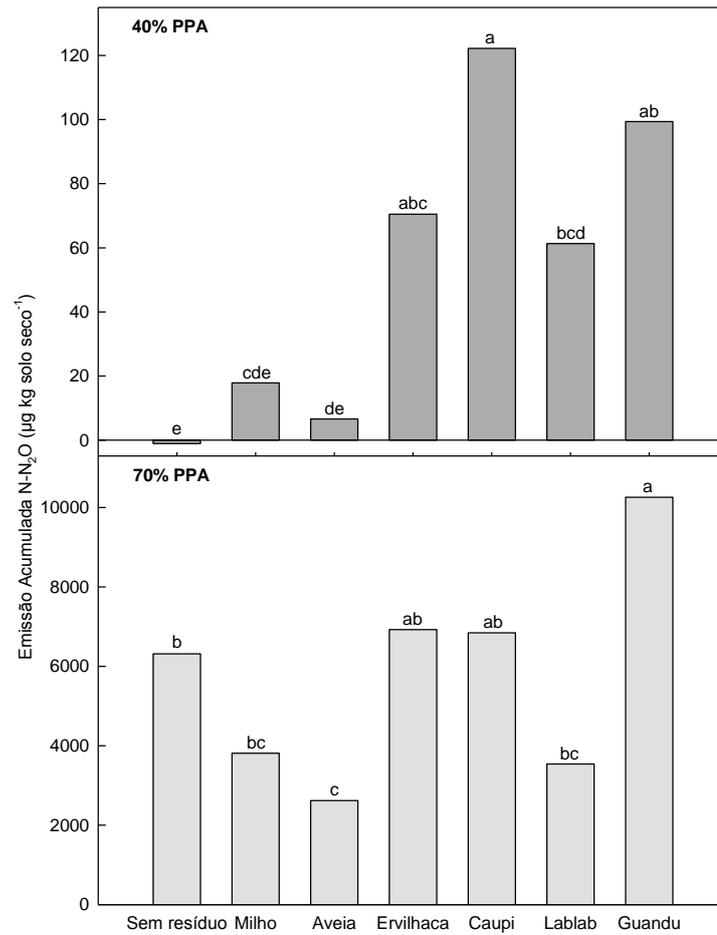


FIGURA 2. Emissão média acumulada (47 dias) de N-N₂O (µg N-N₂O kg solo seco⁻¹). Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si, dentro do mesmo nível de PPA, pelo teste LSD ao nível de 5%.

TABELA 4. Análise de variância para relações entre emissões acumuladas de N₂O e qualidade bioquímica dos resíduos.

Composição bioquímica do resíduo	40% PPA			70% PPA			
	GL	p valor			GL	p valor	
		Linear	Quadrática	Cúbica		Linear	Quadrática
N total	1	0,0001	0,6349		1	0,0135	0,7362
Polifenóis	1	0,0006	0,9430		1	0,0021	0,1992
Lignina	1	0,0023	0,7577		1	0,0402	0,1712
C/N	1	0,0004	0,1099		1	0,0193	0,2586
Polifenóis/N	1	0,0122	0,3481		1	0,1322	0,7221
Lignina/N	1	0,0042	0,0190	0,3746	1	0,0494	0,0990
(Lig+Pol)/N	1	0,0085	0,5850		1	0,0070	0,0800

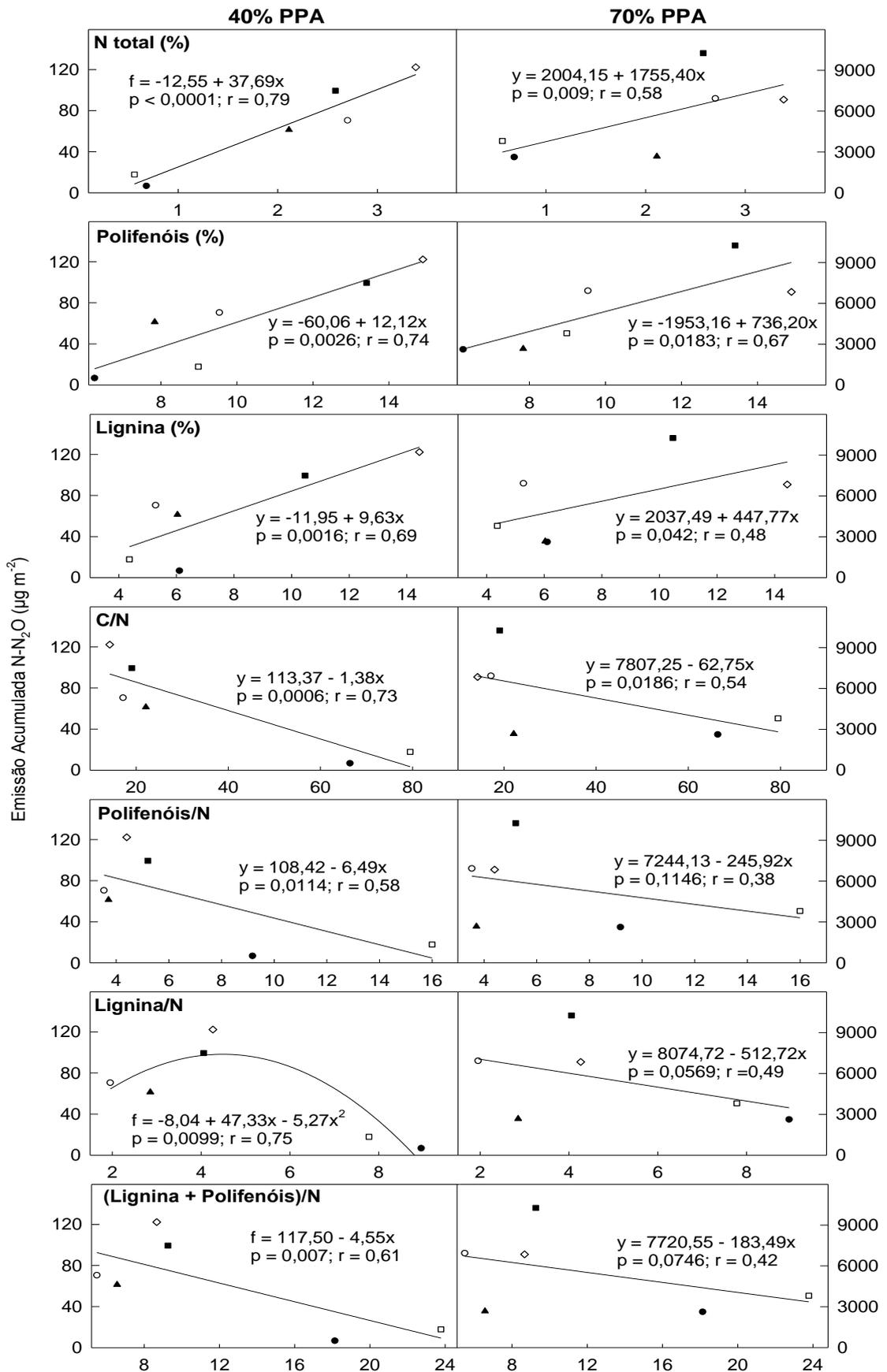


FIGURA 3. Relação entre a emissão acumulada de N₂O e a qualidade bioquímica dos resíduos adicionados ao solo (aveia (●); milho (□); guandu (■); ervilhaca (○); caupi (◇); lablab (▲)).

3.4.2. N mineral do solo

Os teores de NO_3^- e NH_4^+ apresentaram diferença entre as variáveis independentes umidade (U), resíduo (R) e entre a interação U x R (Tabela 5).

TABELA 5. Análise de variância para a variação (Δ) nas concentrações de amônio, nitrato e nitrogênio mineral entre o início e o fim da incubação do solo depois da aplicação de diferentes resíduos.

Variável		Grau de liberdade	Valor f	p valor
Dependente	Independente			
ΔNH_4^+	Umidade (U)	1	9,10	0,0054
	Resíduo (R)	6	35,33	< 0,0001
	U x R	6	24,48	< 0,0001
ΔNO_3^-	Umidade (U)	1	0,11	0,7479
	Resíduo (R)	6	20,33	< 0,0001
	U x R	6	4,65	0,0021
$\Delta\text{N mineral}$	Umidade (U)	1	0,28	0,5993
	Resíduo (R)	6	22,33	< 0,0001
	U x R	6	5,45	0,0008

A maior variação nos teores de N mineral ($\Delta\text{N mineral}$) foi observada nos tratamentos com caupi e as menores, no milho e aveia para o solo com 40% da PPA. No solo com 70% da PPA, as maiores variações foram observadas nos tratamentos com caupi e lablab e a menor no tratamento com milho (Tabela 6).

TABELA 6. Consumo de amônio, nitrato e nitrogênio mineral durante o período de incubação do solo após aplicação de diferentes resíduos.

Tratamento	ΔNH_4^+	ΔNO_3^-	$\Delta\text{N mineral}$
	mg N- NH_4^+ kg solo ⁻¹	mg N- NO_3^- kg solo ⁻¹	mg N-N mineral kg solo ⁻¹
40% da PPA			
Solo sem resíduo	1,5 c	10,5 c	12,0 c
Milho	-1,5 de	-27,1 d	-28,6 d
Aveia	-0,4 d	-24,9 d	-25,3 d
Ervilhaca	-2,2 ef	40,2 b	38,0 b
Caupi	12,5 a	107,4 a	119,9 a
Lablab	5,2 b	39,3 b	44,5 b
Guandu	-3,2 f	43,8 b	40,6 b
70% da PPA			
Solo sem resíduo	0,9 b	35,0 ab	35,8 abc
Milho	0,7 b	-15,8 c	-15,1 d
Aveia	0,1 b	4,2 bc	4,3 bcd
Ervilhaca	-2,1 b	50,6 a	48,6 ab
Caupi	-1,0 b	56,8 a	55,8 a
Lablab	5,7 a	51,3 a	57,0 a
Guandu	-1,2 b	-6,4 bc	-7,6 cd

Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si, dentro das variáveis avaliadas (NH_4^+ , NO_3^- e N mineral) e em cada umidade (40 e 70% da PPA). Δ é a variação nas concentrações de NH_4^+ , NO_3^- e N mineral entre o início e o fim da incubação do solo.

3.5. DISCUSSÃO

3.5.1. Participação dos processos de nitrificação/desnitrificação na produção de N₂O

A emissão de N₂O do solo foi maior no solo com 70% da PPA que a 40%. Isso se justifica por ser a desnitrificação, comparada à nitrificação, em termos absolutos, o processo microbiano que mais incrementa a emissão de N₂O (BATEMAN & BAGGS, 2005). Segundo Abbasi & Adams (2000) e Skiba & Ball (2002), a desnitrificação é predominante quando a umidade está acima de 60% da PPA. Com o aumento da PPA do solo a difusão de oxigênio (O₂) é restrita e aumenta a proporção de espaços anaeróbios no solo (SEXSTONE et al, 1988), favorecendo a desnitrificação. A nitrificação predomina no intervalo de 35 a 60% da PPA (BATEMAN & BAGGS, 2005), como ocorre no tratamento 40% da PPA do solo.

Bateman & Baggs (2005) e Ruser et al. (2006) realizaram experimentos de incubação com diferentes PPA, variando de 25 a 70% e de 40 a 98%, respectivamente. Em ambos os estudos, os autores assumiram que os microsítios do solo foram predominantemente anaeróbios com valores de PPA acima de 70% PPA, e também reportaram que a alta emissão a partir deste tratamento com alta umidade foi via desnitrificação, corroborando com os resultados.

3.5.2. Efeito da adição dos resíduos na emissão de N₂O

Em um primeiro momento as emissões de N₂O aumentaram após a adição dos resíduos e logo depois diminuíram. Esse mesmo comportamento foi verificado em outros estudos com adição de resíduos (ALLUVIONE et al., 2010; MUHAMMAD et al., 2011; WEILER, 2012).

O aumento da emissão de curta duração após a adição de resíduos possivelmente está ligado à criação de microsítios de anaerobiose, devido ao consumo de O₂, resultantes da respiração microbiana (THOMSON et al., 1997; CANNAVO et al., 2003). Além disso, deve-se ressaltar o efeito do aumento da oferta C e do teor de N mineral, pela adição dos resíduos, para a nitrificação e desnitrificação (DE CATANZARO & BEAUCHAMP, 1985; SIMEK et., 2014).

A emissão acumulada de N₂O (47 dias depois da adição dos resíduos) nos solos com 40 e 70% da PPA pode ser explicada pelos processos de

mineralização/imobilização do N, concomitante aos processos de nitrificação ou desnitrificação, respectivamente. Como o solo foi pré-incubado, por duas semanas a 40% da PPA, provavelmente houve produção de NO_3^- pela nitrificação. Com adição de resíduos de baixos teores de N, como as gramíneas, parte do NO_3^- produzido foi imobilizado pelos microrganismos. Como consequência houve diminuição das concentrações de N disponível no solo para nitrificar ou desnitrificar, dependendo da umidade do solo (40 ou 70% da PPA, respectivamente) acarretando em baixas produções de N_2O .

A incorporação de resíduos de leguminosas ao solo determinou maior emissão acumulada de N_2O . Diferentemente das gramíneas, as leguminosas apresentam altos teores de N, o que favoreceu o processo de mineralização deste nutriente, ou seja, houve maior disponibilidade para os processos microbianos de formação de N_2O . Na umidade 70% da PPA, o tratamento lablab apresentou comportamento distinto das outras leguminosas apresentando menor emissão acumulada de N_2O . Provavelmente este comportamento, comparado às outras leguminosas estudadas, foi devido a seu menor teor de N e diferenças na qualidade do resíduo (polifenóis e lignina), que determinam a menor disponibilidade de N (SENEVIRATNE, 2000), causando baixa emissão acumulada de N_2O .

Os fluxos de N_2O foram positivamente correlacionados com o teor de N do resíduo, confirmando a importância desta variável para determinar a disponibilidade de C e N após a adição dos resíduos (BAGGS et al, 2000; MILLAR et al, 2004). Esses resultados também estão de acordo com os de Huang et al. (2004) e Toma & Hatano (2007) que afirmam que resíduos culturais com maior conteúdo de N no tecido vegetal resultam em maior produção de N_2O .

A relação C/N se correlacionou negativamente com as emissões acumuladas de N_2O . Os resultados corroboram as conclusões de Huang et al. (2002; 2004) que também encontraram correlação negativa entre a emissão de N_2O e a relação C/N em cultivo de trigo sazonal em 18 solos de várzea em um experimento a campo (HUANG et al., 2002), e em estudo de incubação com cinco resíduos vegetais com relação C/N variando de 8 a 118 (HUANG et al., 2004).

As leguminosas apresentaram relação C/N média de 18,2, enquanto, nas gramíneas, esse valor foi de 72,9. Resíduos com baixa relação C/N são

decompostos mais facilmente, resultando em maiores emissões de N_2O . Segundo Heal et al. (1997), substratos com relação C/N < 20 decompõem rapidamente e a mineralização dos resíduos é favorecida. Em resíduos com relação C/N entre 25 e 75, a decomposição é lenta e a mineralização é reduzida pelo aumento da imobilização microbiana.

A relação C/N das fontes orgânicas de N tem sido identificada como um bom indicador da sua disponibilidade (AULAKH et al., 2000; TRINSOUTROT et al., 2000). Além disso, deve-se ressaltar que as taxas de decomposição e mineralização do N também podem ser relacionadas à qualidade do resíduo, por exemplo, pelas relações lignina/N, polifenóis/N e (lignina + polifenóis)/N (KUMAR & GOH., 2000).

Os teores de lignina e polifenóis foram positivamente correlacionados com a emissão de N_2O . Ocorre que as leguminosas, que apresentam maiores teores de N, também apresentaram maiores teores de lignina e de polifenóis, causando um confundimento na interpretação do impacto da composição bioquímica nas emissões de N_2O . Entretanto, quando a concentração de lignina e de polifenóis foram expressas por unidade de N, isso permitiu verificar que o aumento da concentração desses compostos nos resíduos vegetais promove um efeito depressivo na emissão de N_2O do solo.

A lignina, apesar de presente em baixas concentrações, em função da sua complexa estrutura, apresenta elevada recalcitrância (REDIN, 2010). Os polifenóis podem se ligar a proteínas das plantas, formando composto N-recalcitrantes relativamente insolúveis, reduzindo a sua disponibilidade para o ataque microbiano, podendo também se ligar a enzimas microbianas do solo diminuindo ou inibindo sua atividade (MOLE & WATERMAN, 1986). Dessa forma, resíduos com altos teores de lignina e polifenóis poderão reduzir a disponibilidade de N para nitrificação e desnitrificação, e conseqüentemente, poderão reduzir as emissões de N_2O (PALM & SANCHEZ, 1991; MILLAR & BAGGS, 2004).

A relação (lignina + polifenóis)/N também foi proposta para a predição da mineralização do N (OGLESBY E FOWNES, 1992; CONSTANTINIDES & FOWNES, 1994). Essa relação foi negativamente correlacionada com as emissões de N_2O . Isso porque nessa relação se somam os efeitos dos compostos mais recalcitrantes, ocasionando a menor disponibilidade de N no

solo. De forma similar ao presente estudo, Baggs et al. (2001; 2006) que também encontraram correlação negativa entre a relação (lignina + polifenóis)/N e N₂O emitido após a adição de resíduos. Assim, esta combinação de variáveis pode ser importante para a previsão das emissões de N₂O em condições ambientais controladas.

Nesse contexto, a adição de resíduos de alta qualidade, baixa relação C/N, lignina/N e polifenóis/N (BAGGS et al., 2001; GOMES et al., 2009) ao solo estimula a atividade microbiana e pode aumentar a emissão de N₂O. Devido à rápida mineralização de N dos resíduos deverá haver incremento das concentrações de N mineral no solo e conseqüentemente maior produção de N₂O.

3.5.3. N mineral do solo

A adição de leguminosas aumentaram os valores de ΔN mineral do solo em comparação à adição de gramíneas. Esse fato foi reflexo do processo de mineralização/imobilização de N. Em sistemas de produção com baixa entrada de N, as principais fontes de sua produção são pela mineralização microbiana de resíduos vegetais e da matéria orgânica do solo (MOS). A aplicação de resíduos com elevada relação C/N resulta em imobilização líquida imediata de N, enquanto a aplicação de resíduos com baixa relação C/N resulta em mineralização líquida (ABERA et al., 2012).

Em ambas as PPA avaliadas as concentrações de N mineral do solo exibiram tendências similares. Em acordo com o proposto por Abera et al. (2012), os tratamentos com resíduos de gramíneas, com elevada relação C/N, apresentaram redução dos teores de N mineral no solo (ΔN negativo), resultado da imobilização de N pelos microrganismos. Nos tratamentos com resíduos de leguminosas (baixa relação C/N), houve aumento nos teores de N mineral, uma vez que leguminosas apresentam teores elevados de N. Dessa forma, houve nesses tratamentos mineralização, ocasionando aumentos na concentração de N mineral do solo. Exceção ocorreu no tratamento com guandu a 70% de PPA, o qual apresentou um menor teor de N mineral ao final do experimento em relação ao teor inicial. O solo sem resíduos apresentou ΔN mineral positivo, o que representa a mineralização basal, ou seja, a mineralização da MOS.

3.6. CONCLUSÕES

O tipo de resíduo vegetal influencia as emissões de N_2O do solo, ocorrendo as maiores emissões quando da adição de resíduos de leguminosas, em comparação à adição de resíduos de gramíneas ou sem adição de resíduos. Entretanto, a emissão de N_2O decresce linearmente com a diminuição dos teores de N do resíduo e com o aumento das relações C/N, lignina/N e polifenóis/N. No caso específico de leguminosas de cobertura de solo, as relações lignina/N, polifenóis/N e (lignina+polifenóis)/N podem representar critérios promissores na seleção de espécies visando aportar C e N com um menor impacto nas emissões de N_2O em solos em plantio direto. A desnitrificação é o principal processo envolvido na emissão de N_2O do solo, cuja magnitude, em condições similares de disponibilidade de N mineral no solo, extrapola em mais de 150 vezes a emissão de N_2O proveniente da nitrificação.

4. DISCUSSÃO GERAL

Os resultados obtidos nos capítulos I e II permitiram inferir que os processos de mineralização/imobilização de N dos resíduos estão intimamente ligados com as emissões de N₂O do solo. Além disso, mostraram o efeito do uso de sistemas de sucessão de coberturas do solo, no campo, em sucessão (capítulo I) e de forma isolada, em condições controladas (capítulo II), nas emissões de N₂O do solo.

No capítulo II o solo com 70% da PPA apresentou as maiores emissões de N₂O, evidenciando que a desnitrificação foi o principal processo envolvido na produção desse gás. No capítulo I esse efeito não foi tão evidente, visto que mesmo em condições de alta PPA a emissão foi baixa, apesar de que no período da primavera/verão houve relação entre as emissões e o teor de NO₃⁻ e a PPA, o que comprova a predominância do processo de desnitrificação nesse período.

As maiores emissões ocorreram quando da utilização de espécies leguminosas como plantas de cobertura, comparado ao uso das gramíneas ou pousio. Isso porque a adição de resíduos com baixa relação C/N resulta em mineralização líquida, ou seja, vai haver maior disponibilidade de N no solo, que pode ser liberado na forma de N₂O, dependendo das condições que o solo se encontra. No capítulo II, isso ficou evidente, já que, com a adição de leguminosas, houve aumento nos valores do ΔN mineral do solo. No capítulo I esse efeito também foi comprovado no período da primavera/verão, onde as maiores emissões ocorreram nos tratamentos com maiores teores de N mineral no solo, que correspondem as sucessões com leguminosas (A+E/M+C e A+E/M).

Além da relação C/N, outros atributos bioquímicos se mostraram promissores na seleção de espécies para uso em cobertura, tais como as relações lignina/N, polifenóis/N e (lignina+polifenóis)/N. Apesar dessas análises não terem sido feitas no capítulo I, os resultados do capítulo II mostram que a adição de resíduos de alta qualidade, baixa relação C/N, lignina/N, polifenóis/N e (lignina+polifenóis)/N ao solo estimula a atividade microbiana e pode aumentar a emissão de N₂O.

Dessa forma, para que a prática de cobertura do solo em sistema de plantio direto atenda os objetivos de proteção do solo, acúmulo de C, ciclagem

de nutrientes e o aproveitamento de nutrientes pela cultura em sucessão é necessário o conhecimento sobre a cobertura que será cultivada, especialmente suas características bioquímicas. Além disso, os sistemas com sucessão de culturas (A+E/M e A+E/M+C) mostraram-se capazes de mitigar os gases de efeito estufa (GEE), uma vez que apresentaram valores negativos de potencial de aquecimento global (PAG) parcial. Uma forma de se controlar as emissões de N_2O provenientes de solos com adição de resíduos poderia ser pelo sincronismo entre mineralização do N e sua disponibilidade no solo e absorção pelas plantas.

5. CONCLUSÕES GERAIS

Nesse estudo, foi possível concluir que o tipo de resíduo vegetal influencia as emissões de N_2O do solo. Sistemas de culturas que contenham espécies de alta qualidade bioquímica, como as leguminosas, aumentam a emissão de N_2O . No entanto, por apresentarem altas taxas de acúmulo de carbono, esses sistemas apresentam menores valores de PAG parcial, em comparação com o sistema P/M. Não apenas o resíduo, mas também atributos climáticos (temperatura, precipitação) e do solo (teor de N mineral, umidade, temperatura) afetam as emissões de N_2O . Assim, a seleção de espécies para cobertura do solo pode contribuir para a redução dessas emissões, devendo-se priorizar o uso de espécies com capacidade de aportar C e N ao solo, a fim de melhorar os efeitos do plantio direto e uso de plantas de cobertura.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBASI, M. K.; ADAMS, W. A. Gaseous N emission during simultaneous nitrification–denitrification associated with mineral N fertilization to a grassland soil under field conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 32, n. 8-9, p. 1251-1259, 2000.
- ABERA, G.; WOLDE-MESKEL, E.; BAKKEN, L.R. Carbon and nitrogen mineralization dynamics in different soils of the tropics amended with legume residues and contrasting soil moisture contents. **Biology and Fertility of Soils**, Heidelberg v. 48, n. 1, p. 51–66, 2012.
- AITA, C. Dinâmica do nitrogênio no solo durante a decomposição de plantas de cobertura: efeito sobre a disponibilidade de nitrogênio para cultura em sucessão. In: FRIES, M. R. **Atualização em recomendação de adubação e calagem, ênfase em plantio direto**. Santa Maria: Núcleo regional Sul-RBCS, p. 76-109, 1997.
- ALLUVIONE, F. et al. Nitrous oxide and carbon dioxide emissions following green manure and compost fertilization in corn. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 74, n. 2, p. 384-395, 2010.
- AMADO, T. J. C. **Disponibilidade de nitrogênio para o milho em sistemas de cultura e preparo do solo**. 1997. 201 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1997.
- AMADO, T. J. C. et al. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 1, p. 189-197, 2001.
- AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; FERNANDES, S. B. Nitrogen availability as affected by ten years of cover crops and tillage systems in Southern Brazil. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 53, n. 3, p. 268-272, 1998.
- ANDERSON, J. N.; INGRAM, J. S. I. Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods. Wallingford: CAB International, 1996. 171 p.
- AULAKH, M. S. et al. Denitrification, N₂O and CO₂ fluxes in rice-wheat cropping system as affected by crop residues, fertilizer N and legume green manure. **Biology and Fertility Soils**, Heidelberg, v. 34, n. 6, p. 375-389, 2001.
- AULAKH, M. S. et al. Yields and Nitrogen Dynamics in a Rice–Wheat System Using Green Manure and Inorganic Fertilizer. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 64, n. 5, p. 1867-1876, 2000.
- BAGGS, E.; PHILIPPOT, L. Microbial terrestrial pathways to nitrous oxide . In: SMITH, K. A. (Ed.). **Nitrous oxide and climate change**. Londres: Earthscan, 2010, p. 4-35.

BAGGS, E. M. et al. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertilizer under zero and conventional tillage. **Plant and Soil**, The Hague, v. 254, n. 2, p. 361-370, 2003.

BAGGS, E. M.; CHEBII, J.; NDUFA, J. K. A short-term investigation of trace gas emissions following tillage and no-tillage of agroforestry residues in western Kenya. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 90, n. 1-2, p. 69-76, 2006.

BAGGS, E. M. et al. Effect of residue quality on N₂O emissions from tropical soils. In: REES, R.M. et al. (Ed.). **Sustainable Management of Soil Organic Matter**. Wallingford: CAB International, p. 120-125, 2001.

BAGGS, E. M. et al. Nitrous oxide from soils after incorporating crop residues. **Soil Use and management**, Oxford, v. 16, n. 2, p. 82-87, 2000.

BALL, B. C.; CRICHTON, I.; HORGAN, G. W. Dynamics of upward and downward N₂O and CO₂ fluxes in ploughed or no-tilled soils in relation to water-filled pore space, compaction and crop presence. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 101, n. 1-2, p. 20-30, 2008.

BATEMAN, E. J.; BAGGS, E. M. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology Fertility Soils**, Elmsford, v. 41, n. 6, p. 379-388, 2005.

BAYER, C. **Dinâmica e qualidade da matéria orgânica em sistemas de manejo de solos**. 1996. 241 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1996.

BAYER, C. et al. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 54, n. 1-2, p. 101-109, 2000.

BEAUCHAMP, E. G. Nitrous oxide from agricultural soils. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 77, n. 2, p. 113-123, 1997.

CANNAVO, P.; RICHAUME, A.; LAFOLIE, F. Fate of nitrogen and carbon in the vadose zone: in situ and laboratory measurements of seasonal variations in aerobic respiratory and denitrifying activities. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 36, n. 3, p. 463-478, 2003.

CARMO, J. B. et al. Disponibilidade de nitrogênio e fluxos de N₂O a partir de solo sob pastagem após aplicação de herbicida. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 735-746, 2005.

CERRI, C.; CERRI, C. E. Agricultura e aquecimento global. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 40-44, 2007.

CHAPUIS-LARDY, L. et al. Soils, a sink for N₂O? A review. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, n. 1, p. 1-17, 2007.

CHAVEZ, L. F. **Balanço da emissão de gases de efeito estufa em Argissolo Vermelho sob sistemas de cultura em plantio direto**. 2011. 120 f. Tese

(Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

CONSTANTINIDES, M.; FOWNES, J. H. Nitrogen mineralization from leaves and litter of tropical plants: Relationship to nitrogen, lignin and soluble polyphenol concentrations. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 26, n. 1, p. 49-55, 1994.

DE CATANZARO, J. B.; BEAUCHAMP, E. G. The effect of some carbon substrates on denitrification rates and carbon utilization in soil. **Biology and Fertility Soils**, Heidelberg, v. 1, n. 4, p. 183-187, 1985.

DIECKOW, J. et al. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilization. **Plant and Soil**, The Hague, v. 268, n. 1-2, p. 319-328, 2005.

DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. Impact of different forms of N fertilizer on N₂O emissions from intensive grassland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 67, n. 1, p. 37-46, 2003.

EGGLESTON, H. S. (Ed.). **Guidelines for National Greenhouse gas Inventories**, v. 4, Agriculture, Forestry and Other Land Use. Hayama: IPPC/National Greenhouse Gas Inventories Programme, 2006.

ELDER, J. W.; LAL, R. Tillage effects on gaseous emissions from an intensively farmed organic soil in North Central Ohio. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 98, n. 1, p. 45-55, 2008.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solo, 1997. 212 p.

ESCOBAR, L. F. **Mitigação das emissões de gases de efeito estufa por sistemas conservacionistas de manejo de solo**. 2010. 118 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

FRIMPONG, K. A.; BAGGS, E. M. Do combined applications of crop residues and inorganic fertilizer lower emissions of N₂O from soil? **Soil Use and Management**, Oxford, v. 26, n. 4, p. 412-424, 2010.

GARCIA-RUIZ, R.; BAGGS, E. M. N₂O emission from soil following combined application of fertilizer-N and ground weed residues. **Plant and Soil**, The Hague, v. 299, n. 1-2, p. 263-274, 2007.

GOMES, J. **Emissão de gases do efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo**. 2006. 126 f. Tese (Doutorado) – Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

GOMES, J. et al. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 106, n. 1, p. 36–44, 2009.

HANDAYANTO, E.; CADISCH, G.; GILLER, K. E. Nitrogen release from prunings of legume hedgerow trees in relation to quality of the prunings and incubation method. **Plant and Soil**, The Hague, v. 160, n. 2, p. 237-248, 1994.

HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M.; SWIFT, M. J. Plant Litter Quality and Decomposition: An historical overview. In: CADISH, G.; GILLER, K. E. (Ed.) **Driven by Nature: plant litter quality and decomposition**. Wallingford : CAB International, 1997. p. 3-30.

HEINRICHS, R. et al. Cultivo consorciado de aveia e ervilhaca: relação C/N da fitomassa e produtividade do milho em sucessão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 2, p. 331-340, 2001.

HUANG, S.; PANT, H. K.; LU, J. Effects of water regimes on nitrous oxide emission from soils. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 31, n. 1, p. 9-15, 2007.

HUANG, Y. et al. Nitrous oxide emissions from the wheat-growing season in eighteen Chinese paddy soils: an outdoor pot experiment. **Biology and Fertility Soils**, Heidelberg, v. 36, n. 6, p. 411-417, 2002.

HUANG, Y. et al. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 36, n. 6, p. 973-981, 2004.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2007: the physical sciences basis**. Cambridge, UK: Cambridge Univ. Press, 2007.

JANTALIA, C. P. et al. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht , v. 82, n. 2, p. 161-173, 2008.

KHALIL, M. I.; BAGGS, E. M. CH₄ oxidation and N₂O emissions at varied soil water-filled pore spaces and headspace CH₄ concentrations. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 37, n. 10, p. 1785-1794, 2005.

KOLL, D. M. et al. Nitrifier denitrification as a distinct and significant source of nitrous oxide from soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 43, n. 1, p. 174-178, 2011.

KUMAR, K.; GOH, K. M. Biological nitrogen fixation, accumulation of soil nitrogen and nitrogen balance for white clover (*Trifolium repens* L.) and field pea (*Pisum sativum* L.) grown for seed. **Field crop research**, Amsterdam, v. 68, n. 1, p. 49-59, 2000.

LAL, R.; KIMBLE, J.; STEWART, B. A. Word soils as a source or sink for radiatively-active gases. In: LAL, R. et al. (Ed.). **Soil Management and Greenhouse Effect: advances in soil science**. Boca Raton: CRC Lewis Publishers. p. 1-7, 1995.

LEMKE, R. L. et al. Tillage and N source influence soil-emitted nitrous oxide in the Alberta Parkland region. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 79, n. 1, p. 15-24, 1999.

LINN, D. M.; DORAN, J. W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 48, n. 6, p. 1267-1272, 1984.

MEYER-AURICH, A. et al. Cost efficient rotation and tillage options to sequester carbon and mitigate GHG emissions from agriculture in Eastern Canada. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 117, n. 2-3, p. 119-127, 2006.

MILLAR, N.; BAGGS, E. M. Chemical composition, or quality, of agroforestry residues influences N₂O emissions after their addition to soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 36, n. 6, p. 935-943, 2004.

MILLAR, N. et al. Nitrous oxide emissions following incorporation of improved-fallow residues in the humid tropics. **Global Biogeochemical Cycles**, London, v. 18, n. 1, p. 1032-1041, 2004.

MOLE, S.; WATERMAN, P. G. Tannic acid and proteolytic enzymes. Enzyme inhibition or substrate deprivation? **Phytochemistry**, New York, v. 26, n. 1, p. 99-102, 1986.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2. ed. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729 p.

MOSIER, A. R. et al. Net global warming potential and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in Northeastern Colorado. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, n. 4, p. 1584-1598, 2006.

MUHAMMAD, W. et al. Crop residues and fertilizer nitrogen influence residue decomposition and nitrous oxide emission from a Vertisol. **Biology and Fertility of Soils**, Heidelberg, v. 47, n. 1, p. 15-23, 2011.

NEILL, C. et al. Rates and controls of nitrous oxide and nitric oxide emissions following conversion of forest to pasture in Rondônia. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 71, n. 1, p. 1-15, 2005.

OGLESBY, K. A.; FOWNES, J. H. Effects of chemical composition on nitrogen mineralization from green manures of seven tropical leguminous trees. **Plant and Soil**, The Hague, v. 143, n. 1, p. 127-132, 1992.

PALM, C. A.; ROWLAND, A. P. A minimum dataset for characterization of plant for decomposition. In: CADISCHG.; GILLER, K.E. (Ed.) **Driven by nature: plant litter quality and decomposition**. Wallingford: CAB International, 1997. p. 379-392

PALM, C. A.; SASCHEZ, P. A. Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 23, n. 1, p. 83-88, 1991.

PETERSEN, S. O. et al. Tillage effects on N₂O emissions as influenced by a winter cover crop. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 43, n. 7, p. 1509-1517, 2011.

RAVISHANKARA, A. R.; DANIEL, J. S.; PORTMANN, R. W. Nitrous oxide (N₂O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. **Science**, Washington, v. 326, n. 5949, p. 123-125, 2009.

REDIN, M. **Composição bioquímica e decomposição da parte aérea e raízes de culturas comerciais e de plantas de cobertura de solo**. 2010. 142 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

REEVES, D. W. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 43, n. 1-2, p. 131-167, 1997.

ROCHETTE, P. et al. Emissions of N₂O from alfalfa and soybean crops in Eastern Canada. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 68, n. 2, p. 493-506, 2004.

RUSER, R. et al. Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 38, n. 2, p. 263–274, 2006.

SAINJU, U. M. et al. Carbon supply and storage in tilled and non-tilled soils as influenced by cover crops and nitrogen fertilization. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, n. 4, p. 1507-1517, 2006.

SANZ-COBENA, A. et al. Do cover crops enhance N₂O, CO₂ or CH₄ emissions from soil in Mediterranean arable systems? **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 466, p.164–174, 2014.

SENBAYRAM, M. et al. N₂O emission and the N₂O/(N₂O + N₂) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrates concentrations. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 147, p. 4-12, 2012.

SENEVIRATNE, G. Litter quality and nitrogen release in tropical agriculture: a synthesis. **Biology and Fertility of Soils**, Heidelberg, v. 31, n. 1, p. 60-64, 2000.

SEXSTONE, A. J.; PARKIN, T. B.; TIEDJE, J. M. Denitrification response to soil wetting in aggregated and unaggregated soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 20, n. 5, p. 767–769, 1988.

SEY, B. K. et al. Carbon dioxide and nitrous oxide content in soils under corn and soybean. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 72, n. 4, p. 931-938, 2008.

SIMEK, M.; HYNST, J.; SIMEK, P. Emissions of CH₄, CO₂, and N₂O from soil at a cattle overwintering area as affected by available C and N. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.75, p. 52– 62, 2014.

SIX, J. et al. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, n. 2, p. 155-160, 2004.

SKIBA, U.; BALL, B. The effect of soil texture and soil drainage on emissions of nitric oxide and nitrous oxide. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 18, n. 1, p. 56-60, 2002.

SNYDER, C. S. et al. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effect. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 133, n. 3-4, p. 247-266, 2009.

STEVENS, R. J. et al. Measuring the contributions of nitrification and denitrification to the flux of nitrous oxide from soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 29, n. 2, p. 139-151, 1997.

SUN, S.; CHENG, X.; SUN, D. Emission of N₂O from a full-scale sequencing batch reactor wastewater treatment plant: Characteristics and influencing factors. **International Biodeterioration & Biodegradation**, Barking, v. 85, p. 545-549, 2013.

SYAKILA, A.; KROEZE, C. The global nitrous oxide budget revisited. **Greenhouse Gas Measurement & Management**, Boca Raton, v. 1, n. 1, p. 17-26, 2011.

TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, planta e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre : Departamento de Solos/UFRGS, 1995. (**Boletim Técnico n. 5**)

THOMSON, P. E. et al. Automated soil monolith-flux chamber system for the study of trace gas fluxes. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 61, n. 5, p. 1323-1330, 1997.

TOMA, Y.; HATANO, R. Effect of crop residue C:N ratio on N₂O emissions from Gray Lowland Soil in Mikasa, Hokkaido, Japan. **Soil Science and Plant Nutrition**, Nishigara, v. 53, n. 2, p. 198-205, 2007.

TRINSOUTROT, I. et al. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 64, n. 3, p. 918-926, 2000.

VELTHOF, G. L.; KUIKMAN, P. J.; OENEMA, O. Nitrous oxide emissions from soils amended with crop residues. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 62, n. 3, p. 249-261, 2002.

VIEIRA, F. C. B. et al. Building up organic matter in a subtropical paleudult under legume cover-crop-based rotations. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 73, n. 5, p. 1699-1706, 2009.

WANG, Q.; LI, Y.; ALVA, A. Cropping systems to improve carbon sequestration for mitigation of climate change. **Journal of Environmental Protection**, Irvine, v. 1, n. 3, p. 207-215, 2010.

WEBER, M. A.; MIELNICZUK, J. Estoque e disponibilidade de nitrogênio no solo em experimento de longa duração. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 2, p. 429-437, 2009.

WEBSTER, E. A.; HOPKINS, D. W. Contributions from different microbial process to N₂O emission from soil under different moisture regimes. **Biology Fertility Soils**, Heidelberg, v. 22, n. 4, p. 331-335, 1996.

WEILER, D. A. **Decomposição de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo e emissões de óxido nitroso**. 2012. 72 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

WEITZ, A. M. et al. N₂O emissions from humid tropical agricultural soils: effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 33, n. 7-8, p. 1077-1093, 2001.

WRAGE, N. et al. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 33, n. 12-13, p. 1723-1732, 2001.

ZANATTA, J. A. **Emissão de óxido nitroso afetada por sistemas de manejo do solo e fontes de nitrogênio**. 2009. 93 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.