

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE CIÊNCIA RURAIS  
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS CULTURAIS DE  
PLANTAS DE COBERTURA DE SOLO E EMISSÕES  
DE ÓXIDO NITROSO**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**Douglas Adams Weiler**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2012**

**PPGCS/UFSM, RS**

**WEILLER, Douglas Adams**

**Mestre 2012**

**DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS CULTURAIS DE PLANTAS  
DE COBERTURA DE SOLO E EMISSÕES DE ÓXIDO  
NITROSO**

**Douglas Adams Weiler**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração Biodinâmica e Manejo do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de  
**Mestre em Ciência do Solo.**

**Orientador:Dr. Sandro José Giacomini**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2012**

**Universidade Federal de Santa Maria**  
**Centro de Ciências Rurais**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,  
aprova a Dissertação de Mestrado

**DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS CULTURAIS DE PLANTAS DE  
COBERTURA DE SOLO E EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO**

elaborada por  
**Douglas Adams Weiler**

Como requisito parcial para a obtenção do grau de  
**Mestre em Ciência do Solo**

**COMISSÃO EXAMINADORA**

**Sandro José Giacomini, Dr.**  
(Presidente/Orientador)

**Celso Aita, Dr. (UFSM)**

**Cimélio Bayer, Dr. (UFRGS)**

Santa Maria, 28 de fevereiro de 2012.

## **Epígrafe**

*Se você está planejando por um ano, cultive arroz; Se você está planejando por 20 anos, cultive árvores; Se você está planejando séculos, cultive homens.*

Provérbio Chinês

*Não declares que as estrelas estão mortas só porque o céu está nublado.*

Provérbio árabe

*O bambu que se curva é mais forte que o carvalho que resiste.*

Provérbio Japonês

## AGRADECIMENTOS

À minha mãe, que sempre batalhou muito e abdicou de seus desejos em prol da educação de seus filhos.

À toda minha família, pelo incentivo, apoio afetivo, financeiro e logístico.

Ao povo brasileiro, que financia a universidade pública, os projetos de pesquisa e as bolsas de graduação e pós-graduação.

Aos professores Sandro Giacomini e Celso Aita pelos ensinamentos, incentivo, amizade, críticas e oportunidades.

Ao professor Cimélio Bayer, pela disponibilidade em participar da banca examinadora e pelas sugestões na finalização deste trabalho.

À minha querida Janquieli, por todo amor, carinho, compreensão e incentivo que recebi durante os últimos anos, que me manteve firme em todas as etapas da realização deste trabalho.

Aos bolsistas de iniciação científica do laboratório de Microbiologia do Solo e Ambiente, Aílson, Alex, Bruno, Getúlio, Giordani, Guilherme, Isaias, José, Leonardo, Luana, Maurício, Pedro, Raquel, Ricardo, Vaner, Willian, entre outros, que participaram da condução dos experimentos. Vocês foram imprescindíveis para a realização deste trabalho.

À Eduardo Lorensi, sempre disposto a auxiliar no que fosse preciso.

Aos professores do Departamento de Solos da UFSM pelos ensinamentos, discussões, críticas e amizade.

Aos funcionários do Departamento de Solos e Coordenação do PPGCS, Héverton, Rose e Vargas.

Aos colegas da pós graduação Alexandre, Cláudia, Daniel, Davi, Ezequiel, Jackson, Manoeli, Matheus, Mariângela, Rafael, Rogério, Stefen e Vagner, pelo convívio, auxílio, momentos de discussão e descontração.

Aos moradores do 302, Alessandro Samuel Rosa e Diego Adams Weiler. Foi um prazer morar com os senhores!

Aos amigos Daiane Dias, Daiane Pinheiro, Diego Giacomini, Fabiano Damasceno, Gabriel Santos, Genuir Denega, Juliano Olivo, Maurício Bigolin, Mike Torres, Thiago Castro e Rodrigo Rodrigues, que também fazem parte desta conquista.

*A todos que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho,*

*meu muito obrigado de coração!*

## RESUMO

Dissertação de Mestrado  
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo  
Universidade Federal de Santa Maria

### DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS CULTURAIS DE PLANTAS DE COBERTURA DE SOLO E EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO

AUTOR: DOUGLAS ADAMS WEILER  
ORIENTADOR: SANDRO JOSÉ GIACOMINI  
Data e local da defesa: Santa Maria, 28 de fevereiro de 2012.

A inclusão de plantas de cobertura de verão (PCVs) em sistema plantio direto é uma alternativa interessante para promover a adição de elevadas quantidades de fitomassa e nitrogênio (N) ao solo. A dinâmica do C e do N durante a decomposição dos resíduos culturais das PCVs após o manejo pode controlar os fluxos de óxido nitroso ( $N_2O$ ) para a atmosfera. O presente estudo teve como objetivo quantificar a decomposição e liberação de N dos resíduos culturais (parte aérea e raízes) e a produção de  $N_2O$  após o manejo das PCVs, de modo a selecionar espécies que combinem alto aporte de fitomassa e N ao solo com baixas emissões de  $N_2O$ . O estudo foi realizado no período de abril a setembro de 2010 e 2011, em um Argissolo Vermelho Distrófico arênico, na região Central do Rio Grande do Sul. As PCVs avaliadas foram: mucuna-preta (*Mucuna aterrima*); milheto (*Pennisetum americanum*); guandu-anão (*Cajanus cajan*); crotalária juncea (*Crotalaria juncea*); crotalária spectabilis (*Crotalaria spectabilis*) e feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*). Além desses, foram avaliados dois tratamentos que permaneceram em pousio. A cultura de inverno semeada em sucessão às PCVs e aos pousis em 2010 foi a aveia branca (*Avena sativa*) e em 2011a aveia preta (*Avena strigosa*). Apenas a aveia semeada em um dos tratamentos em pousio recebeu adubação nitrogenada. Nos dois anos a decomposição e a liberação de N dos resíduos culturais das PCVs foram avaliadas usando a metodologia dos sacos de decomposição e os fluxos de  $N_2O$  através do método da câmara estática. A dinâmica de liberação do C e do N seguiu um mesmo padrão tanto para a parte aérea quanto para as raízes das PCVs, sendo observada a maior liberação desses elementos nos primeiros 30 dias após o manejo das espécies e nos resíduos culturais da parte aérea. Aos 140 dias, após o manejo, os menores valores de C e N remanescente nos resíduos culturais (parte aérea e raízes) foram observados no feijão-de-porco, enquanto que os maiores valores verificados no milheto. No mesmo período, as raízes apresentaram maiores valores de C e N remanescente, indicando que estas podem contribuir relativamente mais significativamente para acúmulo de C e N no solo. Os maiores fluxos de  $N_2O$  ocorreram nos primeiros 40 dias após o manejo, seguidos da ocorrência de precipitações pluviométricas. A disponibilidade de C parece controlar os fluxos de  $N_2O$  para a atmosfera, servindo diretamente como fonte de energia para bactérias desnitrificadoras ou indiretamente na redução do  $O_2$  disponível. As maiores emissões cumulativas foram observadas durante a decomposição dos resíduos culturais da crotalária spectabilis. A perda de nitrogênio na forma de  $N_2O$  não foi proporcional a adição de N, atingindo 0,80% do N adicionado pelas PCVs. Entre as leguminosas, a crotalária juncea apresentou os menores valores (90 e 176) para a relação  $g\ N-N_2O\ Mg^{-1}$  de fitomassa adicionada e foi a espécie que melhor combina adição de C e N ao solo com baixas emissões de  $N_2O$ .

Palavras Chave: efeito estufa, desnitrificação, composição bioquímica, mineralização

## **ABSTRACT**

Master Dissertation  
Graduate Program in Soil Science  
Federal University of Santa Maria

### **COVER CROPS RESIDUES DECOMPOSITION AND NITROUS OXIDE EMISSIONS**

**AUTHOR: DOUGLAS ADAMS WEILER**

**ADVISOR: SANDRO JOSÉ GIACOMINI**

**Date: Santa Maria, 2012-02-28.**

The inclusion of summer cover crops (SCC) in the no-till system is an interesting alternative to promote the addition of elevated quantities of plant biomass and nitrogen (N) to the soil. The C and N dynamics during the SCC residue decomposition can control the nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) fluxes to the atmosphere. This study was carried out to quantify the SCC residue (shoot and root) decomposition, N release and N<sub>2</sub>O production after the SCC management, in order to select species that combine high biomass and N addition to the soil with low N<sub>2</sub>O emissions. The study was conducted in 2010 and 2011 from April to September, on a Typic Hapludalf, in the central region of the Rio Grande do Sul state. The SCC used in the experiment were: velvet bean (*Mucuna aterrima*); pearl millet (*Pennisetum americanum*); pigeon pea (*Cajanus cajan*); sunn hemp (*Crotalaria juncea*); crotalaria (*Crotalaria spectabilis*) and jack bean (*Canavalia ensiformis*). In addition, there were two fallow treatments. After the SCC management white oat (*Avena sativa*) and black oat (*Avena strigosa*) were sowed in 2010 and 2011, respectively. Each year the N fertilizer was applied only in one of the two fallow treatments. In both years the SCC residue decomposition and N release was evaluated through the mesh-bag technique and the N<sub>2</sub>O fluxes were evaluated through the static chamber technique. The C and N release dynamics followed same pattern for both the SCC shoots and roots. The highest C and N release was observed from shoot residues during first 30 days after SCC management. After 140 days, lowest C and N release from both shoot and root residues was observed from jack bean while highest was recorded for pearl millet. During this period, roots showed higher values for the remaining C and N, indicating that they can contribute relatively more significantly for the C and N accumulation in the soil. The highest N<sub>2</sub>O fluxes occurred during first 40 days after SCC management, followed by rainfall events. The C availability seems to control the N<sub>2</sub>O fluxes to the atmosphere, working directly as the energy source for the denitrifier bacteria or indirectly on the reduction of the O<sub>2</sub> availability. The highest N<sub>2</sub>O cumulative emissions were observed during the decomposition of the crotalaria residue. The N losses as N<sub>2</sub>O were not proportional to the N addition, reaching 0.8 % of the N added by the SCC. Among SCC, the sunn hemp showed lowest values in terms of N<sub>2</sub>O emission with relation to added biomass (90 and 176 g of N-N<sub>2</sub>O Mg<sup>-1</sup>). Therefore, it can be concluded that among SCC, sunn hemp can be used to combining C and N addition to soil with low N<sub>2</sub>O emissions.

**Keys Words:** greenhouse effect, denitrification, biochemical composition, mineralization

## LISTA DE FIGURAS

### ARTIGO I

- Figura 1 - Carbono remanescente na parte aérea das plantas de cobertura em avaliações realizadas até 140 dias após o manejo. .... 24
- Figura 2 - Nitrogênio remanescente na parte aérea das plantas de cobertura em avaliações realizadas até 140 dias após o manejo. .... 25
- Figura 3 - Relações entre o C e N remanescente nos resíduos culturais da parte aérea aos 140 dias e sua composição bioquímica..... 27
- Figura 4 - Carbono remanescente na parte aérea das plantas de cobertura em avaliações realizadas até 140 dias após o manejo. .... 28
- Figura 5 - Nitrogênio remanescente na parte aérea das plantas de cobertura em avaliações realizadas até 140 dias após o manejo. .... 29
- Figura 6 - Relações entre o C e N remanescente os resíduos culturais das raízes aos 140 dias e sua composição bioquímica..... 31

### ARTIGO II

- Figura 1. Temperatura média do ar e precipitação diária (a), espaço poroso saturado por água (ESPA %) (b), e concentração de  $\text{NH}_4^+$  (c) e  $\text{NO}_3^-$  (d) no solo na camada de 0-20 cm nos primeiros 72 dias após o manejo das plantas de cobertura em 2010 e 2011. .... 50
- Figura 2. Fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  e precipitação diária e temperatura média do ar nos anos de 2010 (a) e 2011 (b). As setas indicam a aplicação de N em cobertura. .... 52
- Figura 3. Emissão cumulativa de  $\text{N}_2\text{O}$  após o manejo das plantas de cobertura em 2010 (a) e 2011 (b). A barra vertical na última data de avaliação, nos dois anos, indica a diferença mínima significativa entre as médias de tratamento. .... 54

## LISTA DE TABELAS

### ARTIGO I

Tabela 1. Quantidades equivalentes de MS, C, N e características dos resíduos culturais (parte aérea) adicionados aos sacos de decomposição (os valores correspondem a média de dois anos). ..... 21

Tabela 2. Quantidades equivalentes de MS, C, N e características dos resíduos culturais (raízes) adicionados aos sacos de decomposição (os valores correspondem a média de dois anos). ..... 22

Tabela 3. Parâmetros dos modelos ajustados aos valores observados de carbono e nitrogênio remanescente, tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ) de cada compartimento dos resíduos culturais da parte aérea e valores de  $R^2$  de cada tratamento. .... 26

Tabela 4. Parâmetros dos modelos ajustados aos valores observados de carbono e nitrogênio remanescente, tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ) de cada compartimento dos resíduos culturais das raízes e valores de  $R^2$  de cada tratamento..... 30

### ARTIGO II

Tabela 1. Cronograma das principais operações de campo distribuídas ao longo do período de avaliação. .... 45

Tabela 2. Quantidades equivalentes de MS, C, N e características dos resíduos culturais adicionados às bases para avaliação da emissão de óxido nitroso. .... 48

Tabela 3. Emissão cumulativa de N-N<sub>2</sub>O e fator de emissão de N-N<sub>2</sub>O por unidade de N e de matéria seca (MS) adicionada, obtidos a partir dos fluxos de N<sub>2</sub>O medidos durante 140 e 151 dias após o manejo das plantas de cobertura de verão em 2010 e 2011, respectivamente<sup>(1)</sup>.... 55

Tabela 4. Coeficientes de correlação de Pearson ( $r$ ) entre a emissão cumulativa de N<sub>2</sub>O por unidade de biomassa adicionada (g N-N<sub>2</sub>O Mg<sup>-1</sup> de biomassa) e os parâmetros de qualidade dos resíduos culturais das plantas de cobertura de verão nos anos 2010 e 2011..... 56

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	12
<b>2. ARTIGO I – DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DO NITROGÊNIO DE RESÍDUOS CULTURAIS DE PLANTAS DE COBERTURA DE VERÃO (*)</b> .....	16
<b>2.1. Resumo</b> .....	16
<b>2.2. Introdução</b> .....	16
<b>2.3. Material e métodos</b> .....	18
<b>2.3.1. Localização e solo</b> .....	18
<b>2.3.2. Delineamento experimental e tratamentos avaliados</b> .....	18
<b>2.3.3. Coleta dos resíduos culturais e montagem das unidades experimentais</b> .....	18
<b>2.3.4. Caracterização dos resíduos culturais</b> .....	19
<b>2.3.5. Avaliação da decomposição e liberação de N</b> .....	20
<b>2.4. Resultados</b> .....	23
<b>2.4.1. Qualidade dos resíduos culturais</b> .....	23
<b>2.4.2. Decomposição e liberação de N – parte aérea</b> .....	24
<b>2.4.3. Decomposição e liberação de N – raízes</b> .....	28
<b>2.5. Discussão</b> .....	31
<b>2.5.1. Decomposição e liberação de N – parte aérea</b> .....	31
<b>2.5.2. Decomposição e liberação do N – raízes</b> .....	34
<b>2.5.3. Parte aérea vs. raízes – decomposição e liberação de N</b> .....	35
<b>2.6. Conclusões</b> .....	36
<b>2.7. Literatura citada</b> .....	37
<b>3. ARTIGO II – EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO DURANTE A DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS CULTURAIS DE PLANTAS DE COBERTURA DE VERÃO (*)</b> .....	41
<b>3.1. Resumo</b> .....	41
<b>3.2. Introdução</b> .....	41
<b>3.3. Material e métodos</b> .....	42
<b>3.3.1. Caracterização do local e tratamentos</b> .....	42
<b>3.3.2. Caracterização dos resíduos culturais das plantas de cobertura</b> .....	44
<b>3.3.3. Avaliação das emissões de N<sub>2</sub>O</b> .....	45
<b>3.3.4. Análises de solo</b> .....	46
<b>3.3.5. Análises estatísticas</b> .....	47
<b>3.4. Resultados</b> .....	47

3.4.1.	Propriedades dos resíduos culturais .....	47
3.4.2.	Nitrogênio mineral e espaço poroso saturado por água .....	49
3.4.3.	Fluxos de N <sub>2</sub> O.....	51
3.4.4.	Emissão cumulativa de N <sub>2</sub> O e fator de emissão .....	53
3.4.5.	Propriedades dos resíduos culturais e sua correlação com as emissões de N <sub>2</sub> O.....	56
<b>3.5.</b>	<b>Discussão</b> .....	<b>56</b>
3.5.1.	Emissão de N <sub>2</sub> O após o manejo das plantas de cobertura .....	56
3.5.2.	Emissão acumulada de N <sub>2</sub> O e fator de emissão .....	59
<b>3.6.</b>	<b>Conclusões</b> .....	<b>60</b>
<b>3.7.</b>	<b>Literatura citada</b> .....	<b>61</b>
<b>4.</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	<b>66</b>
<b>5.</b>	<b>CONCLUSÕES GERAIS</b> .....	<b>68</b>
<b>6.</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>69</b>

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

Plantas de cobertura de solo são importantes para a conservação do solo, a ciclagem de nutrientes e a supressão de plantas invasoras. Quando espécies leguminosas são utilizadas quantidades significativas de N podem ser adicionadas ao solo via o processo de fixação biológica de N. Embora o uso de plantas de cobertura de outono/inverno seja a prática mais comum, algumas espécies leguminosas de verão apresentam potencial para integrar os sistemas de rotação de culturas em plantio direto. A principal dificuldade no cultivo destas espécies deve-se que o período ideal para o crescimento das mesmas ocorre no período de cultivo das culturas comerciais de verão. No entanto, alguns estudos indicam que essas espécies apresentam acúmulo satisfatório de biomassa e nitrogênio em um curto período de tempo, o qual pode ser no outono, entre a colheita das culturas comerciais de verão e a semeadura das culturas de inverno (CREAME E BALDWIN, 2000).

O planejamento de sistemas de culturas no plantio direto, economicamente e ambientalmente sustentáveis, está diretamente relacionado com a escolha de espécies de cobertura de solo. A eficácia e a inclusão de plantas como cobertura de solo nos sistemas de rotação/sucessão de culturas dependem do conhecimento do processo de decomposição dos resíduos culturais, visando maximizar a proteção do solo, o acúmulo de C e o aproveitamento de nutrientes pela cultura em sucessão.

A decomposição de resíduos culturais é um processo complexo, governado por fatores bióticos e abióticos (SWIFT et al., 1979). As condições climáticas, edáficas e a composição bioquímica das plantas são as principais variáveis determinantes da decomposição e liberação de N dos resíduos culturais. Diversas espécies podem ser utilizadas nos sistemas de culturas, implicando em resíduos culturais com características distintas. Assim, justifica-se a escolha por espécies de modo a exercer influência sobre os processos de decomposição e liberação de N.

Relativamente à parte aérea, pouca atenção tem sido dada pela pesquisa as transformações do C e do N contido nas raízes, tanto de espécies de cobertura de solo como de culturas comerciais. As raízes produzem quantidades consideráveis de fitomassa e acumulam N (KUMAR & GOH, 2000; PRAKASH et al., 2002), fato que não pode ser desconsiderado quando da avaliação das transformações do C e N. Alguns estudos têm sugerido que as raízes decompõem mais lentamente em relação a parte aérea, em função de sua

composição bioquímica (GALE & CAMBARDELLA, 2000; PUGET & DRIKWATER, 2001; LU et al., 2003), o que pode representar maior contribuição para o acúmulo de C e N no solo.

Freqüentemente, leguminosas são utilizadas como plantas de cobertura de solo. No caso das espécies utilizadas no período de primavera-verão, grandes quantidades de fitomassa e N são adicionadas ao solo no momento do manejo. Resíduos de leguminosas são caracterizados pela baixa relação C/N e, mesmo mantidos na superfície do solo, apresentam rápida liberação de N (SENEVIRATNE, 2000) a qual nem sempre sincronizada com a demanda das espécies cultivadas em sucessão. De maneira geral, a decomposição e liberação de N são proporcionais à concentração de N dos resíduos culturais (ISAAC et al., 2000; SINGH et al., 2004; JOHNSON et al., 2007) e inversamente relacionados com a fração fibrosa e os teores de lignina (OGLESBY & FOWNES, 1992; COBO et al., 2002; ABIVEN et al., 2005).

A rápida decomposição dos resíduos culturais das plantas de cobertura é decorrente da adição ao solo de grandes quantidades de C e N prontamente disponíveis. O nitrogênio, em especial, está sujeito a várias transformações no solo e também passível de perdas para a atmosfera. Uma das etapas do ciclo do N que tem recebido grande atenção é a desnitrificação, dada a importância global do tema. Após a mineralização do N orgânico, seguida de nitrificação, o  $\text{NO}_3^-$  pode ser reduzido até formas gasosas de N, como o óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ).

Apesar de emitido em pequenas quantidades, o  $\text{N}_2\text{O}$  é um potente gás causador do efeito estufa, tendo seu poder de aquecimento global estimado em até 300 vezes superior ao dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ). A concentração de  $\text{N}_2\text{O}$  na atmosfera vem aumentando desde a Revolução Industrial, passando de 270 ppb para 319 ppb em 2005 (IPCC, 2007). A principal fonte de  $\text{N}_2\text{O}$  é a agricultura, em função dos mais de 80 milhões de toneladas de N adicionadas via fertilização e fixação biológica de N pelas leguminosas (SMITH, 2010).

O  $\text{N}_2\text{O}$  é produzido naturalmente nos solos através dos processos de nitrificação e desnitrificação, e suas emissões podem ser potencializadas quando C,  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NH}_4^+$ , são disponibilizados. A nitrificação necessita de condições aeróbicas e presença de  $\text{NH}_4^+$  para ocorrer, enquanto que a desnitrificação é favorecida em condições de anaerobiose, presença de  $\text{NO}_3^-$  e C disponível (BEAUCHAMP, 1997). Quando leguminosas são utilizadas como cobertura de solo, a disponibilidade de C e N aumenta rapidamente após o manejo, em função das elevadas taxas de decomposição dos seus resíduos culturais.

Aumento nas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  tem sido observado após o manejo de resíduos culturais (BAGGS et al., 2000; GOMES et al., 2009), principalmente com resíduos de baixa

C/N e alta qualidade (MILLAR & BAGGS, 2004; HUANG et al., 2004). O N facilmente mineralizável e o C prontamente disponível nos resíduos podem ser rapidamente utilizados pela população microbiana aeróbica do solo. O rápido consumo desses nutrientes é acompanhado pelo incremento do consumo de O<sub>2</sub> no solo, podendo resultar em zonas de anaerobiose (VELTHOF et al., 2002). Nessas zonas, também denominadas de microsítios, o metabolismo microbiano predominante passa ser o anaeróbico, a partir do qual bactérias anaeróbicas facultativas utilizam o NO<sub>3</sub><sup>-</sup> disponível no solo como acceptor final de elétrons, podendo resultar em elevadas taxas de emissão de N<sub>2</sub>O para a atmosfera. Próximo aos microsítios de anaerobiose também podem se estabelecer condições de baixa disponibilidade de O<sub>2</sub> contribuindo para a emissão de N<sub>2</sub>O através do processo de nitrificação (BEAUCHAMP, 1997; WRAGE et al., 2001; BATEMAN & BAGGS, 2005).

O último relatório do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2007) propõe um fator de emissão para resíduos culturais, considerando que 1% do N adicionado deverá ser emitido na forma de N<sub>2</sub>O. Contudo, as emissões de N<sub>2</sub>O também são dependentes das condições de clima e solo, necessitando de quantificações em nível regional. Dadas as diferenças existentes entre condições de clima, tipos de resíduos e condições de manejo, ainda existe um grande grau de incerteza para os fatores de emissão de N<sub>2</sub>O propostos (LESSCHEN et al., 2011).

Solos de áreas cultivadas com plantio direto podem ser mais compactados em relação às aquelas com preparo convencional (OSUNBITAN et al., 2005; HALVORSON et al., 2008), principalmente na camada superficial. O aumento da densidade provoca diminuição nos macroporos e, conseqüentemente, um aumento dos microporos. Essa condição potencializa o aparecimento de maior número de poros ocupado por água após eventos pluviométricos, resultando na redução de O<sub>2</sub> disponível, ou seja, um incremento no volume de solo em condições de anaerobiose (BHANDRAL et al., 2007). Estas condições criadas pela compactação do solo, combinada a uma elevada adição de resíduos culturais ao solo podem favorecer a desnitrificação e aumentar as emissões de N<sub>2</sub>O para a atmosfera. Beare et al. (2009) observaram que, na capacidade de campo, a produção de N<sub>2</sub>O em solos compactados foi 67 vezes maior em relação ao solo não compactado.

Poucos são os estudos que avaliaram a emissão de N<sub>2</sub>O durante a decomposição de resíduos culturais da parte aérea e raízes de plantas de cobertura de verão, principalmente em condições de campo e em sistema plantio direto. Este estudo parte da hipótese de que espécies de plantas de cobertura de solo de verão possuem características distintas, que resultam em taxas de decomposição e liberação de N diferenciadas, com reflexos diretos na emissão de

$N_2O$  para a atmosfera. O objetivo deste estudo foi avaliar a decomposição, liberação de N e emissão de  $N_2O$  após o manejo de plantas de cobertura de verão, de modo a selecionar espécies que combinem fornecimento de C e N ao solo com baixas emissões de  $N_2O$ .

## 2. ARTIGO I – DECOMPOSIÇÃO E LIBERAÇÃO DO NITROGÊNIO DE RESÍDUOS CULTURAIS DE PLANTAS DE COBERTURA DE VERÃO (\*)

### 2.1. Resumo

A adequada inclusão de plantas de cobertura em sistemas de culturas é dependente da compreensão dos processos de decomposição e liberação de N dos resíduos culturais. O objetivo deste estudo foi avaliar a decomposição e liberação de N dos resíduos culturais da parte aérea e raízes das seguintes plantas de cobertura de verão: mucuna-preta (*Mucuna aterrima*); milheto (*Pennisetum americanum*); guandu-anão (*Cajanus cajan*); crotalária juncea (*Crotalaria juncea*); crotalária spectabilis (*Crotalaria spectabilis*) e feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*). O experimento foi conduzido em dois anos agrícolas em delineamento experimental de blocos ao acaso, com 4 repetições, em Argissolo Vermelho Distrófico arênico. A dinâmica de decomposição e liberação de N da parte aérea e raízes foi avaliada através da colocação dos resíduos em sacos de nylon de malha 0,05 mm, as quais foram dispostos na superfície do solo e enterradas, respectivamente. Os sacos foram coletados aos 7, 14, 21, 35, 70, 105 e 140 dias após a distribuição no solo, quando determinou-se a matéria seca remanescente e os teores de C e N dos resíduos culturais. A decomposição e liberação de N tanto dos resíduos da parte aérea quanto das raízes foi intensa nos primeiros 35 dias após o manejo. As quantidades de C e N remanescente foram superiores nos resíduos das raízes ao final dos 140 dias, sugerindo que as raízes podem contribuir de forma mais significativa do que a parte aérea para o acúmulo/manutenção de C no solo.

**Palavras chave:** leguminosas, composição bioquímica, plantio direto

### 2.2. Introdução

A inclusão de plantas de cobertura em sistemas de cultivo busca atender premissas básicas do sistema plantio direto, como a cobertura permanente do solo e a adição de grandes quantidades de biomassa. Atualmente, as leguminosas de verão estão ganhando atenção especial devido ao elevado aporte de matéria seca e N ao solo

(\*) Artigo elaborado de acordo com as normas da revista *Agriculture, Ecosystems & Environment*

em um curto período de tempo, já que elas podem ser cultivadas no período entre a colheita das culturas de verão e a semeadura das culturas de inverno. A utilização de leguminosas como cobertura de solo pode significar melhoria no fornecimento de N à cultura de inverno em sucessão e economia em fertilizantes nitrogenados (Nakhone e Tabatabai, 2008).

A eficiência no uso do N das leguminosas por espécies cultivadas em sucessão, bem como a escolha de espécies e adequação do seu manejo, depende da compreensão dos processos de decomposição e liberação do N. Além disso, as informações com relação à composição bioquímica das espécies, à decomposição e liberação de N dos resíduos culturais, são necessárias para a calibração e validação de modelos de simulação da decomposição de resíduos culturais no solo.

O clima, as características do solo, e as características bioquímicas dos resíduos e os organismos são os principais fatores que regulam a decomposição e liberação de nutrientes (Swift et al., 1979). Características como as concentrações da fração solúvel em água, os teores de N, lignina e polifenóis, além das relações C/N, lignina/N e lignina + polifenóis/N (Trinsoutrot et al., 2000), são importantes para prever as biotransformações dos resíduos culturais após o manejo.

Os estudos que avaliaram a decomposição e liberação do N das raízes de espécies utilizadas em sistemas de culturas de grãos são raros. Além disso, as biotransformações do C e do N são avaliadas em resíduos picados ou finamente moídos (Bolger et al., 2003; Abiven et al., 2005), não representando as reais condições de campo. Cabe salientar que, quando as raízes são mantidas intactas a decomposição é extremamente baixa (Lu et al., 2003) devido a proteção física que o solo exerce.

Embora pouca atenção tem sido dada as raízes, elas podem apresentar até 40% do N total contido nas plantas (Rochester et al., 1998). Além disso, alguns estudos têm sugerido que as raízes podem contribuir mais para o acúmulo de C no solo quando comparadas aos resíduos culturais da parte aérea (Puget e Drinkwater, 2001; Kätterer et al., 2011). Informações sobre esses aspectos são escassos na literatura, principalmente em condições de plantio direto, onde a semeadura de plantas de cobertura leguminosas de verão antecedendo às culturas de inverno.

O objetivo deste estudo foi quantificar as taxas de decomposição e liberação de N dos resíduos culturais (parte aérea e raízes) de plantas de cobertura de verão, relacionando-as com a composição bioquímica dos resíduos.

## **2.3. Material e métodos**

### **2.3.1. Localização e solo**

O estudo foi conduzido nos anos de 2010 e 2011 na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria - UFSM, (29°45'S, 53°42'W; cerca de 95 m de altitude), Rio Grande do Sul, Brasil. O clima do local é subtropical húmido (tipo Cfa2, na classificação de Köppen) e o solo classificado como Argissolo Vermelho Distrófico arênico (Santos et al., 2006). As características do solo na camada 0-0,1 m no início das avaliações foram as seguintes: carbono orgânico 7.54 g kg<sup>-1</sup>; pH – 5.4, densidade 1.53 g cm<sup>-3</sup>; areia – 60%; silte – 30%; argila – 10%.

### **2.3.2. Delineamento experimental e tratamentos avaliados**

As plantas de cobertura de verão foram cultivadas em parcelas de 5 x 10 m (50 m<sup>2</sup>). Nos dois anos, as espécies foram semeadas no final de janeiro (verão) e manejadas no final de abril (outono). O delineamento utilizado foi o blocos ao acaso com 4 repetições. As espécies avaliadas foram as seguintes: T1- Mucuna-preta (*Mucuna aterrima*); T2 – Milheto (*Pennisetum americanum*); T3 – Guandu-anão (*Cajanus cajan*); T4 – Crotalária juncea (*Crotalaria juncea*); T5 – Crotalária spectabilis (*Crotalaria spectabilis*); e T6 – Feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*). Nos dois anos todas as espécies foram cultivadas sem nenhum tipo de fertilizante e semeadas em linhas espaçadas de 45 cm. A quantidade de sementes utilizada na semeadura foi de 12 kg ha<sup>-1</sup> para o milheto, 30 kg ha<sup>-1</sup> para a crotalária juncea e crotalária spectabilis e 50 kg ha<sup>-1</sup> para o guandu-anão. O feijão-de-porco e a mucuna-preta foram semeados em covas, espaçadas em 25 cm, na densidade de 2 sementes por cova.

### **2.3.3. Coleta dos resíduos culturais e montagem das unidades experimentais**

Os resíduos culturais da parte aérea das plantas de cobertura utilizados para a confecção dos sacos de decomposição foram coletados quando as espécies estavam no pleno florescimento. Em cada parcela foram coletadas aleatoriamente 02 amostras de 0.25 m<sup>2</sup>. O material coletado foi seco em estufa (40°C) para uniformização da umidade no tecido vegetal e quantificação da matéria seca para determinação das quantidades de resíduos culturais a serem adicionados em cada saco de decomposição. Após a secagem, os resíduos culturais da

parte aérea foram picados em pedaços de aproximadamente 19 cm a fim de possibilitar a acomodação nos sacos de decomposição.

A coleta dos resíduos culturais das raízes foi realizada no mesmo momento da coleta da parte aérea, utilizando o método da escavação. Para evitar maiores danos as parcelas devido às escavações, as raízes de cada espécie utilizadas para a confecção dos sacos de decomposição foram coletadas em uma única linha de semeadura das parcelas do bloco I. A área escavada em cada parcela até a profundidade de 0,2 m foi de 4,5 m<sup>2</sup> (10 m de linha x 0,45 de largura). Após a coleta, as raízes foram lavadas em água corrente e secas em estufa à 40 °C. As raízes utilizadas nos sacos de decomposição consistiram de amostras intactas (raízes inteiras), salvo alguns cortes para uniformização das amostras.

Para a avaliação da decomposição foram utilizadas sacos de tecido Voal (poliéster) com dimensões de 0,2 m x 0,2 m e malha 0,5 mm. A quantidade de MS da parte aérea colocada nos sacos de decomposição foi proporcional à produção de MS das espécies à 40°C. Já para as raízes, devido a baixa disponibilidade desse material, a adição foi equivalente a 1 Mg ha<sup>-1</sup> de MS seca à 40°C. A quantidade adicionada de MS de raízes é semelhante ao valor médio de MS de raízes determinado por Redin (2010) para essas mesmas espécies (variou de 0,56 Mg ha<sup>-1</sup> no feijão-de-porco a 1,67 Mg ha<sup>-1</sup> no milho) na camada de 0-20 cm do solo de um experimento adjacente ao do presente estudo. No segundo ano de avaliação, para fins de comparação, adicionou-se a mesma quantidade de MS do primeiro ano, tanto para a parte aérea quanto para as raízes. Antes de serem levados para o campo, quatro sacos de cada tratamento (parte aérea e raízes), preparados da mesma maneira que as demais foram moídas e uma subamostra submetida à secagem em estufa (65°C) para a determinação da quantidade de MS, C e N adicionadas nos sacos de decomposição. Nos resíduos culturais secos à 40°C, determinou-se os teores de C e N solúveis em água, de fibra detergente ácida, fibra detergente neutra, fração solúvel de Van Soest, hemicelulose, celulose e lignina. A caracterização foi realizada nos resíduos culturais secos a 40°C de modo a evitar possíveis alterações na composição pela secagem à 65°C. Os procedimentos utilizados para a caracterização dos resíduos culturais são descritos a seguir.

#### **2.3.4. Caracterização dos resíduos culturais**

As amostras contidas nos sacos de decomposição foram finamente moídas (< 1 mm), antecedendo as análises. O conteúdo total de C total e N total foi determinado por combustão seca em analisador elementar (modelo FlashEA 1112 Thermo Finnigan), enquanto a

determinação do conteúdo de fração solúvel, celulose, hemicelulose e lignina seguiu a metodologia de Van Soest (Van Soest, 1963). O conteúdo de C e N solúvel em água (20°C) foi extraído através de agitação por 30 minutos, seguido de filtração em filtros Whatman nº 2. O conteúdo de C e N nos extratos foi determinado através de digestão seguida de titulação e de destilação+titulação, respectivamente (Tedesco et al., 1995). A fração de cinzas foi determinada através da incineração de 1 g de amostra de cada tratamento em mufla a 550°C por 4 horas. As análises foram realizadas em quatro repetições para cada tratamento. As características dos resíduos culturais da parte aérea e das raízes são apresentadas nas tabelas 1 e 2, respectivamente.

### **2.3.5. Avaliação da decomposição e liberação de N**

Os sacos de decomposição contendo os resíduos culturais da parte aérea e raízes das plantas de cobertura foram distribuídos na superfície do solo e enterrados a uma profundidade de 10 cm, respectivamente. A decomposição e a liberação de N dos resíduos culturais, tanto da parte aérea quanto das raízes, foram avaliadas através das coletas dos sacos de decomposição em intervalos pré-determinados. As coletas dos sacos foram realizadas aos 0, 7, 14, 21, 35, 70, 105 e 140 dias após a colocação no campo. No momento de cada avaliação, foram coletados 4 sacos de cada tratamento (1 por bloco). Depois de cada coleta, os resíduos culturais remanescentes no interior dos sacos de decomposição foram secos em estufa (65°C) até massa constante, para a determinação da MS, e moídos em moinho tipo Willey (1 mm) e após em moinho de bolas. Nos resíduos remanescentes foram determinados os teores de C e N totais, conforme a descrição no item 2.3.4.

Tabela 1. Quantidades equivalentes de MS, C, N e características dos resíduos culturais (parte aérea) adicionados aos sacos de decomposição (os valores correspondem a média de dois anos).

Espécie	MS	C	N	C	N	Csa	Nsa	FDA	FDN	CEL	HEM	FSVS	LIG	C/N	Csa/Nsa	LIG/N
	Mg ha <sup>-1</sup>	kg ha <sup>-1</sup>		g kg <sup>-1</sup>												
Mucuna-preta	5,4	2430,4	103,1	442,5	18,7	79,7	7,0	497,8	601,7	355,4	103,8	398,2	88,8	23,7	11,1	4,7
Milheto	11,1	4908,9	86,3	440,0	7,7	45,7	3,4	469,3	746,4	374,6	277,1	253,5	55,0	60,1	13,4	7,7
Guandu-anão	5,3	2476,6	115,9	460,2	21,5	53,2	5,8	496,8	661,0	370,0	147,1	338,8	96,2	21,7	9,2	4,5
C. Juncea	12,1	5454,0	197,9	449,2	16,3	51,3	6,8	569,8	728,7	425,4	158,8	271,2	91,3	27,5	7,4	5,5
C. Spectabilis	4,7	2082,1	107,8	431,1	22,2	67,4	8,5	451,7	545,3	306,8	93,6	454,6	83,8	19,3	8,7	3,7
Feijão-de-porco	5,8	2523,7	184,2	432,4	31,5	103,4	16,5	366,4	488,7	232,1	122,3	511,2	63,8	14,0	6,2	2,0

MS – matéria seca à 65°C; C – carbono; N – nitrogênio; Csa – carbono solúvel em água (20° C); Nsa – nitrogênio solúvel em água (20°C); FDA – Fibra Detergente Ácida; FDN – Fibra Detergente Neutra; CEL – celulose; HEM – hemicelulose; FSVS – fração solúvel de Van Soest; LIG – lignina.

Tabela 2. Quantidades equivalentes de MS, C, N e características dos resíduos culturais (raízes) adicionados aos sacos de decomposição (os valores correspondem a média de dois anos).

Espécie	MS	C	N	C	N	Csa	Nsa	FDA	FDN	CEL	HEM	FSVS	LIG	C/N	Csa/Nsa	LIG/N
	Mg ha <sup>-1</sup>	kg ha <sup>-1</sup>		g kg <sup>-1</sup>												
Mucuna-preta	0,9	393,9	16,2	422,2	19,4	43,3	3,1	506,4	631,8	365,8	125,3	368,1	102,2	21,9	14,7	5,1
Milheto	0,9	424,8	7,65	456,3	8,0	9,2	0,6	472,9	546,5	209,1	73,6	509,6	162,6	57,0	15,3	19,6
Guandu-anão	0,9	417,4	10,2	447,0	10,9	32,6	1,8	586,8	781,9	315,2	195,1	218,0	245,6	40,9	17,8	22,4
C. Juncea	0,9	412,6	10,3	442,4	11,1	32,8	1,6	565,8	796,0	347,4	230,2	204,0	177,8	40,1	19,9	15,8
C. Spectabilis	0,9	410,9	9,2	442,8	9,9	30,4	1,5	610,2	822,9	376,1	212,7	177,1	200,3	45,2	19,1	19,3
Feijão-de-porco	0,9	408,7	13,15	437,0	14,1	40,6	2,7	571,3	750,7	332,8	179,4	249,2	208,8	31,3	14,4	14,1

MS – matéria seca à 65°C; C – carbono; N – nitrogênio; Csa – carbono solúvel em água (20° C); Nsa – nitrogênio solúvel em água (20°C); FDA – Fibra Detergente Ácida; FDN – Fibra Detergente Neutra; CEL – celulose; HEM – hemicelulose; FSVS – fração solúvel de Van Soest; LIG – lignina.

As taxas de liberação do C e do N dos resíduos culturais das plantas de cobertura de verão foram estimadas ajustando-se modelos não-lineares aos valores observados, conforme proposto por Wieder; Lang (1982). O modelo ajustado têm a seguinte equação matemática:

$$CR \text{ e } NR = A e^{-kat} + (100-A) e^{-kbt}$$

em que CR e NR = percentagem de C e N remanescente no tempo  $t$  (dias) ;  $k_a$  e  $k_b$  = taxas constantes de decomposição e de liberação de N do compartimento mais facilmente decomponível (A) e do compartimento mais recalcitrante (100-A), respectivamente. No modelo, o C e o N dos dois compartimentos diminuem exponencialmente a taxas constantes, sendo que a primeira fração é transformada a taxas mais elevadas do que a segunda, que é de mais difícil decomposição (recalcitrante).

A partir dos valores da constante de decomposição ou da liberação de N de cada compartimento, calculou-se o tempo de meia-vida ( $t_{1/2}$ ), ou seja, o tempo necessário para que 50% do C e do N seja liberado. Para este cálculo, utilizou-se a fórmula a seguir, descrita em Paul; Clark (1996):

$$t_{1/2} = 0,693/k_{(a,b)}$$

Os valores utilizados para a elaboração das figuras representam a média aritmética dos dois anos de avaliação. Eventuais variabilidades nos valores de C e N dos resíduos culturais podem ser atribuídas ao acúmulo de solo, mesmo sendo os valores de C e N expressos como livre de cinzas. Os parâmetros dos modelos ajustados foram submetidos a análise de variância, comparando-se as médias entre si pelo teste de Tukey 5 %.

## **2.4. Resultados**

### **2.4.1. Qualidade dos resíduos culturais**

As características dos resíduos culturais das plantas de cobertura (parte aérea e raízes) estão resumidas nas tabelas 1 e 2. De maneira geral, os resíduos da parte aérea apresentaram melhor qualidade em relação as raízes, corroborando os resultados de outros estudos (Bending et al., 1998; Lu et al., 2003). Os teores de N, fração solúvel de van Soest (FSVS), C<sub>sa</sub> e N<sub>sa</sub> foram superiores nos resíduos culturais da parte aérea, enquanto que as raízes apresentaram maiores teores de hemicelulose, celulose e lignina.

#### 2.4.2. Decomposição e liberação de N – parte aérea

A redução na quantidade de C remanescente dos resíduos culturais da parte aérea foi mais intensa nos primeiros 35 dias após o manejo das espécies (Figura 1). Nesse período, foi perdido em média 55,2 % do C total perdido nos 140 dias de avaliação. As maiores perdas de C foram observadas no feijão-de-porco, que aos 35 dias, apresentou 55,4 % de C remanescente nos resíduos culturais. Já os maiores valores de C remanescente foram observados com os resíduos culturais do milho e da *C. juncea* (média de 74,3 %). Ao final do período de 140 dias, os maiores valores de C remanescente foram observados no tratamento milho (59,2 %), enquanto que os menores foram verificados no feijão-de-porco (22,7 %). Nas demais espécies, os resíduos culturais apresentaram valor intermediário de C remanescente, cuja média foi de 41,6 %.

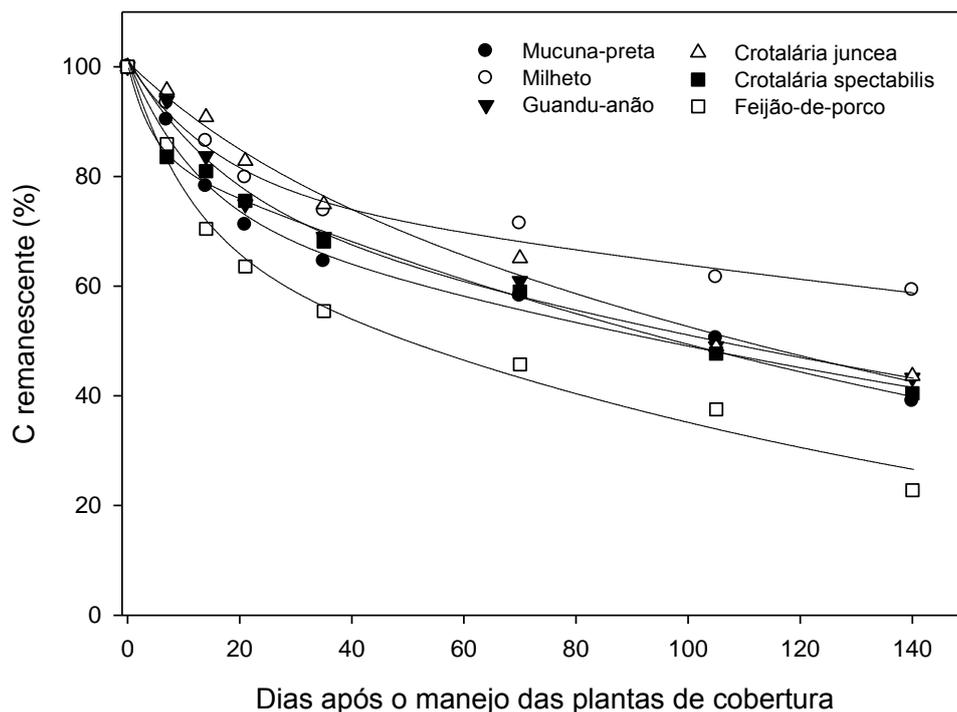


Figura 1 - Carbono remanescente na parte aérea das plantas de cobertura em avaliações realizadas até 140 dias após o manejo.

A liberação do N contido nos resíduos culturais foi intensa nos primeiros 21 dias de avaliação (Figura 2), quando, em média, 47,4 % do N contido no feijão-de-porco e do guandu-anão foi liberado dos resíduos culturais. Isto representa aproximadamente 87,2 e 54,8 kg N ha<sup>-1</sup> liberados do feijão-de-porco e guandu-anão nas primeiras 3 semanas,

respectivamente. Por outro lado, o milho liberou apenas 25,1 % do N nos primeiros 35 dias, o equivalente a 21,7 kg N ha<sup>-1</sup>. Em 140 dias, menores percentagens de N remanescente foram observadas nos resíduos do feijão-de-porco e as maiores nos resíduos do milho.

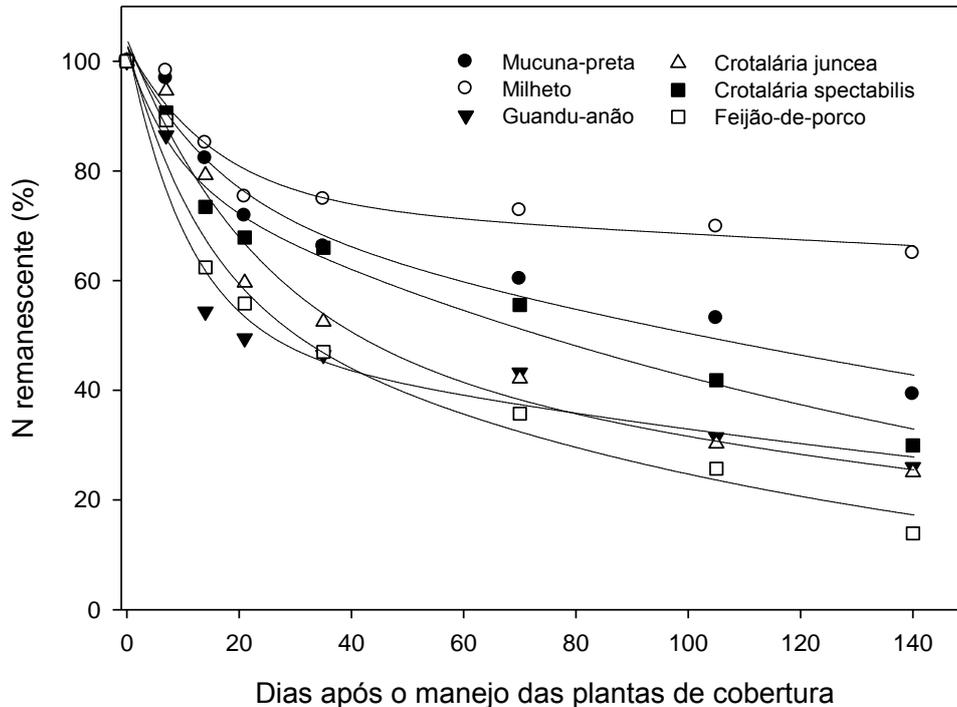


Figura 2 - Nitrogênio remanescente na parte aérea das plantas de cobertura em avaliações realizadas até 140 dias após o manejo.

O feijão-de-porco apresentou maior compartimento de C facilmente decomponível (A), enquanto que as maiores taxas de liberação deste compartimento foram verificadas nos resíduos de crotalaria spectabilis (Tabela 3). Desta forma, menores tempos de meia-vida do C foram observados para a crotalaria spectabilis. Baixo  $k_b$  foi observado para os resíduos do milho, resultando em um tempo de meia-vida de 346 dias para o C presente no compartimento recalcitrante. O compartimento de N facilmente mineralizável na parte aérea foi superior nos resíduos de crotalaria juncea (Tabela 3), embora esta espécie tenha apresentado a menor taxa de liberação do N (0,044 dia<sup>-1</sup>) do referido compartimento. As maiores taxas de liberação de N (0,1180 dia<sup>-1</sup>) e menores tempos de meia-vida (5,8 dias) foram observadas na crotalaria spectabilis. O tempo de meia-vida do N do compartimento recalcitrante do milho foi estimado em mais de dois anos.

Tabela 3. Parâmetros dos modelos ajustados aos valores observados de carbono e nitrogênio remanescente, tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ) de cada compartimento dos resíduos culturais da parte aérea e valores de  $R^2$  de cada tratamento.

Espécie	A	$k_a$	$k_b$	$t_{1/2}$ (dia)		$R^2$
	(%)	dia <sup>-1</sup>		A	100-A	
<i>Carbono remanescente</i>						
Mucuna-preta	26.4	0.0828 ab	0.0042 bc	8.3	165.0 ab	0.98
Milheto	22.3	0.0628 ab	0.0020 c	11.0	346.5 a	0.98
Guandu-anão	24.0	0.0610 ab	0.0041 abc	11.3	169.0 ab	0.99
Crotalária juncea	12.6	0.0418 b	0.0052 ab	16.5	133.2 ab	0.99
Crotalária spectabilis	15.4	0.2429 ab	0.0053 abc	2.8	130.7 ab	0.99
Feijão-de-porco	30.5	0.0949 a	0.0069 a	7.3	100.4 b	0.98
<i>Nitrogênio remanescente</i>						
Mucuna-preta	26.9 bc	0.0667 b	0.0041 b	10.3 a	169.0 b	0.96
Milheto	28.4 c	0.0637 b	0.0008 c	10.8 ab	866.2 a	0.93
Guandu-anão	52.7 a	0.0930 a	0.0041 b	7.4 b	169.0 b	0.95
Crotalária juncea	52.9 a	0.0444 b	0.0049 b	15.6 a	141.4 b	0.97
Crotalária spectabilis	21.5 c	0.1180 a	0.0063 ab	5.8 b	110.0 b	0.97
Feijão-de-porco	42.4 ab	0.0775 b	0.0088 a	8.9 ab	78.7 b	0.97

Médias seguidas de mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo teste de Tukey 5 %.

Os resultados significativos da análise de correlação entre as características bioquímicas dos resíduos culturais e as percentagens de C e N remanescente aos 140 dias são apresentados na figura 3. Observa-se que o C remanescente nos resíduos culturais foi positivamente relacionado com os teores de holocelulose (celulose + hemicelulose) e a relação lignina/N, e negativamente relacionado com a fração solúvel de van Soest e o teor de N nas plantas (Figura 3). Já o N remanescente foi positivamente correlacionado com as relações C/N, relação Csa/Nsa e lignina/N, e negativamente relacionado com o teor de N nas plantas (Figura 3).

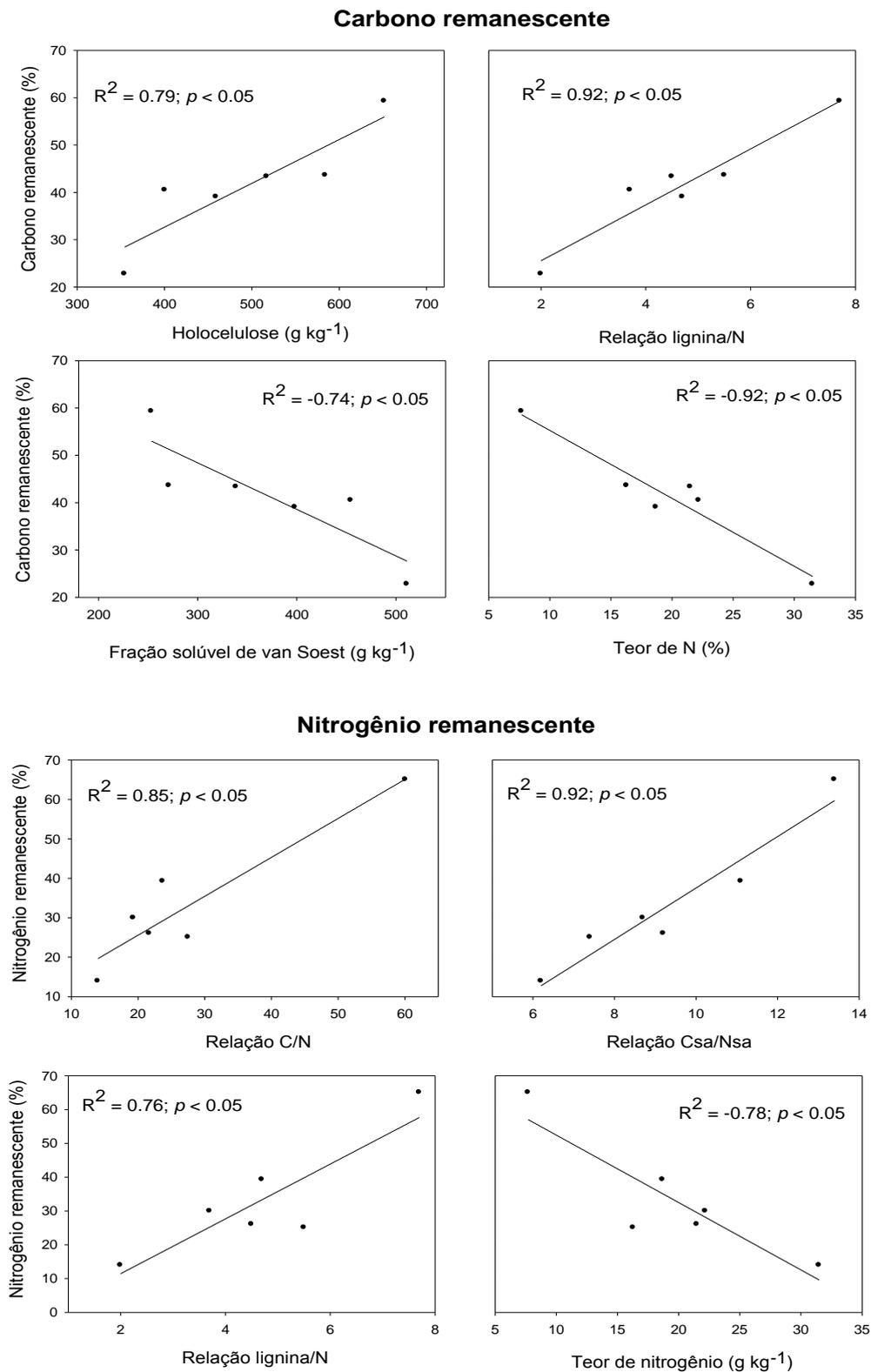


Figura 3 - Relações entre o C e N remanescente nos resíduos culturais da parte aérea aos 140 dias e sua composição bioquímica.

### 2.4.3. Decomposição e liberação de N – raízes

A liberação do C das raízes das plantas de cobertura também foi mais intensa nos primeiros 35 dias após a sua incorporação ao solo, seguindo um mesmo padrão para todos os tratamentos (Figura 4). Ao final deste período, as raízes da mucuna-preta apresentavam 58,6 % do C inicial, enquanto que para o milho este percentual foi de 75,1 %. Ao final das avaliações, a maior perda de C das raízes foi observada no feijão-de-porco (66,2 %) e milho (45,9 %), respectivamente. Nas demais espécies o valor médio de C remanescente foi de 47,5 %.

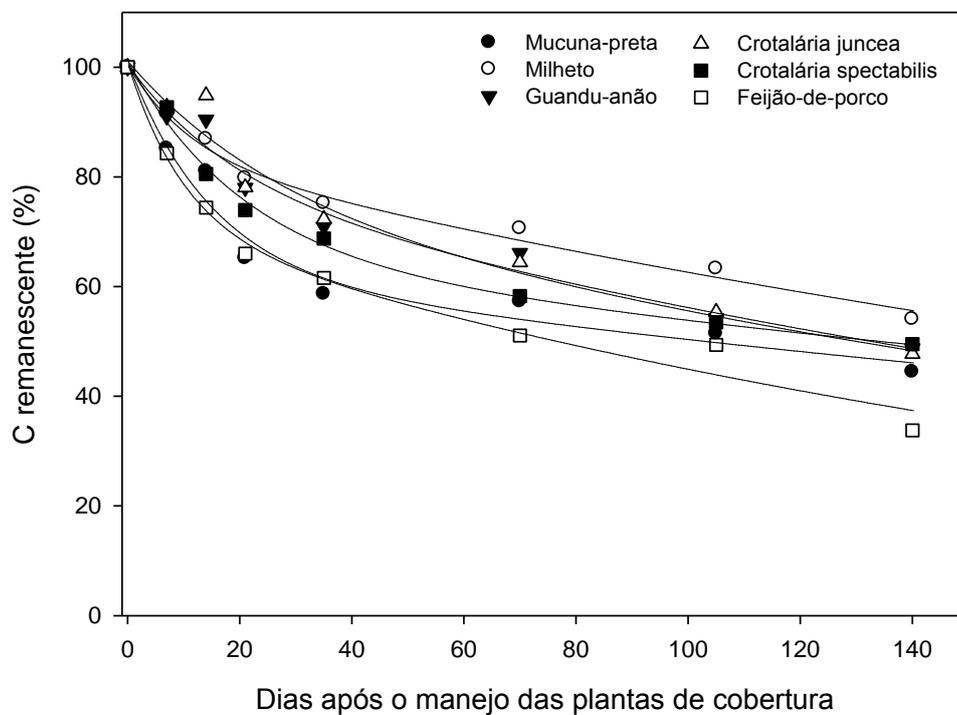


Figura 4 - Carbono remanescente nas raízes das plantas de cobertura em avaliações realizadas até 140 dias após o manejo.

A liberação do N contido nas raízes nos primeiros 21 dias foi intensa em quatro espécies, na seguinte ordem decrescente: guandu-anão > feijão-de-porco > crotalária juncea > crotalária spectabilis (Figura 5). A mucuna-preta e o milho apresentaram liberação de apenas 24,8 e 14,2 % do N, respectivamente, nos primeiros 21 dias de avaliação. Aos 140 dias as raízes do feijão-de-porco liberaram 70 % do N inicial, enquanto que no milho apenas 22 % do N foi liberado.

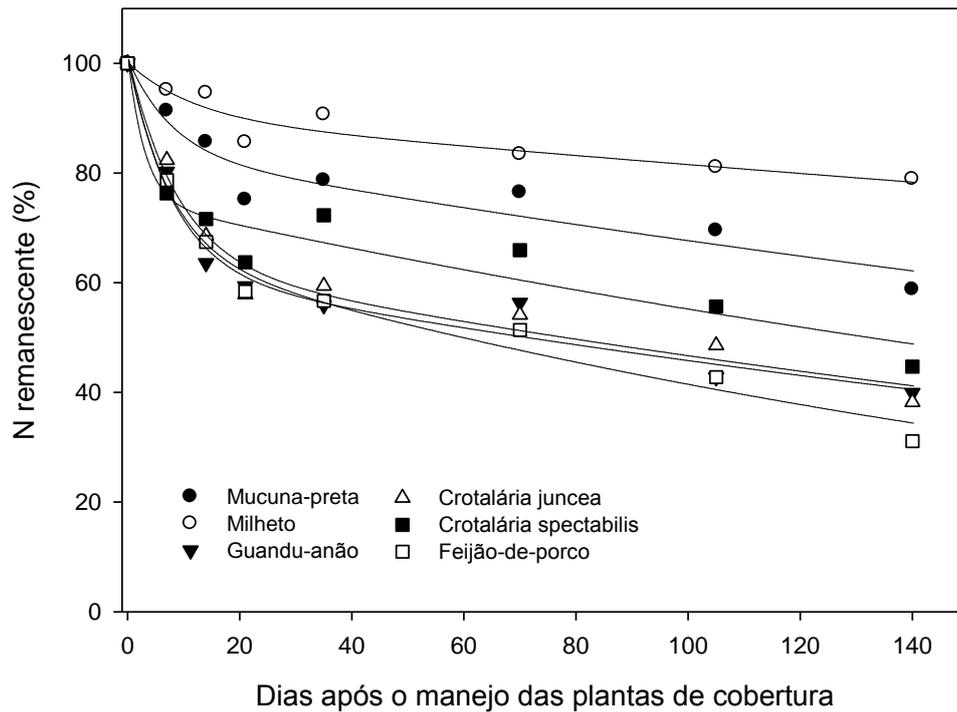


Figura 5 - Nitrogênio remanescente nas raízes das plantas de cobertura em avaliações realizadas até 140 dias após o manejo.

As raízes da *crotalária spectabilis* apresentaram mais C no compartimento lábil (A) em relação às outras espécies, enquanto que as raízes do feijão-de-porco foram aquelas com maior taxa de liberação de C deste compartimento (Tabela 4). O maior  $k_a$  do feijão-de-porco resultou em menor tempo de meia-vida do compartimento A nesta espécie. Baixas taxas de  $k_b$  nas raízes de *crotalária spectabilis* resultaram em maior tempo de meia-vida do C do compartimento recalcitrante. As raízes do guandu-anão, *C. juncea* e feijão-de-porco apresentaram maior percentagem de N no compartimento lábil em relação as demais espécies (Tabela 4). Os maiores valores de  $k_a$  e menores tempos de meia-vida do compartimento A foram observados nos resíduos culturais da *crotalária spectabilis*.

Tabela 4. Parâmetros dos modelos ajustados aos valores observados de carbono e nitrogênio remanescente, tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ) de cada compartimento dos resíduos culturais das raízes e valores de  $R^2$  de cada tratamento.

Espécie	A	$k_a$	$k_b$	$t_{1/2}$ (dia)		$R^2$
	(%)			A	100-A	
<i>Carbono remanescente</i>						
Mucuna-preta	37.9	0.0676	0.0022	10.2	315.0	0.97
Milheto	16.1	0.0906	0.0029	7.6	238.9	0.98
Guandu-anão	20.6	0.0550	0.0035	12.6	198.0	0.97
Crotalária juncea	24.1	0.0388	0.0033	17.8	210.0	0.96
Crotalária spectabilis	35.0	0.0493	0.0020	14.0	346.5	0.99
Feijão-de-porco	29.9	0.1009	0.0045	6.8	154.0	0.98
<i>Nitrogênio remanescente</i>						
Mucuna-preta	16.7 b	0.1278 bc	0.0021 ab	5.4 b	330.0	0.93
Milheto	9.8 b	0.0852 c	0.0010 b	8.1 a	693.0	0.90
Guandu-anão	38.4 a	0.1259 ab	0.0030 a	5.5 bc	231.0	0.97
Crotalária juncea	36.9 a	0.1139 bc	0.0031 ab	6.0 b	223.5	0.97
Crotalária spectabilis	24.9 a	0.3283 a	0.0030 ab	2.1 c	231.0	0.93
Feijão-de-porco	34.2 a	0.1356 a	0.0046 ab	5.1 bc	150.6	0.98

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey 5 %.

O C remanescente nas raízes das plantas de cobertura aos 140 dias foi positivamente correlacionado com a C/N e negativamente relacionado com o teor de N solúvel (Figura 6). O N remanescente nas raízes foi positivamente correlacionado com a fração solúvel de van Soest e negativamente correlacionado com a fibra detergente ácida (Figura 6).

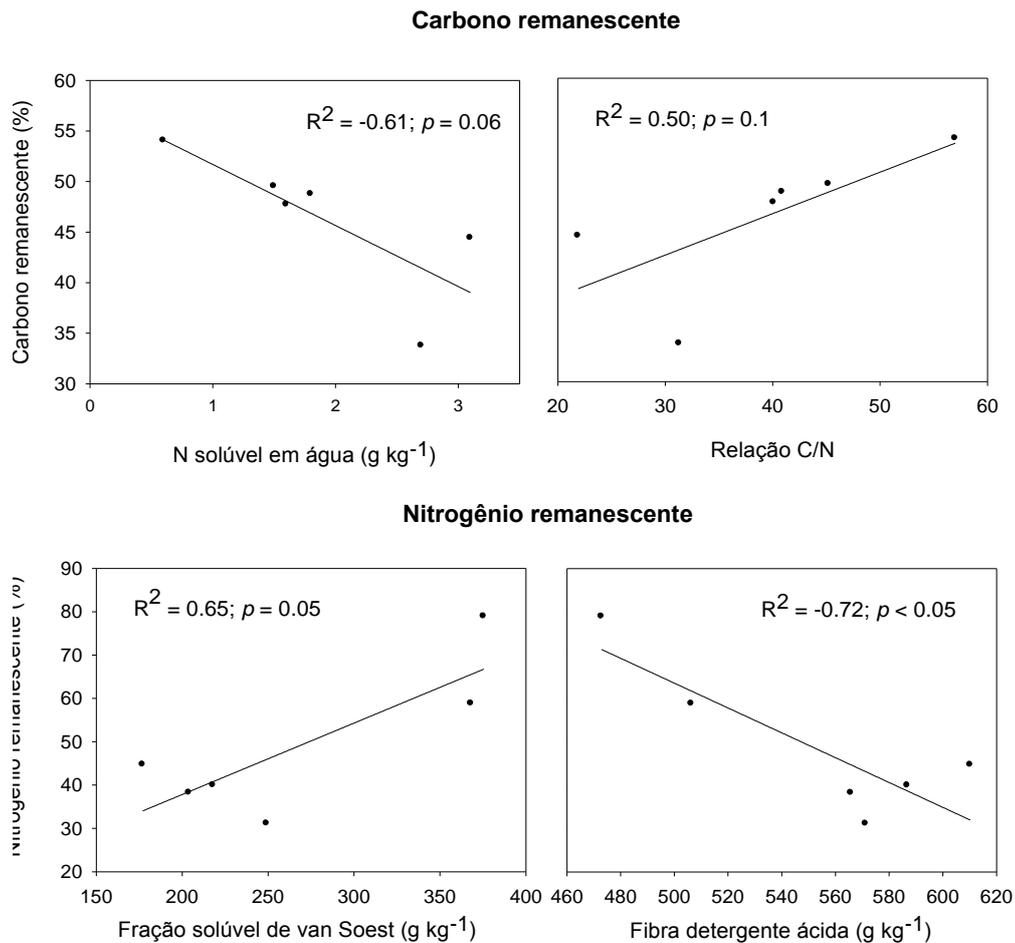


Figura 6 - Relações entre o C e N remanescente os resíduos culturais das raízes aos 140 dias e sua composição bioquímica.

## 2.5. Discussão

### 2.5.1. Decomposição e liberação de N – parte aérea

O modelo exponencial duplo adequou-se à dinâmica de liberação de C e N dos resíduos culturais, caracterizada por duas fases distintas em que um compartimento lábil e outro recalcitrante apresentam diferentes graus de degradação. A rápida liberação de C e N dos resíduos culturais nos primeiros dias de avaliação pode ser atribuída à decomposição e lixiviação de compostos solúveis dos resíduos culturais (Reinertsen et al., 1984; Collins et al., 1990). Em um segundo momento, quando compostos recalcitrantes se acumulam nos resíduos culturais, as taxas de decomposição e liberação de N reduzem.

A maior liberação do C da parte aérea do feijão-de-porco possivelmente se deve a alta qualidade (alto N e baixa relação lignina/N) dos resíduos, considerada um importante controlador da decomposição (Heal et al., 1997). Resíduos com baixa relação C/N decompõem mais rapidamente no solo em relação àqueles de alta C/N (Isaac et al., 2000; Hadas et al., 2004). Além disso, o feijão-de-porco apresentou maiores quantidades de compostos solúveis. Devido a facilidade com que estes compostos são metabolizados pela população microbiana e lixiviados dos resíduos (Swift et al., 1979), as perdas de C dos resíduos culturais logo após o manejo são proporcionais ao tamanho desta fração. Inversamente, as menores perdas de C na crotalária juncea e milho observadas até os 70 dias podem ser atribuídas a menor fração solúvel e maior relação C/N quando comparadas as demais espécies.

A maior quantidade de C no compartimento facilmente decomponível observado no feijão-de-porco não resultou na maior perda de C nos primeiros 7 dias, a qual foi verificada na crotalária *spectabilis* (15% vs 17%). O pequeno compartimento A da crotalária *spectabilis* (15.4%) não sustentou maiores perdas de C a partir dos 14 dias. No entanto, esses resultados indicam que, logo após o manejo da *C. spectabilis*, elevada quantidade de C pode estar disponível para os microrganismos heterotróficos do solo. O maior compartimento A e a maior constante de decomposição ( $k_b$ ) do compartimento considerado recalcitrante, verificada no feijão-de-porco, pode explicar as maiores perdas de C neste tratamento a partir dos 14 dias. As diferenças observadas nos padrões de decomposição dos resíduos culturais se devem ao tamanho das frações lábeis e recalcitrantes (Hunt, 1977).

A proporção folha-talo das plantas também pode controlar indiretamente a liberação do C dos resíduos culturais. No caso do feijão-de-porco as folhas representam grande parte dos resíduos culturais da parte aérea (dados não apresentados). De maneira geral, folhas possuem maior compartimento facilmente decomponível e taxas de decomposição superiores aos talos (Isaac et al., 2000; Cobo et al., 2002), em função do maior teor de N e menor concentração de lignina (Quemada e Cabrera, 1995).

O carbono remanescente aos 140 dias após o manejo, foi positivamente correlacionado com os teores de holocelulose e a relação lignina/N. A celulose, hemicelulose e lignina são reconhecidamente componentes dos resíduos vegetais de menor taxa de degradação, que exercem maior influência especialmente nos estágios mais avançados de decomposição (Cobo et al., 2002; Jensen et al., 2005). Por outro lado, menores quantidades de C remanescente foram verificadas nos resíduos com maior fração solúvel de van Soest e teor de N. Componentes solúveis são perdidos rapidamente dos resíduos culturais (Swift et al., 1979) e,

de maneira geral, resíduos ricos em N ou de baixa relação C/N decompõe rapidamente (Heal et al., 1997).

Grandes quantidades de N foram liberadas dos resíduos culturais nos primeiros 21 dias após o manejo das plantas de cobertura, em um padrão semelhante à liberação do C. Alguns trabalhos têm sugerido que a liberação do N é controlada pela concentração de N ou relação C/N dos resíduos culturais (Seneviratne, 2000; Coorbels, et al., 2003; Nakhone e Tabatabai, 2008). No entanto, os resultados aqui apresentados demonstram que a liberação do N não foi proporcional ao teor de N nas plantas e que, desta forma, existem outros componentes do tecido vegetal que condicionam este processo. A estratégia de alocação do N no tecido vegetal durante o crescimento e desenvolvimento das plantas, por exemplo, também tem papel fundamental na liberação do N, já que interfere diretamente na qualidade do resíduo (Heal et al., 1997).

O N foi rapidamente liberado nos primeiros dias de avaliação, em especial nos resíduos culturais do guandu-anão e feijão-de-porco. Thönnissen et al. (2000) sugerem que maiores taxas de decomposição implicam em maiores quantidades de N liberadas dos resíduos culturais. Isto constatado na liberação de C e N do feijão-de-porco, o que não ocorreu no guandu-anão. Possivelmente, essa diferença na liberação de C e N observada nos resíduos culturais do guandu-anão se deva as grandes diferenças nos compartimentos A do C (24.0%) e do N (52.7%). A liberação do N na crotalaria *spectabilis* foi semelhante a liberação do C, onde apesar de as taxas terem sido inicialmente elevadas, o pequeno compartimento A não manteve as taxas de liberação após 21 dias. Conforme discutido anteriormente, a estratégia de alocação dos nutrientes bem como a proporção de folhas e talos pode ter influenciado neste resultado.

A *C. juncea* foi a espécie que apresentou a maior percentagem de N no compartimento lábil, mas com baixa taxa de liberação. Essa condição resultou em maior tempo de meia vida do N nesse compartimento e estabeleceu uma liberação gradual do N. Essa característica é importante, pois permite um melhor aproveitamento pela cultura em sucessão do N liberado dos resíduos culturais. Essa sincronia é importante para diminuir as perdas de N por lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  e desnitrificação, caso ocorram condições de anaerobiose principalmente na fase inicial de decomposição.

A maior proporção de N remanescente nos resíduos culturais do milho pode ser atribuído aos elevados valores das relações C/N, lignina/N e Csa/Nsa dos resíduos da gramínea. Aita e Giacomini (2003) também verificaram relação positiva entre o N remanescente em resíduos culturais de plantas de cobertura de inverno e as relações C/N e

lignina/N. De maneira geral, resíduos com alta concentração de lignina ou elevada relação C/N diminuem as taxas de liberação do N (Vanlauwe et al., 1997). Outras propriedades dos resíduos, como os tipos e a concentração de carboidratos solúveis, hemiceluloses e pectinas, podem apresentar grande importância durante a mineralização do N (Gunnarson e Marstop, 2002).

### **2.5.2. Decomposição e liberação do N – raízes**

A liberação de C das raízes foi mais intensa nos primeiros 35 dias de avaliação, reduzindo a partir deste momento. A medida que o processo de decomposição avança, a qualidade dos resíduos culturais e as taxas de liberação de C e N diminuem. A primeira fase da decomposição das raízes se caracteriza pela rápida perda de massa, controlada pela fração inorgânica e o C solúvel, enquanto que a segunda apresenta lenta perda de massa a qual é governada pela concentração de lignina e outros compostos recalcitrantes (McClaugherty et al., 1984).

As raízes do feijão-de-porco e mucuna-preta apresentaram maior liberação de C nos primeiros dias de avaliação, devido a melhor qualidade bioquímica (maior teor de N, Csa e Nsa) em relação as demais espécies. A alta concentração de N, ou baixa relação C/N, estimula a rápida decomposição das raízes (Silver e Myia, 2001). Hobbie et al. (2010) sugerem estreita relação entre a decomposição inicial dos resíduos e compostos solúveis, que representam uma fonte lábil de energia aos microrganismos. Resíduos de alta qualidade suportam maior diversidade microbiana e maior população de bactérias, importantes nos estádios iniciais de decomposição (Georgieva et al., 2005).

Um aspecto importante que deve ser considerado ao se analisar a decomposição das raízes no presente estudo, e que impede a generalização de comparações, é a disponibilidade de N no solo. Enquanto as raízes do milho foram enterradas sob resíduos da parte aérea que adicionaram 86 kg N ha<sup>-1</sup>, as raízes da crotalaria juncea foram enterradas sob resíduos que adicionaram 197 kg N ha<sup>-1</sup> (Tabela 1). Quando a disponibilidade de N no solo é baixa e insuficiente para atender a demanda da população microbiana, a decomposição de resíduos culturais diminui (Recous et al., 1995).

A liberação do N das raízes da mucuna-preta não seguiu o padrão esperado pela composição bioquímica dos resíduos, uma vez que, apesar da baixa relação C/N e baixo teor de lignina, houve pequena liberação de N das raízes. Este resultado demonstra que, em alguns casos, tanto a relação C/N quanto a concentração de lignina podem não ser bons indicadores

da liberação do N. Estudos têm sugerido que a concentração de polifenóis afeta a mineralização do N de resíduos culturais (Oglesby e Fownes, 1992; Trinsoutrot et al., 2000), devido a formação de complexos com proteínas (Mafongoya et al., 1998). Desta forma, é a disponibilidade de formas lábeis de N que determina a intensidade da liberação deste nutriente nos estágios iniciais de decomposição (Bending et al., 1998).

As relações entre o N remanescente, a fração solúvel de van Soest e a fibra detergente ácida das raízes, apesar de significativas, devem ser analisadas com cuidado. Quando os pontos que representam milho e a mucuna são excluídos (N remanescente vs. fração solúvel de van Soest), a relação torna-se negativa para as demais espécies. Ou seja, o N remanescente é inversamente relacionado com a fração solúvel de van Soest. O inverso acontece quando os pontos destes tratamentos são retirados da relação N remanescente vs. FDA, quando o N remanescente é diretamente relacionado com a FDA. Apesar da maior fração solúvel e menor FDA nas raízes do milho, sua alta relação C/N deve reduzir a decomposição e liberação de N. Da mesma forma, as raízes da mucuna-preta devem apresentar outro componente que reduz a mineralização do N, como os polifenóis, dada a baixa C/N e concentração de lignina nesta espécie.

### **2.5.3. Parte aérea vs. raízes – decomposição e liberação de N**

A decomposição e liberação de N das raízes, ao final dos 140 dias, foi inferior a parte aérea, conforme demonstrado em outros trabalhos (Puget e Drinkwater, 2001; Lu et al., 2003; Abiven et al., 2005). Estes resultados demonstram que, além da localização dos resíduos culturais no solo, a sua composição também é um importante fator controlador da decomposição. Em geral, resíduos culturais incorporados ao solo decompõem-se mais rapidamente em relação àqueles mantidos na superfície, em função do maior contato com o solo e menor flutuação de temperatura e umidade (Lupwayi et al., 2004; Giacomini et al., 2007). No presente estudo, mesmo com a incorporação das raízes, as maiores taxas de decomposição foram observadas nos resíduos da parte aérea.

A maior concentração de lignina nas raízes têm sido apontada como um dos principais fatores que retardam a sua decomposição (Silver e Myia, 2001). De fato, no caso das raízes das plantas de cobertura do presente estudo, a concentração de lignina chega a ser três vezes superior aquela da parte aérea, como ocorreu no milho. Abiven et al. (2005) sugerem que a menor decomposição observada nas raízes se deve não somente à elevada concentração de lignina do tecido, mas também à presença do complexo lignina-suberina que reduz a

acessibilidade do C para os decompositores. Além disso, folhas apresentam maior teor de N e menor relação C/N em relação a talos e raízes (Chaves et al., 2004). O procedimento de lavagem das raízes anteriormente ao preparo dos sacos de decomposição também pode ter reduzido a decomposição e liberação de N dos resíduos. Por outro lado, a remoção do C e N pela ação da chuva deve ser mais intensa quando os resíduos são mantidos na superfície do solo.

A menor decomposição das raízes, aliado ao seu elevado conteúdo de lignina, sugere que esta parte da planta pode contribuir de forma mais efetiva para manutenção e seqüestro de C em relação aos resíduos da parte aérea. Isso se justifica pelo fato das teorias mais aceitas atualmente para a formação da MOS incluírem a lignina como o principal precursor do húmus do solo (Sylvia et al., 1998). De acordo com Rasse et al. (2005), a proteção físico-química e as interações com a fração mineral do solo permitem maior retenção e estabilização do C derivado das raízes no solo. Gale e Cambardella (2000) também observaram que maiores quantidades de C derivado das raízes foram retidas no solo em comparação com a parte aérea, sendo as raízes as principais responsáveis pelo acúmulo de C no solo em plantio direto.

Diferentemente dos resíduos da parte aérea, as raízes não apresentaram correlação positiva entre a decomposição e os teores de N, como observado por Silver e Myia (2001). Isto provavelmente seja resultado das grandes quantidades de N liberadas pela parte aérea, já no início da decomposição. Sall et al. (2007) demonstraram que quando o N não é um fator limitante ao processo de decomposição, a relação C/N (ou conteúdo de N) não é adequada para prever o processo de decomposição.

Apesar de limitar comparações, a avaliação de decomposição e liberação de N de resíduos culturais da parte aérea e raízes deve ser realizada em condições próximas as que se encontram no campo. As diferenças observadas com relação à composição dos resíduos e a possibilidade de interações entre os diferentes órgãos das plantas é um aspecto que deve ser melhor estudado.

## **2.6. Conclusões**

A maior parte do C e do N contido nos resíduos culturais (parte aérea e raízes) das plantas de cobertura de verão é liberada nos primeiros 30 dias após o manejo. A relação C/N pode não ser adequada para prever a decomposição e liberação de N de resíduos culturais de espécies que apresentam valores de C/N baixos e semelhantes entre si, sendo que a composição bioquímica pode fornecer informações necessárias para melhor entendimento. A

decomposição e liberação do N das raízes foi inferior aos resíduos culturais da parte aérea, sugerindo que as raízes podem contribuir de forma mais significativa para manutenção e/ou seqüestro de C no solo.

## 2.7. Literatura citada

- Abiven, S.; Recous, S.; Reyes, V.; Oliver, V., 2005. Mineralisation of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. *Biology and Fertility of Soils* 42, 119-128.
- Aita, C.; Giacomini, S. J., 2003. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 27, 601-612.
- Bending, G. D.; Turner, M. K.; Burns, I. G., 1998. Fate of nitrogen from crop residues as affected by biochemical quality and the microbial biomass. *Soil Biology & Biochemistry* 30, 2055-2065.
- Bolger, T. P.; Angus, J. F.; Peoples, M. B., 2003. Comparison of nitrogen mineralisation patterns from root residues of *Trifolium subterraneum* and *Medicago sativa*. *Biology and Fertility of Soils* 38, 296-300.
- Chaves, B.; De Neve, S.; Hofman, G.; Boeckx, P.; Cleemput, O. V., 2004. Nitrogen mineralization of vegetable root residues and green manure as related to their (bio) chemical composition. *European Journal of Agronomy* 21, 161-170.
- Cobo, J. G., Barrios, E., Kass, D. C. L., Thomas, R. J., 2002. Decomposition and nutrient release by green manures in a tropical hillside agroecosystem. *Plant and Soil* 240, 331-342.
- Collins, H. P.; Elliot, L. F.; Papendick, R. I., 1990. Wheat straw decomposition and changes in decomposability during field exposure. *Soil Science Society of American Journal* 54, 1013-1016.
- Corbeels, M.; O'Connell, A. M.; Grove, T. S., Mendham, D. S.; Rance, S. J., 2003. Nitrogen release from eucalypt leaves and legume residues as influenced by their biochemical quality and degree of contact with soil. *Plant and Soil* 250, 15-28.
- Gale, W. J.; Cambardella, C. A., 2000. Carbon dynamics of surface residue- and root-derived organic matter under simulated no-till. *Soil Science Society of American Journal* 64, 190-195.

- Georgieva, S.; Christensen, S.; Petersen, H.; Gjelstrup, P.; Kristensen, K. T., 2005. Early decomposer assemblages of soil organisms in litter bags with vetch and rye roots. *Soil Biology & Biochemistry* 37, 1145-1155.
- Giacomini, S. J.; Recous, S.; Mary, B.; Aita, C., 2007. Simulating the effects of N availability, straw particle size and location in soil on C and N mineralization. *Plant Soil* 301, 289-301.
- Gunnarsson, S.; Marstop, H., 2002. Carbohydrate composition of plant materials determines N mineralization. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62, 175-183.
- Hadas, A.; Kautsky, L.; Goek, M.; Kara, E. E., 2004. Rates of decomposition of plant residues and available nitrogen in soil, related to residue composition through simulation of carbon and nitrogen turnover. *Soil Biology & Biochemistry* 36, 255-266.
- Heal, O. W., Anderson, J. M., Swift, M. J., 1997. Plant Litter Quality and Decomposition: An historical overview. In: Cadish, G., Giller, K. E. (Eds) *Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition*, CAB International, Wallingford, pp. 3-30.
- Hobbie, S. E.; Oleksyn, J.; Eissenstat, D. M.; Reich, P., 2010. Fine root decomposition rates do not mirror those of leaf litter among temperate tree species. *Oecologia* 162, 505-513.
- Hunt, H. W., 1977. A simulation model for decomposition in grasslands. *Ecology* 58, 469-484.
- Isaac, L., Wood, C. W., Shannon, D. A., 2000. Decomposition and nitrogen release of prunings from hedgerow species assessed for alley cropping in Haiti. *Agronomy Journal* 92, 501-511.
- Jensen, L.; Salo, T.; Palmason, F.; Breland, T. A.; Henriksen, T. M.; Stenberg, B.; Pedersen, A.; Lundström, C.; Esala, M., 2005. Influence of biochemical quality on C and N mineralization from a broad variety of plant materials in soil. *Plant and Soil* 273, 307-326.
- Kätterer, T.; Bolinder, M. A.; Andrén, O.; Kirchmann, H.; Menichetti, L., 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long term field experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141, 184-192.
- Lu, Y.; Watanabe, A.; Kimura, M., 2003. Carbon dynamics of rhizodeposits, root- and shoot-residues in a rice soil. *Soil Biology & Biochemistry* 35, 1223-1230.
- Lupwayi, N. Z.; Clayton, G. W.; O'Donovan, J. T., Harker, K. N., Turkington, T. K., Rice, W. A., 2004. Decomposition of crops residues under conventional and zero tillage. *Canadian Journal of Soil Science* 84, 403-410.

- Mafongoya, P. L.; Giller, K. E.; Palm, C. A., 1998. Decomposition and nitrogen release patterns of tree prunings and litter. *Agroforestry Systems* 38, 77-97.
- McClaugherty, C. A.; Aber, J. D.; Malilo, J. M., 1984. Decomposition dynamics of fine roots in forested ecosystems. *Oikos* 42, 378-386.
- Nakhone, L. N.; Tabatabai, M. A., 2008. Nitrogen mineralization of leguminous crops in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171, 231-241.
- Oglesby, K. A.; Fownes, J. H., 1992. Effects of chemical composition on nitrogen mineralization from green manures of seven tropical leguminous trees. *Plant and Soil* 143, 127-132.
- Paul, E. A.; Clark, F. E., 1996. *Soil microbiology and biochemistry*. 2<sup>o</sup> Ed. Califórnia, Academic Press, 340 p.
- Puget, P.; Drinkwater, L. E., 2001. Short-term dynamics of root and shoot derived carbon from leguminous green manure. *Soil Science Society of American Journal* 65, 771-779.
- Quemada, M., Cabrera, M. L., 1995. Carbon and nitrogen mineralized from leaves and stems of four cover crops. *Soil Science Society of American Journal* 59, 471-477.
- Rasse, D. P.; Rumpel, C.; Dignac, M. F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilization.
- Reinertsen, S. A.; Elliot, L. F., Cochran, V. L.; Campbell, G. S., 1984. Role of available carbon and nitrogen in determining the rate of wheat straw decomposition. *Soil Biology & Biochemistry* 16, 459-464.
- Recous, S.; Robin, D.; Darwis, D.; Mary, B., 1995. Soil inorganic N availability: effect on maize residue decomposition. *Soil Biology & Biochemistry* 27, 1529-1538.
- Rochester, I. J.; Peoples, M. B.; Constable, G. A.; Gault, R. R., 1998. Faba beans and other legumes add nitrogen to irrigated cotton cropping systems. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 38, 253-260.
- Redin, M. Composição bioquímica e decomposição da parte aérea e raízes de culturas comerciais e de plantas de cobertura de solo. 2010. 142 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- Sall, S.; Bertrand, I.; Chotte, J. L.; Recous, S., 2007. Separate effects of the biochemical quality and N content of crop residues on C and N dynamics in soil. *Biology and Fertility of Soils* 43, 797-804.
- Santos, H. G. dos; Jacomine, P. K. T.; Anjos, L. H. C. dos; Oliveira, V. A. de; Oliveira, J. B. de; Coelho, M. R.; Lumbreras, J. F.; Cunha, T. J. F. (Ed.), 2006. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 306 p.

- Seneviratne, G., 2000. Litter quality and nitrogen release in tropical agriculture: a synthesis. *Biology and Fertility of Soils* 31, 60-64.
- Silver, W. L.; Myia, R. K., 2001. Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia* 129, 407-419.
- Swift, M. J.; Heal, O. W.; Anderson, J. M., 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystem*. Oxford: Blackwell Scientific, 372p.
- Sylvia, D. M. et al. *Principles and applications of soil microbiology*. New Jersey: Prentice Hall, 1998. 550 p.
- Tedesco, M. J.; Gianello, C.; Bissani, C. A.; Bohan, H.; Volkweiss, S. J., 1995. Análise de solo, planta e outros materiais. *Boletim Técnico* n° 5 (2° edição), 174p.
- Thönnissen, C.; Midmore, D.; Ladha, J. K.; Olk, D. C.; Schmidhalter, U., 2000. Legume decomposition and nitrogen release when applied as green manures to tropical vegetable production systems. *Agronomy Journal* 92, 253-260.
- Trinsoutrot, I.; Recous, S.; Bentz, B.; Linères, M.; Chèneby, D.; Nicolardot, B., 2000. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. *Soil Science Society of American Journal* 64, 918-926.
- Vanlauwe, B.; Diels, J.; Sanjina, N.; Merckx, R., 1997. Residue quality and decomposition: An unsteady relationship? In: Cadish, G., Giller, K. E. (Eds) *Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition*, CAB International, Wallingford, pp. 157-166..
- Van Soest, P. J. Use of detergent in the analysis of fibrous feeds. Preparation of fiber residues of low nitrogen content. *Journal Association of Official Analytical Chemists*, Arlington, v. 46, n. 5, p. 825-835, 1963.
- Wieder, R. K.; Lang, G. E., 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from a litter bags. *Ecology* 63, 1636-1642.

### **3. ARTIGO II – EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO DURANTE A DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS CULTURAIS DE PLANTAS DE COBERTURA DE VERÃO <sup>(\*)</sup>**

#### **3.1. Resumo**

Plantas de cobertura são utilizadas para melhorar a qualidade do solo e fornecer N para culturas em sucessão, embora possam aumentar as emissões de N<sub>2</sub>O para a atmosfera. A magnitude destas emissões depende da qualidade dos resíduos culturais e das condições climáticas. Este estudo investigou as emissões de N<sub>2</sub>O após o manejo de plantas de cobertura de verão durante dois anos agrícolas. As maiores emissões de N<sub>2</sub>O foram observadas nos primeiros 40 dias após o manejo das plantas de cobertura e coincidiram com as primeiras precipitações. As emissões cumulativas de N<sub>2</sub>O não foram proporcionais a adição de N, mas dependentes da composição dos resíduos culturais. Os resultados indicam que a qualidade dos resíduos culturais de plantas de cobertura deve ser considerada para a adoção de estratégias de mitigação das emissões de N<sub>2</sub>O em sistemas de cultivo. O fator de emissão é dependente das características dos resíduos culturais, mas também das condições climáticas. Entre as leguminosas avaliadas, a *C. juncea* foi a espécie que apresentou elevado potencial para adição de C e N ao solo com as menores emissões de N<sub>2</sub>O para a atmosfera.

#### **3.2. Introdução**

As plantas de cobertura de solo de primavera-verão são espécies que podem ser cultivadas na região Sul do Brasil entre janeiro a maio, após a colheita das culturas comerciais de verão e antecedendo às de inverno, com a finalidade de proteção do solo e acúmulo de C e N. Em função da produção de elevadas quantidades de fitomassa e da capacidade de fixação de N<sub>2</sub> atmosférico pelas leguminosas, estas espécies são uma alternativa interessante para o uso em solos arenosos, naturalmente pobres em matéria orgânica (Aita & Giacomini, 2006). Além da economia na adubação nitrogenada, a utilização de plantas de cobertura pode significar também economia na aplicação de herbicidas.

A adoção do plantio direto tem sido apontada com uma das alternativas para o seqüestro de C no solo, sendo necessário neste sistema de cultivo a inclusão de plantas de cobertura (Lal, 2007). O incremento de C no solo depende das práticas de manejo e da quantidade e qualidade dos resíduos culturais das plantas utilizadas no sistema de rotação

(Follet, 2001). Espécies leguminosas de plantas de cobertura do solo no verão são uma proposta interessante para esta finalidade, especialmente em regiões tropicais e subtropicais (Calegari et al., 2008; Wang et al., 2010), devido a elevada capacidade de produção de fitomassa e acúmulo de N em um curto espaço de tempo. Por outro lado, a adição de resíduos culturais ao solo, especialmente aqueles com baixa relação C/N, podem favorecer as emissões de óxido nitroso ( $N_2O$ ) para a atmosfera via nitrificação e desnitrificação (Huang, et al. 2004,).

O  $N_2O$  é um dos principais gases causadores do efeito estufa, com poder de aquecimento global 296 vezes superior ao dióxido de carbono ( $CO_2$ ). Além disso, o  $N_2O$  é uma das principais moléculas responsáveis pela destruição do ozônio (Ravishankara, et al., 2009). Desta forma, benefícios oriundos da adição de resíduos culturais no plantio direto, como o seqüestro de C no solo e adição de N por leguminosas, podem ser contra-balanceados pela emissão de  $N_2O$  e vice-versa (Senbayram et al. 2011). A utilização de plantas de cobertura implica na adição de resíduos frescos ao solo, que caracterizam-se por apresentar concentrações elevadas de C e N rapidamente decomponíveis (Henriksen & Breland, 1999). Resíduos culturais mantidos na superfície podem resultar em maiores taxas de liberação de N em relação àqueles incorporados ao solo (Seneviratne, 2000), além de contribuir para a criação de condições favoráveis para a desnitrificação (Baggs et al., 2003). No entanto, raros são os trabalhos que avaliam a relação existente entre a decomposição de resíduos culturais na superfície do solo e as emissões de  $N_2O$ .

Apesar dos efeitos positivos do uso de plantas de cobertura no sistema plantio direto é necessário que as emissões de  $N_2O$  também sejam quantificadas para auxiliar na escolha das espécies a serem utilizadas em rotação de culturas. A hipótese deste estudo é de que as plantas utilizadas como cobertura do solo apresentam diferentes emissões de  $N_2O$  após o manejo devido a composição dos resíduos culturais. A justificativa é a necessidade de selecionar espécies para utilização como cobertura de solo de modo a aliar altas adições de C e N com baixas emissões de  $N_2O$ .

### **3.3. Material e métodos**

#### **3.3.1. Caracterização do local e tratamentos**

O estudo foi realizado no período de janeiro de 2010 a setembro de 2011 em experimento implantado em janeiro de 2007 na área experimental do Departamento de Solos

da Universidade Federal de Santa Maria - UFSM (29°45'S, 53°42'W; cerca de 95 m de altitude), Rio Grande do Sul, Brasil. O clima do local é subtropical húmido (tipo Cfa2, na classificação de Köppen) com precipitação média anual de 1.686 mm e temperatura média anual de 19,3°C. O solo é classificado como Typic Hapludalf (Soil Survey Staff, 1999) e apresenta na camada 0-0,1 m, 600 g kg<sup>-1</sup> de areia, 300 g kg<sup>-1</sup> de silte, 100 g kg<sup>-1</sup> de argila e 7,54 g de C kg<sup>-1</sup> de solo. Anteriormente à implantação do experimento, o solo da área foi revolvido com arado de discos e em seguida recebeu calcário, o qual foi incorporado ao solo pela passagem de uma grade de discos. Após a implantação do experimento o preparo do solo adotado foi sempre o sistema plantio direto.

Os tratamentos avaliados no experimento são constituídos de plantas de cobertura de verão cultivadas no período de entressafra das culturas comerciais. As espécies de plantas de cobertura avaliadas foram: mucuna-preta (*Mucuna aterrima*), milheto (*Pennisetum americanum*), guandu-anão (*Cajanus cajan*), crotalária juncea (*Crotalaria juncea*), crotalária spectabilis (*Crotalaria spectabilis*) e feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*). Estas espécies foram cultivadas sem aplicação de nenhum tipo de fertilizante. Além desses, foram avaliados dois tratamentos que permaneceram em pousio (controle) durante o período desenvolvimento das plantas de cobertura. Num tratamento sob pousio, as culturas comerciais de verão e inverno foram cultivadas sem adubação nitrogenada e, no outro, as mesmas receberam adubação nitrogenada conforme recomendações técnicas. Nas parcelas onde foram cultivadas as plantas de cobertura no verão, as espécies comerciais receberam apenas P e K. Os tratamentos foram dispostos no delineamento de blocos ao acaso com quatro repetições.

Durante a realização deste estudo a seqüência de culturas no experimento foi a seguinte: plantas de cobertura de verão / aveia-branca (*Avena sativa* L.) / feijão-preto (*Phaseolus vulgaris* L.) / plantas de cobertura de verão / aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb). Em janeiro de 2010 foi realizada a semeadura das espécies de plantas de cobertura de verão em linhas espaçadas de 0,45 m. A densidade de sementes utilizada foi de 12 kg ha<sup>-1</sup> para o milheto, 30 kg ha<sup>-1</sup> para a crotalária juncea e crotalária spectabilis e 50 kg ha<sup>-1</sup> para o guandu-anão. O feijão-de-porco e a mucuna-preta foram semeados em covas, espaçadas em 0,25 m, na densidade de duas sementes por cova. No tratamento em pousio as parcelas foram mantidas livres de invasoras. No momento do pleno florescimento das espécies foi realizado o manejo das plantas de cobertura com rolo-faca. Em seguida foi realizada a semeadura da aveia-branca com espaçamento entre linhas de 0,17 m e uma densidade de sementes de 80 kg ha<sup>-1</sup>. A adubação mineral de semeadura constou de 60 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e 60 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O. Apenas o tratamento pousio com adubação nitrogenada recebeu 20 kg de N ha<sup>-1</sup> por ocasião da

semeadura e 40 kg de N-uréia ha<sup>-1</sup> em cobertura. Após a colheita da aveia-branca foi semeado o feijão, com espaçamento entre linhas de 0,45 m e densidade de sementes de 80 kg ha<sup>-1</sup>. No momento da semeadura, todas as parcelas receberam o equivalente a 20 kg N ha<sup>-1</sup>, 80 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> e 80 kg K<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>. Durante o desenvolvimento do feijão nos meses de novembro e dezembro de 2010 foram realizadas irrigações por aspersão quando constatado déficit hídrico. Após a colheita do feijão, as plantas de cobertura de verão foram novamente semeadas na área e as parcelas dos tratamentos controle mantidas em pousio onde cresceram as plantas invasoras. Para a semeadura e o manejo das espécies no pleno florescimento seguiu-se os mesmos procedimentos descritos para o ano de 2010. Na seqüência foi realizada a semeadura da aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb.) com espaçamento entre linhas de 0,17 m e sem o uso de adubação de semeadura. A adubação nitrogenada de cobertura no tratamento pousio + N (40 kg N ha<sup>-1</sup>) foi realizada 28 dias após a semeadura. Na tabela 1 são apresentadas em ordem cronológica as principais operações realizadas durante o período de avaliação. Os dados climáticos foram obtidos da Estação Automática de Meteorologia do Departamento de Fitotecnia (UFSM), distante 2 km do local do experimento.

### **3.3.2. Caracterização dos resíduos culturais das plantas de cobertura**

No estágio de pleno florescimento das plantas de cobertura de verão foi determinada a produção de matéria seca (MS) em cada parcela do experimento. Após a coleta, as amostras de material vegetal foram secas em estufa a 65°C até peso constante. As amostras secas foram pesadas e em seguida finamente moídas (< 1 mm). No material moído foi determinado o conteúdo total de C e N por combustão seca em analisador elementar (FlashEA 1112 Thermo Finnigan). A determinação do conteúdo de fração solúvel, celulose, hemicelulose e lignina seguiu a metodologia de Van Soest (Van Soest, 1963). O C e o N solúveis em água (20°C) foram extraídos dos resíduos através de agitação por 30 minutos (relação resíduo:água de 1:100), seguido de filtração em filtros Whatman nº 2. O conteúdo de C e N nos extratos foi determinado conforme Tedesco et al. (1995). As análises foram realizadas em quatro repetições para cada tratamento.

Tabela 1. Cronograma das principais operações de campo realizadas ao longo do período de avaliação.

<b>Data</b>	<b>Operação de campo</b>
23 janeiro 2010	Semeadura das plantas de cobertura
11 abril 2010	Manejo das plantas de cobertura com rolo-faca
12 abril 2010	Primeira amostragem de N <sub>2</sub> O do primeiro ano
30 abril 2010	Semeadura de aveia-branca em todas as parcelas
08 junho 2010	Adubação nitrogenada (40 kg N ha <sup>-1</sup> tratamento pousio + N)
03 setembro 2010	Última amostragem de N <sub>2</sub> O do primeiro ano
06 outubro 2010	Colheita aveia-branca
28 outubro 2010	Semeadura do feijão
25 janeiro 2011	Colheita do feijão
31 janeiro 2011	Semeadura das plantas de cobertura (idem 2010)
29 abril 2011	Manejo das plantas de cobertura com rolo-faca
30 abril 2010	Primeira amostragem de N <sub>2</sub> O do segundo ano
08 junho 2011	Semeadura aveia-preta (60 kg ha <sup>-1</sup> )
06 julho 2011	Adubação nitrogenada (40 kg N ha <sup>-1</sup> tratamento pousio + N)
26 setembro 2011	Última amostragem de N <sub>2</sub> O do segundo ano

### 3.3.3. Avaliação das emissões de N<sub>2</sub>O

Nos dois anos, os fluxos de N<sub>2</sub>O foram monitorados durante o período de abril a setembro, totalizando 33 coletas em 140 dias no ano 2010 e 26 coletas em 151 dias no ano de 2011. Em cada ano, as medidas dos fluxos foram intensificadas no período após o manejo das plantas de cobertura de verão, quando eram esperados maiores fluxos de N<sub>2</sub>O. Nesse período as medidas iniciaram um dia após o manejo das espécies, tendo a frequência de coletas variado de 01 e 04 dias até os primeiros 30 dias; semanal entre 30 e 72 dias do manejo; e após quinzenalmente até o final do período de avaliação.

Os fluxos de N<sub>2</sub>O foram medidos usando câmaras estáticas (Rochette & Bertrand, 2008). Logo após o manejo das plantas de cobertura de verão em 2010 e 2011, em cada tratamento foram instalados três suportes em aço galvanizado (0,4 m de largura x 0,4 m comprimento x 0,1 m de altura) que foram inseridos até 5 cm de profundidade no solo. Na parte superior dos suportes existia uma canaleta onde era encaixada a câmara e adicionado água para garantir a vedação entre a câmara e o suporte no momento da coleta das amostras de gás. As câmaras, também eram em aço galvanizado com 0,2 m de altura e equipadas com um termômetro com display externo para o monitoramento da temperatura, e um ventilador para a homogeneização da atmosfera interna antes da coleta. Na parte superior das câmaras foi instalado um septo de borracha através do qual foram coletadas as amostras de gás com

auxílio de seringas (polipropileno, 20 mL) nos tempos 0, 15 e 30 minutos após o fechamento das câmaras. As amostras de gás foram coletadas simultaneamente em todos os tratamentos, sempre entre 9 e 11 a. m., assumindo que neste período ocorre a emissão média diária (Jantalia et al., 2008). Após a coleta, as seringas foram colocadas em caixa refrigerada, mantidas a baixa temperatura e levadas até o Laboratório Biotransformações de Carbono e Nitrogênio da UFSM. A concentração de  $N_2O$  nas amostras foi determinada através de cromatografia gasosa (GC – *Greenhouse* 2014), sendo a análise realizada dentro de no máximo 24 horas após a coleta. O cromatógrafo utilizado é equipado com detector de captura de elétrons (ECD) a  $325^\circ C$ , coluna empacotada Porapak-Q a  $70^\circ C$ , gás de arraste  $N_2$  a um fluxo de  $26 \text{ mL minuto}^{-1}$ . O volume molar do gás foi corrigido para a temperatura no interior da câmara medida no momento de cada amostragem, e os fluxos foram calculados levando-se em conta a variação na concentração de  $N_2O$  na câmara durante o tempo em que ela permaneceu fechada, o volume da câmara, a área do solo ocupada pela câmara e o peso molecular do  $N_2O$  (Jantalia et al., 2008).

A quantidade de resíduos culturais das plantas de cobertura na superfície do solo da área delimitada pelo suporte das câmaras foi proporcional à produção de MS obtida em cada tratamento, sendo os resíduos adicionados úmidos sem prévia secagem. Durante as avaliações a área interna do suporte das câmaras foi mantida livre de plantas, assumindo-se que o N mineralizado foi consumido pelas plantas ao redor das bases. Por ocasião das adubações nitrogenadas de cobertura nas plantas do tratamento pousio + N, quantidades equivalentes de N foram aplicadas na área delimitada pelo suporte das câmaras.

#### **3.3.4. Análises de solo**

Durante o monitoramento dos fluxos de  $N_2O$ , em algumas datas de amostragem de gás nos primeiros 72 dias em 2010 e em 2011, foram coletadas amostras de solo em cada tratamento, na profundidade de 0-0.2 m em cinco pontos de cada parcela. A umidade gravimétrica nestas amostras foi obtida através da secagem do solo a  $105^\circ C$  por 24 horas. O espaço poroso saturado por água (%EPSA) foi calculado com base nos resultados do conteúdo gravimétrico de água no solo em cada data de avaliação e os valores de densidade do solo (dados não mostrados). No solo úmido foi determinado os teores de nitrogênio mineral ( $NH_4^+$  e  $NO_3^-$ ) após extração com KCl 1 M e destilação conforme metodologia descrita em Keeney and Nelson (1982).

### 3.3.5. Análises estatísticas

Os fluxos de N<sub>2</sub>O diários ( $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) foram calculados por interpolação linear e a emissão acumulada de N<sub>2</sub>O foi calculada somando-se as quantidades emitidas em cada intervalo de coleta. Para isso, foi realizada a média dos fluxos de N<sub>2</sub>O entre duas coletas consecutivas, multiplicando-se o valor resultante pelo intervalo de tempo decorrido entre as referidas coletas. Os dados referentes à emissão acumulada foram testados em relação à normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk, anteriormente a análise estatística. O teste t LSD (Least Square Difference) a 1% de probabilidade foi utilizado para a comparação das médias. Os resultados referentes à qualidade dos resíduos culturais e as emissões de N<sub>2</sub>O nos primeiros 72 dias após o manejo das plantas de cobertura foram submetidos à análise de correlação para estimar os coeficientes de correlação de Pearson ( $r$ ). Nesta análise, a emissão acumulada de N<sub>2</sub>O foi dividida pela produção de MS de cada espécie, dadas as diferenças nas quantidades adicionadas de MS pelas plantas de cobertura e da vegetação espontânea que cresceu no tratamento pousio.

## 3.4. Resultados

### 3.4.1. Propriedades dos resíduos culturais

A quantidade e a qualidade dos resíduos culturais adicionados ao solo com as plantas de cobertura variaram entre as espécies e entre os dois anos de estudo (Tabela 2). O milho foi a espécie que apresentou a maior produção de biomassa, sendo que na média dos dois anos superou em 2,4 vezes a quantidade de biomassa produzida pelas leguminosas. A *C. juncea* foi a leguminosa que se destacou com uma produção média de 7,6 Mg de MS ha<sup>-1</sup> e acúmulo de 3.413 kg de C ha<sup>-1</sup>. Com exceção ao guandu-anão, as demais espécies apresentaram produção de biomassa 35% menor em 2010 do que em 2011. De maneira geral, observa-se um decréscimo na qualidade bioquímica dos resíduos culturais em 2011 em relação aqueles adicionados ao solo em 2010. Para a maioria das espécies, menores teores de N, C<sub>sa</sub>, N<sub>sa</sub>, e FSVS e maiores valores de LIG e C/N foram observados nos resíduos culturais adicionados em 2011.

Tabela 2. Quantidades equivalentes de MS, C, N e características dos resíduos culturais adicionados às bases para avaliação da emissão de óxido nitroso.

Espécie	MS	C	N	C	N	Csa	Nsa	FDA	FDN	CEL	HEM	FSVS	LIG	C/N	Csa/Nsa	LIG/N
	Mg ha <sup>-1</sup>	kg ha <sup>-1</sup>		g kg <sup>-1</sup>												
Ano 2010																
Mucuna-preta	5,1	2238,1	103,6	437,2	20,2	97,4	7,4	485,1	563,0	370,8	77,8	436,9	81,6	21,6	13,1	4,0
Milheto	14,0	6065,8	132,6	430,4	9,4	50,0	4,0	461,3	721,5	377,2	260,2	278,4	42,9	46,1	12,2	4,5
Guandu-anão	4,1	1857,8	99,6	450,8	24,1	55,5	4,9	471,5	624,6	346,4	153,0	375,3	91,2	18,6	11,1	3,7
C. Juncea	8,4	3674,6	135,8	436,7	16,1	59,3	7,1	570,4	728,0	424,2	157,5	271,9	86,1	27,2	8,3	5,3
C. Spectabilis	8,4	3581,2	186,0	424,6	22,0	71,3	8,9	443,9	530,3	318,5	86,4	469,6	84,5	19,3	9,7	3,8
Feijão-de-porco	5,8	2442,1	211,2	418,6	36,1	121,8	20,0	334,5	434,4	238,3	99,9	565,5	59,6	11,5	6,0	1,6
Ano 2011																
Mucuna-preta	3,5	1577,5	61,0	447,8	17,3	62,0	6,7	510,5	640,4	340,1	129,9	359,5	96,0	25,9	9,1	5,5
Milheto	12,1	5446,7	73,5	449,7	6,1	41,5	2,8	477,4	771,3	372,0	294,0	228,6	67,2	74,1	14,7	11,0
Guandu-anão	4,9	2305,3	93,1	469,6	18,9	51,0	6,8	522,1	697,5	393,7	141,2	302,4	101,3	24,9	7,4	5,3
C. Juncea	6,8	3152,4	112,85	461,7	16,5	43,3	6,5	569,3	729,4	426,6	160,2	270,5	106,8	27,9	6,6	6,4
C. Spectabilis	4,0	1782,0	92,0	437,6	22,5	63,5	8,1	459,5	560,3	295,2	100,9	439,6	83,2	19,4	7,7	3,6
Feijão-de-porco	4,3	1952,0	117,8	446,2	26,9	85,0	13,1	398,4	543,0	226,0	144,7	456,9	68,0	16,5	6,4	2,5
Pousio	7,3	3167,3	91,0	431,1	12,4	119,7	10,3	352,7	661,4	297,1	308,7	338,5	22,1	34,7	11,5	1,7

MS – matéria seca à 65°C; C – carbono; N – nitrogênio; Csa – carbono solúvel em água (20° C); Nsa – nitrogênio solúvel em água (20°C); FDA – Fibra Detergente Ácida; FDN – Fibra Detergente Neutra; CEL – celulose; HEM – hemicelulose; FSVS – fração solúvel de Van Soest; LIG – lignina.

Os teores de N nas plantas de cobertura variaram de 6.1 a 36.1 g kg<sup>-1</sup>, resultando em valores de C/N que variaram de 11.5 (feijão-de-porco) a 74.1 (milheto). Em 2011, a quantidade de N adicionada ao solo foi na média de todas as espécies 58% menor do que em 2010 (145 vs 92 kg ha<sup>-1</sup>). A celulose e a hemicelulose (holocelulose) são os principais componentes dos resíduos culturais. Os teores de lignina variaram de 42.9 (milheto) a 106.8 g kg<sup>-1</sup> (C. juncea). As plantas invasoras do pousio, representadas principalmente pela espécie *Brachiaria plantaginea*, adicionaram, em 2011, quantidades de biomassa e C superior a maioria das espécies leguminosas de plantas de cobertura. Embora os resíduos culturais do pousio tenham apresentado baixo teor de N, os teores de Csa e Nsa desses resíduos foram entre os mais elevados em 2011.

### 3.4.2. Nitrogênio mineral e espaço poroso saturado por água

Os valores de espaço poroso saturado por água no solo (ESPA) do solo variaram de 12 a 73% durante os dois anos avaliados (Fig 1b). A utilização das espécies de cobertura não influenciou consideravelmente os valores de EPSA, que foram dependentes das precipitações ocorridas no período (Fig 1a).

Os teores de N mineral (NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) na camada 0-20 cm do solo quando do manejo das plantas de cobertura em 2010 foram inferiores a 10 kg ha<sup>-1</sup> (Fig. 1c e d). Na primeira avaliação realizada e somente em 2010 a concentração de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no solo do tratamento pousio superou em até 3 vezes a concentração média de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> dos tratamentos com plantas de cobertura. Observa-se que após esse período inicial, a diferença nas concentrações de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> entre os tratamentos com leguminosas e o pousio aumentaram até 28 dias em 2010 e 36 dias em 2011, indicando um período de mineralização do N contido nos resíduos culturais. Ao final desse período, o valor máximo de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no solo atingiu 56 kg N ha<sup>-1</sup> após feijão-de-porco em 2010 e 68 kg N ha<sup>-1</sup> após C. juncea em 2011.

Resultado inesperado ocorreu no tratamento com a C. spectabilis no ano de 2011, em que os valores de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foram semelhantes aos determinados no solo do pousio mesmo a leguminosa tendo adicionado 92 kg N ha<sup>-1</sup> ao solo. Após o período de acúmulo de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, as concentrações desse elemento no solo reduziram a níveis semelhantes ao observado logo após o manejo das plantas de cobertura. Em relação ao NH<sub>4</sub><sup>+</sup> observa-se uma dinâmica distinta entre o primeiro e o segundo ano. Enquanto no primeiro ano as concentrações de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> aumentaram até o primeiro mês após o manejo das plantas de cobertura, no segundo ano isso não ocorreu e foi verificada menor variação nos teores de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> entre as avaliações realizadas.

Em 2010 a adubação nitrogenada no tratamento pousio + N resultou em aumento nos teores de N mineral ( $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$ ) em relação ao tratamento pousio sem N (Fig 1c e 1d). No segundo ano, devido ao atraso da semeadura da aveia, a aplicação do N-uréia foi realizada após o final o período das avaliações de N mineral no solo e com isso não foi possível avaliar o efeito dessa prática sobre os teores de N mineral do solo em 2011.

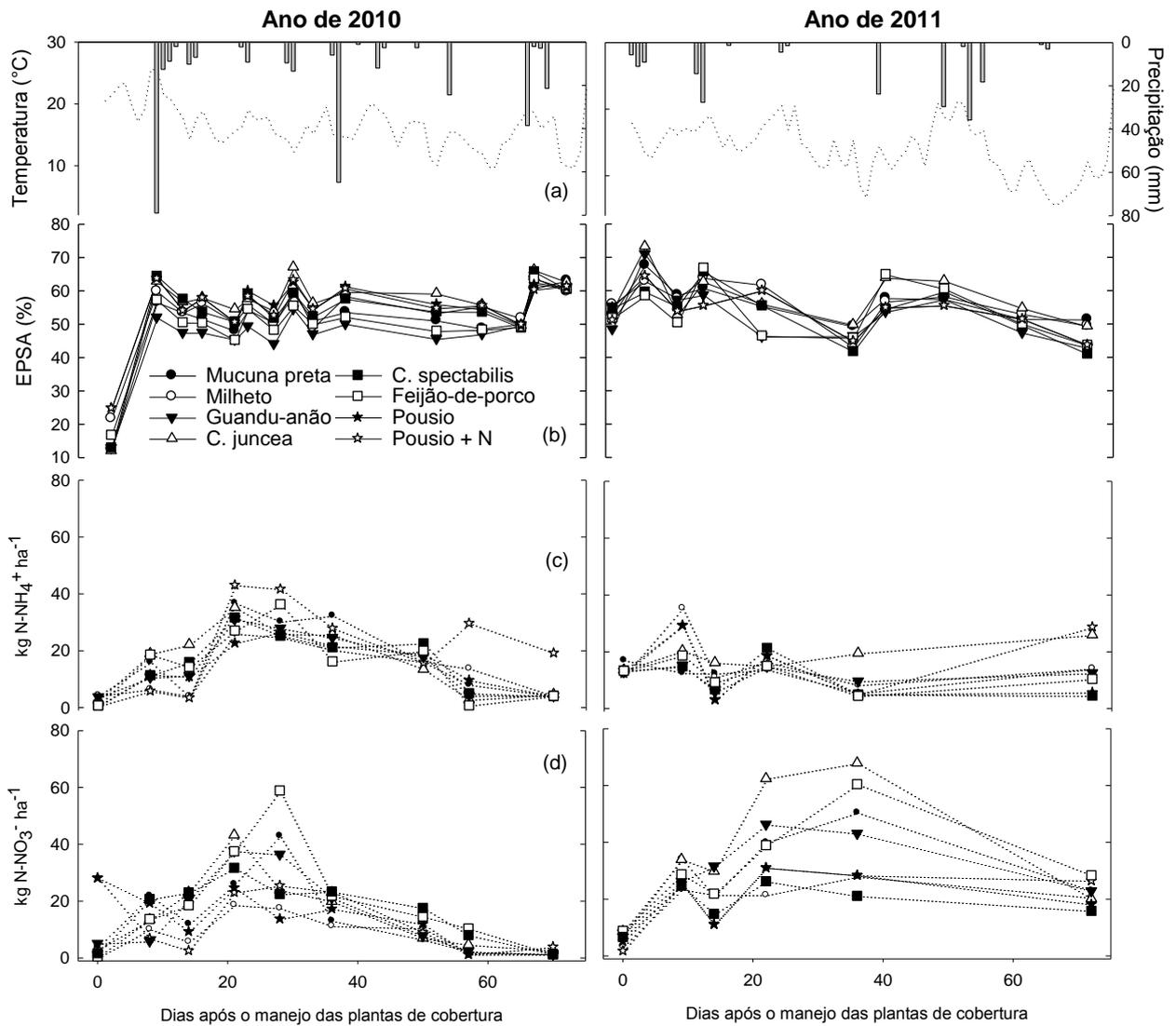


Figura 1. Temperatura média do ar e precipitação diária (a), espaço poroso saturado por água (EPSA %) (b), e quantidades de  $\text{NH}_4^+$  (c) e  $\text{NO}_3^-$  (d) no solo na camada de 0-20 cm nos primeiros 72 dias após o manejo das plantas de cobertura em 2010 e 2011.

### 3.4.3. Fluxos de N<sub>2</sub>O

Nos dois anos, os maiores fluxos de N<sub>2</sub>O após a adição dos resíduos culturais ao solo foram observados nos primeiros 40 dias após o manejo das espécies (Fig. 2). Nesse período, definido como pós manejo, o aumento nos fluxos de N<sub>2</sub>O coincidiu com a ocorrência de eventos pluviométricos (Fig. 2), os quais resultaram na elevação dos valores de EPSA (Fig. 1b). Aos 9 e 12 dias após o manejo, no primeiro e segundo ano, respectivamente, quando ocorreram as precipitações pluviométricas (79 e 32 mm) mais intensas do período após manejo foram observados em todos os tratamentos os maiores fluxos de N<sub>2</sub>O. Nos tratamentos com plantas de cobertura esses fluxos de N<sub>2</sub>O, em 2010, variaram de 152,7 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> no milho a 1017,6 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> na mucuna e, em 2011, variaram de 181,3 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> na mucuna a 1305,1 na *C. spectabilis*.

Nos primeiros 40 dias após o manejo nos dois anos de estudo observa-se que o efeito das precipitações sobre o aumento dos fluxos de N<sub>2</sub>O foi efêmero mesmo em períodos com alta pluviometria. Esse resultado fica evidente no período entre 9 e 12 dias após o manejo das plantas de cobertura em 2010 quando ocorreram quatro eventos pluviométricos de 79, 13, 9 e 2 mm, respectivamente (Fig 2a). Após a ocorrência dos 79 mm de chuva aos 9 dias após o manejo, o fluxo médio nos tratamentos com plantas de cobertura foi de 430 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, superior ao de 13,3 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> medido na avaliação anterior. No dia seguinte, mesmo com a ocorrência de 13 mm de chuva o fluxo médio diminuiu para 154 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> e para 71 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ao final dos dois dias seguintes.

Em 2010 no período após o manejo, os fluxos de N<sub>2</sub>O em todos os tratamentos com plantas de cobertura sempre superaram aqueles observados no pousio. Já em 2011, nos tratamentos com mucuna e milho, os fluxos de N<sub>2</sub>O superaram aqueles do pousio em apenas 33% das avaliações realizadas. Para os tratamentos com *C. spectabilis*, guandu e *C. juncea* esse índice atingiu 50%. Em 2010 nos primeiros 7 dias a emissão de N<sub>2</sub>O no solo sob milho atingiu um valor médio de 105,4 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> aproximadamente 7 vezes superior ao maior fluxo de N<sub>2</sub>O observado nos tratamentos com as leguminosas no mesmo período.

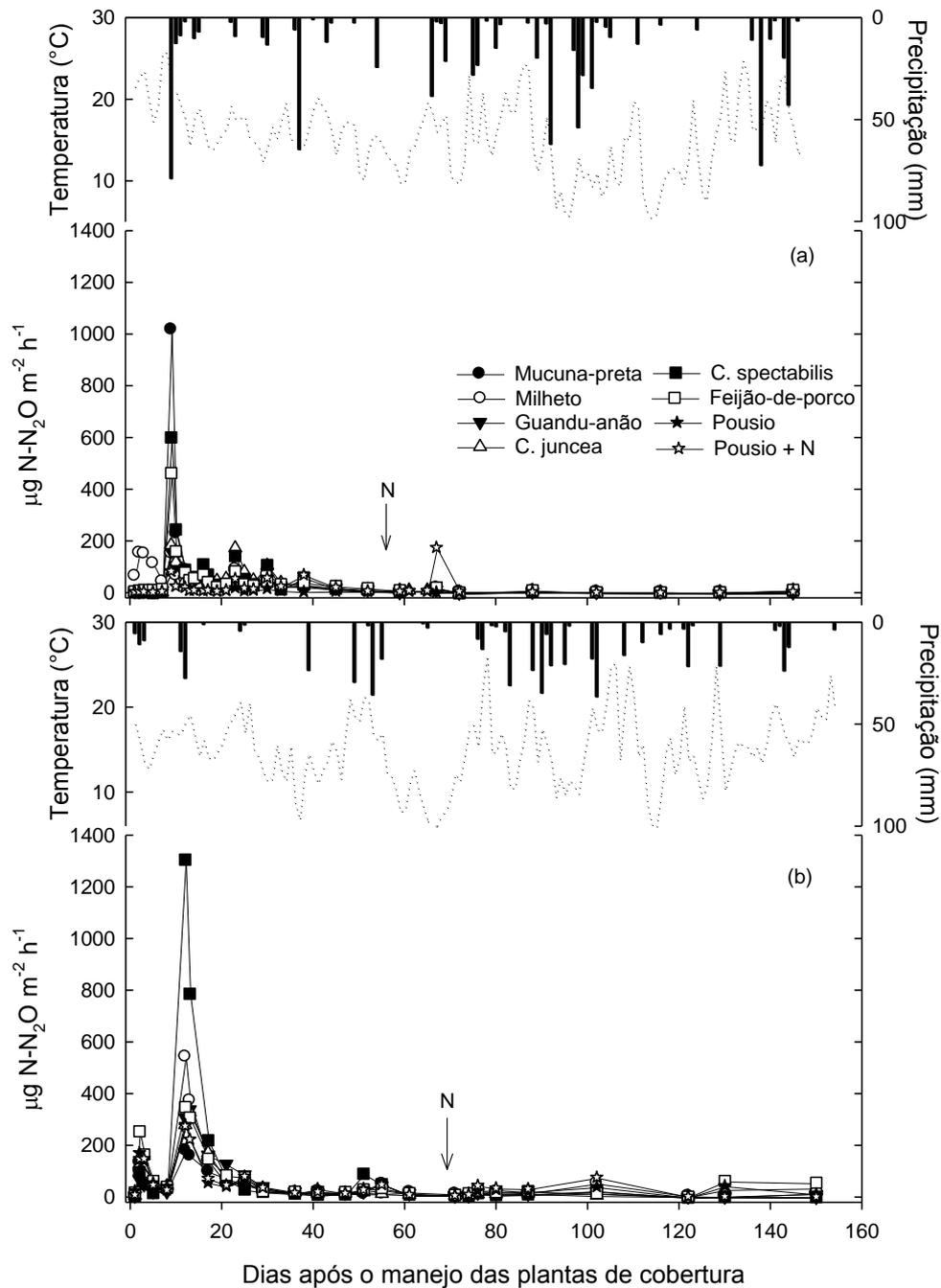


Figura 2. Fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  e precipitação diária e temperatura média do ar nos anos de 2010 (a) e 2011 (b). As setas indicam a aplicação de N em cobertura.

No período após os 40 dias até 145 dias em 2010 e 151 dias em 2011 do manejo das espécies, mesmo com a ocorrência de chuvas (Fig. 1a) que provocaram elevação no EPSSA, (Fig. 1b) não foram observados aumentos nos fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  (Fig 2a e 2b). Nesses períodos os fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  atingiram valores médios de apenas  $3,7 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$  e  $17,4 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ,

respectivamente. As reduções dos fluxos de N<sub>2</sub>O coincidiram com o início do inverno e a diminuição da temperatura média diária do ar para menos de 10°C (Fig 2a e 2b).

Logo após a adição de N via adubação nitrogenada a emissão de N<sub>2</sub>O aumentou apenas em 2010. A emissão de N<sub>2</sub>O após a aplicação de N em cobertura em 2010 atingiu 175,0 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, enquanto que em 2011 este valor foi de apenas 44,7 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. No entanto, os fluxos médios de N<sub>2</sub>O no tratamento pousio + N foram superiores em 2011, quando foram mantidas as plantas invasoras nas parcelas. No primeiro ano os fluxos médios observados neste tratamento foram de 24,9 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, enquanto que no segundo ano estes valores atingiram 70,2 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>.

#### **3.4.4. Emissão cumulativa de N<sub>2</sub>O e fator de emissão**

A dinâmica de emissão cumulativa de N<sub>2</sub>O seguiu um mesmo padrão nos dois anos avaliados (Fig 3), sendo que os fluxos iniciais foram responsáveis pela maior parte da emissão de N<sub>2</sub>O. Nos primeiros 40 dias após o manejo das plantas de cobertura ocorreu a emissão de aproximadamente 74% do total de N<sub>2</sub>O emitido em 2010 e 2011. No pousio + N, nesse mesmo período foi emitido apenas 46% do total emitido em cada ano. As maiores emissões cumulativas de N<sub>2</sub>O foram observadas no tratamento crotalária spectabilis no primeiro (987 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>) e segundo ano (2.053 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>). Já as menores emissões foram observadas no tratamento pousio (159,7 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>) e no tratamento mucuna-preta (887 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>) em 2010 e 2011, respectivamente. Em 2011 observa-se que a quantidade cumulativa de N<sub>2</sub>O emitida nos tratamentos com plantas de cobertura não superou aquela emitida no tratamento pousio (Figura 3).

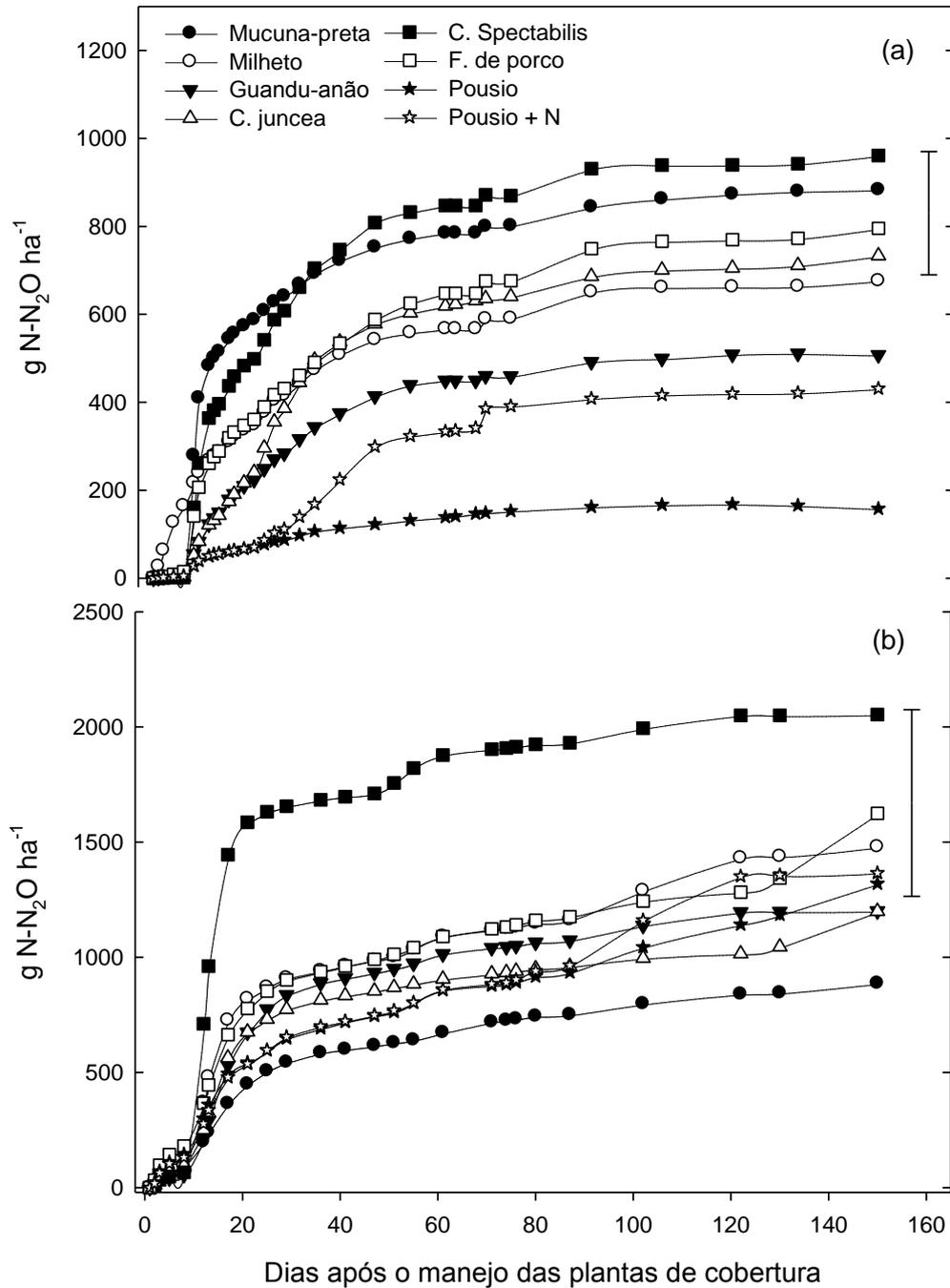


Figura 3 -Emissão cumulativa de  $N_2O$  após o manejo das plantas de cobertura em 2010 (a) e 2011 (b). A barra vertical na última data de avaliação, em cada ano, indica a diferença mínima significativa entre as médias de tratamento.

A perda de nitrogênio na forma de  $N_2O$  não foi proporcional a adição de N pelas plantas (Tabela 1 e 3). Assumindo que nos dois anos as emissões de  $N_2O$  sejam oriundas exclusivamente dos resíduos culturais, as quantidades de N adicionado perdidas na forma de

N<sub>2</sub>O (fator de emissão) variaram de 0,22 a 0,80%. A ausência de fator de emissão em 2011 em alguns tratamentos deve-se que em alguns tratamentos as plantas de cobertura (mucuna, guandu e *C. juncea*) emitiram menor quantidade de N<sub>2</sub>O do que aquela medida no pousio. Nos dois anos o fator de emissão do N adicionado com as plantas de cobertura não superou aqueles obtidos no tratamento pousio + N (0,49 e 0,03%).

Tabela 3. Emissão cumulativa de N-N<sub>2</sub>O e fator de emissão de N-N<sub>2</sub>O por unidade de N e de matéria seca (MS) adicionada, obtidos a partir dos fluxos de N<sub>2</sub>O medidos durante 140 e 151 dias após o manejo das plantas de cobertura de verão em 2010 e 2011, respectivamente<sup>(1)</sup>.

Tratamentos	N-N <sub>2</sub> O (g ha <sup>-1</sup> )	N-N <sub>2</sub> O (% N aplicado)	N-N <sub>2</sub> O (g N-N <sub>2</sub> O Mg <sup>-1</sup> MS)
Ano de 2010			
Mucuna-preta	885.5 ± 151.5 ab	0.70 ± 0.15 a	173.0 ± 29.6 a
Milheto	684.6 ± 158.6 bcd	0.40 ± 0.12 b	48.5 ± 11.2 e
Guandu-anão	511.2 ± 81.8 cd	0.35 ± 0.08 b	124.0 ± 19.8 bc
Crotalária juncea	757.1 ± 90.5 abc	0.44 ± 0.07 ab	89.9 ± 10.7 cd
Crotalária spectabilis	987.1 ± 143.0 a	0.44 ± 0.08 ab	117.0 ± 16.9 bc
Feijão-de-porco	823.9 ± 153.4 ab	0.31 ± 0.07 b	141.1 ± 26.2 ab
Pousio	159.7 ± 21.1 e	-	-
Pousio + N	453.4 ± 126.4 de	0.49 ± 0.21 ab	-
Ano de 2011			
Mucuna-preta	887.0 ± 63.3 b	fn	251.7 ± 17.9 bc
Milheto	1479.3 ± 524.3 ab	0.22 ± 0.71 ab	122.1 ± 43.2 e
Guandu-anão	1200.9 ± 76.3 b	fn	244.6 ± 15.5 bcd
Crotalária juncea	1199.5 ± 89.3 b	fn	175.6 ± 13.0 de
Crotalária spectabilis	2053.8 ± 489.1 a	0.80 ± 0.53 a	504.3 ± 120.1 a
Feijão-de-porco	1625.0 ± 88.8 ab	0.26 ± 0.08 ab	371.4 ± 20.3 b
Pousio	1320.4 ± 531.6 ab	-	179.7 ± 72.3 de
Pousio + N	1366.8 ± 318.3 ab	0.03 ± 0.21 abc	186.0 ± 43.3 de

<sup>(1)</sup> Médias seguidas da mesma letra, na coluna em cada ano, não diferem entre si pelo teste LSD a 1%. Fn - Fatores de emissão negativos, inferiores ao pousio.

Os valores cumulativos de emissão de N<sub>2</sub>O ao final de cada período de avaliação foram relacionados com a quantidade de MS adicionada pelas plantas de cobertura e as plantas invasoras do pousio em cada ano (Tabela 3). Nos dois anos, o milho destacou-se com a menor quantidade de N<sub>2</sub>O emitida por unidade de MS adicionada ao solo. Entre as leguminosas, a *C. juncea* foi a espécie com os menores valores para essa relação, que em 2010 foi de 90 g N-N<sub>2</sub>O Mg<sup>-1</sup> MS e em 2011 atingiu 176 g N-N<sub>2</sub>O Mg<sup>-1</sup> MS. Esse valor

determinado para a *C. juncea* no segundo ano é semelhante ao obtido com o pousio, embora a leguminosa tenha adicionado ao solo 20% mais N do que as plantas invasoras.

### 3.4.5. Propriedades dos resíduos culturais e sua correlação com as emissões de $N_2O$

Os resultados indicam que componentes solúveis (C sol, N sol e FSVS) podem indicar o potencial de emissão de  $N_2O$  de resíduos culturais, principalmente, na fase inicial da decomposição (Tabela 4). A relação  $N-N_2O \text{ Mg}^{-1}$  biomassa adicionada apresentou correlação positiva com os teores de N total. Correlações negativas significativas foram obtidas com os teores de CEL e os valores de relação  $LIG/N$ .

Tabela 4. Coeficientes de correlação de Pearson ( $r$ ) entre a emissão cumulativa de  $N_2O$  por unidade de biomassa adicionada ( $\text{g N-N}_2\text{O Mg}^{-1}$  de biomassa) e os parâmetros de qualidade dos resíduos culturais das plantas de cobertura de verão nos anos 2010 e 2011.

Variáveis mensuradas	N	C/N	C sol	N sol	CEL	HEM	LIG	FSVS	LIG/N
$N-N_2O$									
14 dias	0.66***	ns	0.37**	0.36*	-0.56***	ns	ns	0.34*	-0.35*
21 dias	0.69***	ns	ns	0.32*	-0.50***	ns	ns	ns	ns
30 dias	0.70***	ns	ns	0.32*	-0.49**	ns	ns	ns	ns
72 dias	0.70***	ns	ns	0.34*	-0.51***	ns	ns	ns	-0.33*

\*, \*\*, \*\*\* níveis de significância de 0.05, 0.01 e 0.001 de probabilidade, respectivamente. ns – não significativa. N – nitrogênio; C/N – relação C/N; C sol – Carbono solúvel em água (20°C); N sol – nitrogênio solúvel em água (20°C); CEL – Celulose; HEM – Hemicelulose; HOL – Holocelulose (CEL+HEM); LIG – lignina; FSVS – fração solúvel de van Soest; FDA – fibra detergente ácida; FDN – fibra detergente neutra; LIG/N – relação lignina/nitrogênio.

## 3.5. Discussão

### 3.5.1. Emissão de $N_2O$ após o manejo das plantas de cobertura

A emissão de  $N_2O$  aumentou após o manejo dos resíduos culturais nos dois anos avaliados. Este aumento pode ser atribuído ao incremento de substrato disponível para a produção de  $N_2O$  e a possível criação de microsítios de anaerobiose devido ao consumo de  $O_2$  a respiração dos microrganismos aeróbicos do solo (Aulakh et al., 2000; Baggs et al., 2000; Azam et al., 2002; Millar e Baggs, 2004). Além disso, resíduos vegetais com baixa relação C/N podem gerar maiores concentrações de carbono orgânico dissolvido no solo, aumentando a quantidade de  $N_2O$  emitido (Huang et al., 2004).

A influência dos resíduos culturais sobre as emissões de  $N_2O$  foi maior durante curto período após o manejo das plantas de cobertura. Em um segundo momento após o manejo das plantas de cobertura os fluxos de  $N_2O$  reduziram, conforme verificado em outros estudos com a adição de resíduos culturais (Baggs et al., 2006; Gomes et al., 2009; Alluvione et al., 2010; Muhammad et al., 2011). A redução nos fluxos de  $N_2O$  em todos os tratamentos pode ser creditada a redução da disponibilidade de C no solo. Azam et al. (2002) sugerem que a redução das emissões iniciais de  $N_2O$ , oriundas principalmente da desnitrificação em condições de alta disponibilidade de C, ocorre devido a exaustão do C disponível enquanto que a nitrificação contribui mais significativamente a partir deste momento.

Os fluxos máximos de  $N_2O$  coincidiram com as primeiras precipitações ocorridas após o manejo das plantas de cobertura. Com a elevação do EPSA e redução da disponibilidade de  $O_2$ , surgem zonas de anaerobiose que favorecem a redução de  $NO_3^-$  via respiração anaeróbica. Dobbie e Smith (2001) relatam que o aumento do EPSA para acima de 50% reduz a difusividade do oxigênio nos agregados e, aliado a respiração do solo, incrementa rapidamente a fração de solo sob condições de anaerobiose. O efeito de precipitações sobre a emissão de  $N_2O$  também foi observado em outros estudos durante a decomposição de resíduos culturais em condições de campo (Baggs et al., 2003; Baggs e Blum, 2004) e de laboratório (Velthof et al., 2002). Além do efeito sobre o EPSA e disponibilidade de  $O_2$ , a intensidade das precipitações ocorridas após o manejo das espécies têm efeito importante em relação a lixiviação de compostos solúveis presentes nos resíduos culturais, que são facilmente catabolizados pela população microbiana (Swift et al., 1979).

As maiores concentrações de  $N-NO_3^-$  no solo dos tratamentos pousio e pousio+N no momento do manejo das espécies em 2010, não ocasionaram maiores emissões de  $N_2O$ . A ausência de plantas crescendo na parcela do tratamento pousio pode ter sido a principal causa para as maiores concentrações de nitrato. Diferentemente, em 2011 quando as plantas espontâneas que se desenvolveram nas parcelas foram mantidas, as emissões de  $N_2O$  foram próximas àquelas observadas nos tratamentos com as plantas de cobertura. Esse resultado pode ser devido a boa qualidade dos resíduos do pousio, que no momento do manejo das espécies estavam na fase vegetativa. Tal condição é reforçada pelo baixo valor de lignina ( $22.1 \text{ g kg}^{-1}$ ), o que resultou em uma relação  $LIG/N$  de apenas 1,7. O maior fluxo de  $N_2O$  no tratamento em pousio, em 2011, deve estar relacionado a adição de C ao solo com biomassa das plantas invasoras. Em 2010, as parcelas do tratamento pousio foram mantidas livres de plantas invasoras não ocorrendo o aporte de C ao solo deste tratamento. Os resultados sugerem que a disponibilidade de carbono é o principal fator controlador das emissões de  $N_2O$

durante a decomposição de resíduos culturais na superfície do solo. A presença unicamente de  $\text{N-NO}_3^-$  no solo não garante as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  (Weier et al., 1993), especialmente em solos com baixa disponibilidade de carbono.

A interação entre a qualidade dos resíduos culturais e as condições climáticas nos primeiros dias de avaliação possivelmente potencializou os processos biológicos de nitrificação e desnitrificação, que podem atuar de forma isolada ou em sincronia. A adição de resíduos culturais pode estimular a nitrificação heterotrófica e favorecer a nitrificação autotrófica, a partir do aumento de concentração de  $\text{CO}_2$  na atmosfera do solo, que produzem  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{N}_2\text{O}$ . O C orgânico fornecido via resíduos culturais também serve como fonte de energia às bactérias desnitrificadoras, que utilizam o  $\text{NO}_3^-$  produzido pela nitrificação comoceptor final de elétrons na cadeia respiratória (Wrage et al., 2001).

Um resultado interessante foi obtido com os resíduos culturais do feijão-de-porco. Apesar do conteúdo de N, Csa e Nsa nos resíduos culturais ter sido superior às demais, esta espécie não apresentou elevadas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ . Este resultado possivelmente se deva a disponibilidade de C nos resíduos culturais do feijão-de-porco, que pode elevar a relação  $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$  direta e indiretamente. Diretamente, a maior disponibilidade de C, necessário para que os microrganismos possam reduzir o  $\text{NO}_3^-$ , promove um fluxo de elétrons que favorece a desnitrificação até sua última etapa ( $\text{N}_2\text{O}$  para  $\text{N}_2$ ) (Weier et al., 1993; Mathieu et al., 2006; Senbayram et al., 2011), e indiretamente contribui para a redução da disponibilidade de  $\text{O}_2$  no solo e manutenção da atividade da enzima óxido nitroso redutase. O processo inverso, onde a baixa disponibilidade de C pode reduzir a conversão de  $\text{N}_2\text{O}$  para  $\text{N}_2$ , pode explicar as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  mais elevadas em algumas coletas no tratamento milho em relação às demais espécies. Contudo, estudos mais específicos são necessários para comprovar esta hipótese.

Outro ponto importante que exerce influência sobre o processo de decomposição dos resíduos culturais, e conseqüentemente na emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ , é a composição morfológica das plantas. Folhas apresentam maior conteúdo de N, menos lignina e decompõe rapidamente resultando em mineralização líquida de N no solo, enquanto que os talos imobilizam N durante a decomposição (Quemada e Cabrera, 1995; Thippayarugs et al., 2008). Desta forma, plantas com maior proporção de folhas podem liberar quantidades significativas de N para o solo em um curto espaço de tempo e incrementar a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ .

A aplicação de nitrogênio na forma de uréia incrementou a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  no tratamento pousio + N (Fig. 1). Em 2010, o pico de emissão foi observado 10 dias após a aplicação do N, enquanto que em 2011 houve pequeno incremento 34 dias após a adubação. O

pequeno incremento em 2011 possivelmente se deva à presença de resíduos culturais, que podem causar imobilização de N e reduzir a disponibilidade de N para nitrificação e desnitrificação (Aulakh et al., 1991).

### **3.5.2. Emissão acumulada de N<sub>2</sub>O e fator de emissão**

A emissão acumulada de N<sub>2</sub>O não foi proporcional a adição de N pelas plantas de cobertura. Resultados semelhantes são relatados na literatura (Millar e Baggs, 2004; Frimpong e Baggs, 2010), embora de modo geral seja aceito que resíduos culturais com maior conteúdo de N no tecido vegetal resultem em mais produção de N<sub>2</sub>O (Huang et al., 2004; Toma e Hatano, 2007).

A relação entre a qualidade dos resíduos culturais e a emissão de N<sub>2</sub>O é discutida em alguns estudos, mas este é um aspecto ainda pouco estudado. As emissões cumulativas de N<sub>2</sub>O por toneladas de biomassa produzida foram correlacionadas positivamente com o teor de N e a presença de compostos solúveis nos resíduos culturais (ex. Csa, Nsa e FSVS). Resultados semelhantes observados em outros estudos comprovam a relação existente entre o C solúvel em água e as emissões de N<sub>2</sub>O (Paul e Beauchamp, 1989; Millar e Baggs, 2004). Isto porque o C solúvel em água, juntamente com conteúdo de N no tecido vegetal, é determinante no processo inicial de decomposição dos resíduos culturais (Reinertsen et al., 1984; Trinsoutrot, et al., 2000; Jensen et al., 2005), período no qual ocorrem as maiores emissões de N<sub>2</sub>O. Entretanto, é possível que o C e N dos resíduos vegetais quantificados como solúveis não representem necessariamente formas disponíveis imediatamente após o manejo das plantas de cobertura, já que a quantificação foi realizada em resíduos vegetais finamente moídos.

A emissão cumulativa de N<sub>2</sub>O foi negativamente correlacionada com os teores de celulose. A fração fibrosa presente nos resíduos culturais é um importante indicador do processo de decomposição, sendo inversamente relacionada com os processos de decomposição e liberação de N para o solo (Cobo et al., 2002; Jensen et al., 2005). Resíduos culturais com menor taxa de decomposição e liberação de N para o solo apresentam menor potencial de emitir N<sub>2</sub>O, tanto pela menor disponibilidade de N quanto pelo menor atividade microbiana, com discutido anteriormente. A correlação negativa entre a emissão de N<sub>2</sub>O/Mg e a relação LIG/N também indica que resíduos culturais de gramíneas com baixo teor de N e de LIG, como os do milheto, ao contrário do observado para as leguminosas, contribuem com uma menor emissão de N<sub>2</sub>O para a atmosfera.

O fator de emissão para os resíduos culturais das plantas de cobertura variou de 0,22 a 0,80% (Tabela 3). No entanto, existe uma grande variação entre os fatores de emissão de resíduos culturais. Em um estudo de incubação, Velthof et al. (2002) mostraram que os fatores de emissão podem variar de 0.1 a 14.6% durante a decomposição de diversos resíduos culturais.

Uma constatação importante verificada no presente estudo foi a diferença nos fatores de emissão entre os dois anos de avaliação. Enquanto em 2010 os fatores de emissão foram todos positivos, em 2011 este índice apresentou valores negativos e positivos. No entanto, em nenhum dos anos os valores superaram o índice de 1% estipulado pelo IPCC (2006). Não há dúvida que a composição dos resíduos culturais de plantas de cobertura exerce importante papel nas emissões de N<sub>2</sub>O. No entanto, os resultados evidenciam claramente que as condições climáticas influenciam grandemente as emissões de N<sub>2</sub>O após o manejo de resíduos culturais.

As maiores emissões cumulativas de N<sub>2</sub>O foram observadas em 2011, quando a precipitação acumulada foi inferior a 2010 (332 mm vs. 182 mm). O maior teor de umidade do solo no momento do manejo das plantas de cobertura em 2011 contribuiu para que, após a ocorrência das primeiras precipitações, tenha ocorrido maior elevação do EPSA. Assim, os fluxos máximos observados após o manejo determinam as emissões cumulativas de N<sub>2</sub>O. Outro aspecto que pode ter influenciado os valores de emissão cumulativa em 2011 está ligado a menor frequência de avaliações dos fluxos de N<sub>2</sub>O antes e após os eventos pluviométricos, em especial no período ocorrido aos 12 dias após o manejo das plantas de cobertura.

O objetivo do presente estudo foi o de selecionar espécies leguminosas de plantas de cobertura que possuem elevado acúmulo de MS e N e que apresentem baixo potencial de emissão de N<sub>2</sub>O para a atmosfera. Com base nos resultados do presente estudo pode-se indicar que, entre as leguminosas avaliadas, a *C. juncea* foi a espécie que melhor reuniu essas características. A *C. juncea* apresentou elevada produção de MS aliada a um acúmulo intermediário de N na biomassa e valores de emissão cumulativa de N<sub>2</sub>O e de fatores de emissão que estão entre os mais baixos obtidos durante os dois anos de condução do presente estudo. Em função dessas características a *C. juncea* é a leguminosa de verão mais indicada para uso na rotação de culturas em sistema de plantio direto.

### **3.6. Conclusões**

A inclusão de plantas de cobertura de solo em sistemas de cultivo no plantio direto aumenta as emissões de N<sub>2</sub>O para a atmosfera. Este estudo demonstrou que a escolha de plantas de cobertura é um fator chave para a adoção de sistemas com menor potencial de emissão de N<sub>2</sub>O. Nosso trabalho mostrou que as emissões de N<sub>2</sub>O não são proporcionais à adição de N via resíduos culturais, e que o potencial de emissão varia em espécies com relação C/N semelhantes. A disponibilidade de carbono determina a dinâmica dos fluxos de N<sub>2</sub>O após o manejo das plantas de cobertura. O fator de emissão de plantas de cobertura de verão foi inferior ao indicado pelo IPCC e varia em função das características dos resíduos culturais, mas é dependente das condições climáticas no período após o manejo das espécies. Entre as leguminosas avaliadas a *C. juncea* foi a espécie que apresentou elevado potencial para adição de C e N ao solo com as menores emissões de N<sub>2</sub>O para a atmosfera.

### 3.7. Literatura citada

- Alluvione, F., Bertora, C., Zavattaro L., Grignani, C., 2010. Nitrous oxide and carbon dioxide emissions following green manure and compost fertilization in corn. *Soil Science Society of American Journal* 74, 384-395.
- Aulakh, M. S., Doran, J. W., Walters, D. T., Mosier, A. R., Francis, D. D., 1991. Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralization. *Soil Science Society of American Journal* 55, 1020-1025.
- Aulakh, M. S., Khera, T. S., Doran, J. W., 2000. Mineralization and denitrification in up land, nearly saturated and flooded subtropical soil. *Biology and Fertility of Soils* 31, 168-174.
- Azam, F., Müller, C., Weiske, A., Benckiser, G., Ottow, J. C. G., 2002. Nitrification and denitrification as source of atmospheric nitrous oxide – role of oxidizable carbon and applied nitrogen. *Biology and Fertility of Soils* 35, 54-61.
- Baggs, E. M., Rees, R. M., Smith, K. A., Vinten, A. J. A., 2000. Nitrous oxide from soils after incorporating crop residues. *Soil Use and management* 16, 82-87.
- Baggs, E. M., Stevenson, M., Pihlatie, M., Regar, A., Cook, H., Cadisch, G., 2003. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertilizer under zero and conventional tillage. *Plant and Soil* 254, 361-370.
- Baggs, E. M., Blum, H., 2004. CH<sub>4</sub> oxidation and emissions of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O from *Lolium perenne* swards under elevated atmospheric CO<sub>2</sub>. *Soil Biology & Biochemistry* 36, 713-723.

- Baggs, E. M., Chebii, J., Ndufa, J. K., 2006. A short-term investigation of trace gas emissions following tillage and no-tillage of agroforestry residues in western Kenya. *Soil & Tillage Research* 90, 69-76.
- Bremner, J. M. 1960. Determination of nitrogen in soil by the Kjeldhal method. *Journal of Agricultural Science* 55, 11-33.
- Calegari, A., Hargrove, W. L., Rheinheimer, D. dos S., Ralisch, R., Tessier, D., Tourdonnet, S. de, Guimarães, M de F., 2008. Impact of long-term no-tillage and cropping system management on soil organic carbon in a Oxisol: A model of sustainability. *Agronomy Journal* 100, 1013-1019.
- Cobo, J. G., Barrios, E., Kass, D. C. L., Thomas, R. J., 2002. Decomposition and nutrient release by green manures in tropical hillside agroecosystem. *Plant and Soil* 240, 331-342.
- Creame N.G., Baldwin K.R. 2000. An evaluation of summer cover crops for use in vegetable production systems in North Carolina. *HortScience* 35:600–603
- Dobbie, K. E., Smith, K. A., 2001. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N<sub>2</sub>O emissions from a imperfectly drained gleysol. *European Journal of Soil Science* 52, 667-673.
- Follett, R. F., 2001. Soil management and carbon sequestration zin crop land. *Soil & Tillage Research* 61, 77-92.
- Frimpong, K. A., Baggs, E. M., 2010. Do combined applications of crop residues and inorganic fertilizer lower emissions of N<sub>2</sub>O from soil? *Soil Use and Management* 26, 412-424.
- Gomes, J., Bayer, C., Costa, F. de S., Piccolo, M. de C., Zanatta, J. A., Vieira, F. C. B., Six, J., 2009. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. *Soil & Tillage Research* 106, 36-44.
- Henriksen, T. M., Breland, T. A., 1999. Evaluation of criteria for describing crop residue degradability in a model of carbon and nitrogen turnover in soil. *Soil Biology & Biochemistry* 31, 1135-1149.
- Huang, Y., Zou, J., Zheng, X., Wang, Y., Xu, X., 2004. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. *Soil Biology & Biochemistry* 36, 973-981.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2006. In. Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), *Guidelines for National Greenhouse gas*

Inventories, vol. 4, Agriculture, Forestry and Other Land Use. National Greenhouse gas Inventories Programme.

- Jantalia, C. P., Santos, H. P., Urquiaga, S., Boddey, R. M., Alves, B. J. R., 2008. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 82, 161-173.
- Jensen, L. S., Salo, T., Palmason, F., Breland, T. A., Henriksen, T. M., Stenberg, B., Pedersen, A., Lundström, C., Esala, M., 2005. Influence of biochemical quality on C and N mineralization from a broad variety of plant materials in soil. *Plant and Soil* 273, 307-326.
- Lal, R., 2007. Carbon management in agricultural soils. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 12, 303-322.
- Mathieu, O., Lévêque, J., Hénault, C., Milloux, M. J., Bizouard, F., Andreux, F., 2006. Emissions and spatial variability of N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub> and nitrous oxide mole fraction at the field scale revealed with N<sup>15</sup> isotopic techniques. *Soil Biology & Biochemistry* 38, 941-951.
- Millar, N., Baggs, E. M., 2004. Chemical composition, or quality, of agroforestry residues influences N<sub>2</sub>O emissions after their addition to soil. *Soil Biology & Biochemistry* 36, 935-943.
- Muhammad, W., Vaughan, S. M., Dalal, R. C., Menzies, N. W., 2011. Crop residues and fertilizer nitrogen influence residue decomposition and nitrous oxide emission from a Vertisol. *Biology and Fertility of Soils* 47, 15-23.
- Novoa, R. S. A., Tejeda, H. R., 2006. Evaluation of the N<sub>2</sub>O emissions from N in plant residues as affected by environmental and management factors. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 75, 29-46.
- Paul, J. W., Beauchamp, E. G., 1989. Denitrification and fermentation in plant-residue-amended soil. *Biology and Fertility of Soils* 7, 303-309.
- Quemada, M., Cabrera, M. L., 1995. Carbon and nitrogen mineralized from leaves and stems of four cover crops. *Soil Science Society of American Journal* 59, 471-477.
- Ravishankara, A. R., Daniel, J. S., Portmann, R. W., 2009. Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21<sup>st</sup> century. *Science* 326, 123-125.
- Reinertsen, S. A., Elliot, L. F., Cochran, V. L., Campbell, G. S., 1984. Role of available carbon and nitrogen in determining the rate of wheat straw decomposition. *Soil Biology & Biochemistry* 16, 459-464.

- Senbayram, M., et al., 2011. N<sub>2</sub>O emission and the N<sub>2</sub>O/(N<sub>2</sub>O + N<sub>2</sub>) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrates concentrations. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, doi: 10.1016/j.agee.2011.06.022
- Seneviratne, G., 2000. Litter quality and nitrogen release in tropical agriculture: a synthesis. *Biology and Fertility of Soils* 31, 60-64.
- Soil Survey Staff, 1999. *Soil Taxonomy*, 2<sup>nd</sup>. United States Department of Agriculture, Washington.
- Stehfest, E., Bouwman, L., 2006. N<sub>2</sub>O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74, 207-228.
- Swift, M. J., Heal, O. W., Anderson, J. M., 1979 *Decomposition in terrestrial ecosystem*. Oxford: Blackwell Scientific, 372 p.
- Tedesco, M.J., Gianello, C., Bissani, C.A., Bohnen, H., Volkweiss, S.J., 1995. *Análises de solo, planta e outros materiais*, 2nd ed. (Boletim técnico, 5). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Press, Porto Alegre.
- Thippayarugs, S., Toomsan, B., Vityakon, P., Limpinuntana, V., Pananothai, A., Cadish, G., 2008. Interactions in decomposition and mineralization between tropical legume residue components. *Agroforestry Systems* 72, 137-148.
- Toma, Y., Hatano, R., 2007. Effect of crop residue C:N ratio on N<sub>2</sub>O emissions from Gray Lowland Soil in Mikasa, Hokkaido, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition* 53, 198-205.
- Trinsoutrot, I., Recous, S., Bentz, B., Linères, M., Chèneby, D., Nicolardot, B., 2000. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions. *Soil Science Society of American Journal* 64, 918-926.
- van Soest, P. J., 1963. Use of detergent in the analysis of fibrous feeds. Preparation of fiber residues of low nitrogen content. *Journal Association. of Official Analytical Chemists* 46, 825-835.
- Velthof, G. L., Kuikman, P. J., Oenema, O., 2002. Nitrous oxide emission from soils amended with crop residues. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62, 249-261.
- Wang, Q., Li, Y., Alva, A., 2010. Cropping systems to improve carbon sequestration for mitigation of climate change. *Journal of Environmental Protection* 1, 207-215.

- Weier, K. L., Doran, J. W., Power, J. F., Walters, D. T., 1993. Denitrification and dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon, and nitrate. *Soil Science Society of American Journal* 57, 66-72.
- Wrage, N., Velthof, G. L., van Beusichem, M. L., Oenema, O., 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology & Biochemistry* 33, 1723-1732.

#### 4. DISCUSSÃO

Os resultados obtidos nos Artigos I e II permitem inferir que os processos biológicos de decomposição e de emissão de  $N_2O$  estão intimamente relacionados, sendo o segundo dependente do primeiro. As taxas de decomposição e liberação de N foram distintas entre as plantas de cobertura avaliadas e, com isso, a disponibilidade de C e N no solo nos dias que sucederam o manejo das espécies provavelmente também diferiu. De acordo com Hadas et al. (2004), os compostos solúveis são os principais responsáveis pelas elevadas taxas de liberação de C e N para o solo durante os primeiros dias de decomposição. Portanto, resíduos culturais com maior concentração de compostos solúveis proporcionam maiores quantidades de C e N disponíveis logo após o manejo. Quanto mais rápida for a liberação de N dos resíduos culturais, maior serão as emissões de  $N_2O$ , principalmente após o manejo de resíduos ricos em N (BAGGS et al., 2000). Aulakh et al. (1991) sugerem que a disponibilidade de C pode controlar a intensidade e a duração da desnitrificação, desde que outras condições como aeração restrita e disponibilidade de  $NO_3^-$  sejam satisfeitas. Desta forma, os fluxos de  $N_2O$  a partir do manejo das plantas de cobertura de verão são dependentes das características bioquímicas das espécies e das condições climáticas nos primeiros dias após o manejo.

Os resíduos culturais que apresentaram os maiores valores de  $k_a$  (Artigo I), tanto para o C quanto para o N, apresentaram maiores emissões cumulativas de  $N_2O$  (Artigo II). Isto sugere que resíduos culturais que decompõem rapidamente possuem maior potencial de emitir  $N_2O$ . A exceção a esta hipótese ocorreu com o milho onde, mesmo com a baixa qualidade dos resíduos culturais, houve grande emissão de  $N_2O$ . Dois motivos podem explicar as elevadas emissões cumulativas no tratamento milho: 1) a liberação de C e N do compartimento facilmente decomponível é semelhante às demais espécies, sendo a lenta degradação do compartimento recalcitrante ( $k_b$ ) que confere grande período de permanência dos resíduos culturais na superfície do solo; 2) o C e N solúvel, apesar de em menor concentração em relação as demais espécies, são adicionados em maior quantidade dada a elevada produção de fitomassa desta espécie.

Além de fornecer grandes quantidades de C e N, a decomposição de resíduos culturais pode causar consumo de  $O_2$  disponível no solo. Baggs et al. (2003) demonstraram que resíduos mantidos na superfície do solo decompõem rapidamente e podem estabelecer condições favoráveis à desnitrificação. O surgimento de microsítios de anaerobiose durante a

decomposição, juntamente com a disponibilidade elevada de C e  $\text{NO}_3^-$ , favorece a produção de  $\text{N}_2\text{O}$  via desnitrificação.

Outro aspecto que pode afetar as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ , mas que não foi quantificado neste estudo, é a presença das raízes sob a área das câmaras utilizadas na avaliação da emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ . Como as câmaras ficaram situadas nas parcelas onde foram cultivadas as plantas de cobertura, o C e N adicionados pelas raízes podem ter afetado as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ . A produção de exudatos radiculares e a liberação de compostos carbonados que podem servir como fonte de C às bactérias desnitrificadoras, devem estimular a produção de  $\text{N}_2\text{O}$  na rizosfera (HOJBERG et al., 1996).

A relação existente entre a decomposição e a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  também pode ser verificada quando estes processos são relacionados com a composição bioquímica dos resíduos culturais. As relações positivas entre o C e o N remanescente e a concentração lignina/N indicam que quanto maior essa relação nos resíduos, mais lentamente ocorre a decomposição. Para os fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  esta relação foi negativa, indicando que quanto maior a relação lignina/N menor será a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ . A relação lignina/N tem sido proposta em outros estudos como indicadora tanto da decomposição (OGLESBY & FOWNES, 1992; TRINSOUTROT, et al., 2000) quanto das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  (GARCIA-RUIZ & BAGGS, 2007; GOMES et al., 2009).

O fluxo de  $\text{N}_2\text{O}$  por unidade de N adicionado com as plantas de cobertura também deve ser considerado. As plantas de cobertura devem combinar liberação de N para o solo com baixos fluxos de  $\text{N}_2\text{O}$  para que sejam economicamente e ambientalmente viáveis em sistemas de culturas. Além disso, é necessário que o N seja liberado de forma gradual e de acordo com a demanda das espécies cultivadas em sucessão. A crotalária juncea, foi a espécie que apresentou elevada capacidade de adição de N e com relativa baixa emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ . Possivelmente isso esteja relacionado ao fato de que a C. juncea tenha apresentado elevada percentagem de N no compartimento lábil, mas com baixa taxa de liberação. Essa condição resultou em maior tempo de meia vida do N nesse compartimento e estabeleceu uma liberação gradual do N.

A crotalária juncea parece ser a espécie de cobertura de verão que melhor combina adição de C e N ao solo com baixas emissões de  $\text{N}_2\text{O}$ . A lenta liberação do C e a baixa taxa de liberação do N, especialmente nos primeiros dias após o manejo, sugere que esta espécie pode conferir boa proteção de solo e sincronia na liberação do N. A relação entre a produção de  $\text{N}_2\text{O}$  durante a decomposição dos resíduos culturais e a quantidade de fitomassa produzida ( $\text{N}_2\text{O Mg}^{-1}$ ) nas espécies de cobertura também demonstra a qualidade da crotalária juncea.

Mesmo produzindo elevada quantidade de fitomassa e adicionando grandes quantidades de N, menores emissões de  $N_2O$  foram observadas durante a decomposição dos resíduos culturais desta leguminosa.

A utilização das plantas de cobertura de verão necessita ser avaliada em experimentos de longa duração, onde aspectos como os estoques de C e N proporcionados por cada sistema de culturas podem influenciar nas emissões de  $N_2O$ . Da mesma forma, é necessário aprofundar a comparação entre a adubação mineral e a utilização de leguminosas como fonte de N às espécies cultivadas em sucessão. Estudos futuros necessitam focar nas transformações do C e N que ocorrem logo após o manejo das plantas e/ou aplicação da adubação nitrogenada. A caracterização bioquímica das espécies é uma ferramenta interessante para a previsão da dinâmica de liberação do C e N presente nos resíduos culturais e também das emissões de  $N_2O$ . A distribuição do C e do N nas diferentes frações do resíduo, bem como a avaliação do grau de disponibilidade destes elementos pode melhorar as previsões acerca da decomposição e emissões de  $N_2O$ .

## **5. CONCLUSÕES GERAIS**

Neste trabalho foi possível demonstrar que a escolha de espécies para cobertura do solo pode contribuir para a redução das emissões de  $N_2O$ . Espécies que decompõem rapidamente fornecem maior quantidade de substrato necessário aos processos de nitrificação e desnitrificação. A crotalária juncea foi a leguminosa usada como planta de cobertura de verão que melhor combina adição de C e N ao solo com baixas emissões de  $N_2O$ .

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AITA, C.; GIACOMINI, S. J., 2006. Plantas de cobertura de solo em sistemas agrícolas. In: ALVES et al. **Manejo de sistemas agrícolas. Impacto no seqüestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**. p. 59-79.

AULAKH, M. S. et al. Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralization. **Soil Science Society of American Journal** 55, 1020-1025, 1991.

ABIVEN, S. et al. Mineralisation of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. **Biology and Fertility of Soils** 42, 119-128, 2005

BAGGS, E. M. et al. Nitrous oxide from soils after incorporating crop residues. **Soil Use and Management** 16, 82-87, 2000.

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

BATEMAN, E. J.; BAGGS, E. M. Contributions of nitrification and denitrification to N<sub>2</sub>O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils** 41, 379-388, 2005.

BEARE, M. H.; GREGORICH, E. G.; GEORGES, P. St. Compaction effects on CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O production during drying and rewetting of soil. **Soil Biology & Biochemistry** 41, 611-621, 2009.

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

BHANDRAL, R. et al. Transformation of nitrogen and nitrous oxide emission from grassland soils as affected by compaction. **Soil Tillage & Research** 94, 482-492, 2007.

COBO, J. G. et al. Decomposition and nutrient release by green manures in tropical hillside agroecosystem. **Plant and Soil** 240, 331-342, 2002.

GALE, W. J.; CAMBARDELLA, C. A. Carbon dynamics of surface residue- and root-derived organic matter under simulated no-till. **Soil Science Society of American Journal** 64, 190-195, 2000.

GARCIA-RUIZ, R.; BAGGS, E. M. N<sub>2</sub>O emission from soil following combined application of fertilizer-N and ground weed residues. **Plant Soil** 299, 263-274, 2007.

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

HADAS, A. et al. Rates of decomposition of plant residues and available nitrogen in soil, related to residue composition through simulation of carbon and nitrogen turnover. **Soil Biology & Biochemistry** 36, 255-266, 2004.

HALVORSON, A. D.; DEL GROSSO, S. J.; REULE, C. A. Nitrogen, tillage, and crop rotation effects on nitrous oxide emissions from irrigated cropping systems. **Journal Environmental Quality** 37, 1337-1344, 2008.

HOJBERG, O., BINNERUP, S. J.; SORENSEN, J. Potential rates of ammonium oxidation, nitrite oxidation, nitrate reduction and denitrification in the young barley rhizosphere. **Soil Biology & Biochemistry** 28, 47-54, 1996.

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

IPCC – Intergovernmental Panel of Climate Change. **Climate Change 2007: Synthesis Report**. 52 p., 2007.

ISAAC, L., WOOD, C. W., SHANNON, D. A. Decomposition and nitrogen release of prunings from hedgerow species assessed for alley cropping in Haiti. **Agronomy Journal** 92, 501-511, 2000.

JOHNSON, J. M. F.; BARBOUR, N. W.; WEYERS, S. L. Chemical composition of crop biomass impacts its decomposition. **Soil Science Society of American Journal** 71, 155-162, 2007.

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, sep. 2000.

LESSCHEN, J. P. et al. Differentiation of nitrous oxide emission factor for agricultural soils. **Environmental Pollution** 159, 3215-3222, 2011.

LU, Y.; WATANABE, A.; KIMURA, M., Carbon dynamics of rhizodeposits, root- and shoot-residues in a rice soil. **Soil Biology & Biochemistry** 35, 1223-1230, 2003.

MILLAR, N., BAGGS, E. M., Chemical composition, or quality, of agroforestry residues influences N<sub>2</sub>O emissions after their addition to soil. **Soil Biology & Biochemistry** 36, 935-943, 2004.

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

OSUNBITAN, J. A.; OYEDELE, D. J.; ADEKALU, K. O. Tillage effects on bulk density, hydraulic conductivity and strength of a loamy sand soil in southwestern Nigeria. **Soil Tillage & Research** 82, 57-64, 2005.

PRAKASH, V. et al. Annual carbon input to soil through rainfed soybean (*Glycine max*) wheat (*Triticum aestivum*) cropping sequence in mid-hills of Northwest Himalaya. **Indian Journal of Agricultural Sciences**, New Delhi, v. 72, n. 1, p.14-17, 2002.

PUGET, P.; DRINKWATER, L. E. Short-term dynamics of root and shoot derived carbon from leguminous green manure. **Soil Science Society of American Journal** 65, 771-779, 2001.

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

SINGH, Y. et al. Effects of residue decomposition on productivity and soil fertility in rice-wheat rotation. **Soil Science Society of American Journal** 68, 854-864, 2004.

SMITH, K. **Nitrous Oxide and Climate Change**. Earthscan, Washington, USA. 247 p., 2010.

SWIFT, M. J., HEAL, O. W., ANDERSON, J. M. **Decomposition in terrestrial ecosystem**. Oxford: Blackwell Scientific, 1979, 372 p.

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** 64, 918-926, 2000.

VELTHOF, G. L., KUIKMAN, P. J., OENEMA, O. Nitrous oxide emission from soils amended with crop residues. **Nutrient Cycling in Agroecosystems** 62, 249-261, 2002.

WRAGE, N. et al. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. **Soil Biology & Biochemistry** 33, 1723-1732, 2001.  
2, 249-261, 2002.