

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

**BIOTRANSFORMAÇÕES DO NITROGÊNIO NO SOLO
DURANTE A DECOMPOSIÇÃO DE PALHA DE TRIGO
E DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Regina Helena Osmari Cargnin

Santa Maria, RS, Brasil

2007

**BIOTRANSFORMAÇÕES DO NITROGÊNIO NO SOLO
DURANTE A DECOMPOSIÇÃO DE PALHA DE TRIGO E
DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS**

por

Regina Helena Osmari Cargin

Dissertação de Mestrado apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em 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: Prof. Dr. Celso Aita

Santa Maria, RS, Brasil

2007

**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

**BIOTRANSFORMAÇÕES DO NITROGÊNIO NO SOLO DURANTE A
DECOMPOSIÇÃO DE PALHA DE TRIGO E DEJETOS LÍQUIDOS DE
SUÍNOS**

elaborada por
Regina Helena Osmari Cargnin

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciência do Solo

COMISSÃO EXAMINADORA:

Celso Aita, Dr.
(Presidente/Orientador)

Ben-Hur Costa de Campos, Dr. (UNICRUZ)

Sandro José Giacomini, Dr. (UFSM)

Santa Maria, 20 de abril de 2007

Aos meus pais Alfonso e Zenaide.

Dedico este trabalho.

AGRADECIMENTOS

A Deus por estar sempre ao meu lado, dando-me força para enfrentar os desafios.

Aos professores Celso Aita e Sandro Giacomini pela orientação, ajuda, compreensão e apoio.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, por oportunizar o aprimoramento científico e profissional.

À CAPES pelo auxílio financeiro para a realização desse projeto e por ter proporcionado a iniciação à atividade de pesquisa.

Aos colegas, em especial à Laura, Lílian, Stefen, André, Fabiana, Douglas, Débora e Rafael. E a todos os bolsistas do Laboratório de Microbiologia do Solo e do Ambiente que participaram no desenvolvimento deste trabalho.

Às minhas amigas Rita, Monica, Elenice e Jaqueline pela amizade, apoio e companheirismo.

Aos meus pais Alfonso e Zenaide e meus irmãos que mesmo longe sempre torceram por mim. Por sempre terem ensinado a valorizar o conhecimento e a nunca desistir.

E a meu amor, Ilário, agradeço pelo amor, carinho, apoio, compreensão e incentivo em todos os momentos.

RESUMO

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

BIOTRANSFORMAÇÕES DO NITROGÊNIO NO SOLO DURANTE A DECOMPOSIÇÃO DE PALHA DE TRIGO E DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS

AUTOR: REGINA HELENA OSMARI CARGNIN

ORIENTADOR: CELSO AITA

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 20 de abril de 2007

O nitrogênio é, normalmente, o elemento presente em maior concentração nos dejetos de suínos e também aquele que provoca os maiores problemas de poluição ambiental, em função das inúmeras transformações a que está sujeito após a aplicação dos dejetos ao solo. Este trabalho foi realizado a fim de avaliar as biotransformações do nitrogênio no solo durante a decomposição de palha de trigo e dejetos líquidos de suínos. Para isso, foi conduzido um experimento em condições controladas, no Laboratório de Microbiologia do Solo e do Ambiente do Departamento de Solos, na UFSM - RS. Num Argissolo Vermelho distrófico arênico foram adicionados dejetos líquidos de suínos, com a fração amoniacal enriquecida com ^{15}N , e palha de trigo. O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado com três repetições. Os tratamentos avaliados foram os seguintes: **T1** - Solo; **T2** - Solo + palha em superfície; **T3** - Solo + palha incorporada; **T4** - Solo + dejetos em superfície; **T5** - Solo + dejetos incorporados; **T6** - Solo + dejetos incorporados + palha em superfície; **T7** - Solo + dejetos incorporados + palha incorporada; **T8** - Solo + palha em superfície + dejetos em superfície. A umidade do solo foi ajustada para 100% da capacidade de campo. As unidades experimentais foram acondicionadas em uma incubadora por 95 dias a uma temperatura de 25°C. No solo de cada unidade experimental foram avaliados os teores de N mineral, N orgânico e ^{15}N orgânico. Com base nestas avaliações, foram realizadas estimativas das taxas de nitrificação do N amoniacal dos dejetos e da mineralização e imobilização do N no solo. Os resultados obtidos permitiram concluir que: a) o N amoniacal dos dejetos líquidos de suínos é rapidamente nitrificado com ou sem a incorporação dos mesmos ao solo; b) a mineralização da fração nitrogenada orgânica dos dejetos ocorre nos primeiros dias após a sua aplicação ao solo; c) a incorporação da palha de trigo favorece a imobilização de N, comparado a sua manutenção na superfície do solo; d) a aplicação de N, através dos dejetos, juntamente com a palha de trigo, estimula a imobilização microbiana de N; e) a localização do N mineral afeta a quantidade de N imobilizada, com os maiores valores sendo observados quando o N permanece na zona de decomposição ativa da palha.

Palavras-chave: imobilização de N; nitrificação; mineralização

ABSTRACT

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

NITROGEN BIOTRANSFORMATION IN SOIL DURING WHEAT STRAW AND PIG SLURRY DECOMPOSITION

AUTHOR: REGINA HELENA OSMARI CARGNIN

ADVISER: CELSO AITA

Santa Maria, april 20, 2007

Nitrogen is usually the element present in higher concentration in pig slurry and the one that causes the major problems related to environmental pollution, since it is subjected of several transformations after soil slurry application. This work was carried out in order to evaluate the soil nitrogen biotransformation during the wheat straw and pig slurry decomposition. The experiment was conducted under controlled conditions, in the Soil and Environmental Microbiology Laboratory, Soil Department, UFSM - RS. The pig slurry, with the ammoniacal fraction enriched of ^{15}N , and the wheat straw were applied to a Hapludalf soil. The experimental was set as a completely randomized design with three repetitions. The treatments were the following: **T1** - Soil; **T2** - Soil + straw in surface; **T3** - Soil + incorporated straw; **T4** - Soil + pig slurry in surface; **T5** - Soil + incorporated pig slurry; **T6** - Soil + incorporated pig slurry + straw in surface; **T7** - Soil + incorporated pig slurry + incorporated straw; **T8** - Soil + straw in surface + pig slurry in surface. Soil humidity was adjusted for 100% of the field capacity. The experimental units were conditioned in an incubator for 95 days to a temperature of 25°C. The mineral N, organic N and ^{15}N organic concentrations was determined in each soil experimental unit. The soil nitrogen nitrification rates of the slurry ammoniacal nitrogen and the mineralization/immobilization were estimated. The main conclusions were: a) the ammoniacal N of pig slurry is quickly nitrified with or without the incorporation of slurry into the soil; b) the mineralization of the organic nitrogen of pig slurry occur in the first days after the slurry application in the soil; c) the wheat straw incorporation favor the N immobilization compared to its maintenance in soil surface; d) the N application through of pig slurry together with wheat straw stimulate the microbial N immobilization; e) the mineral N position in the soil affects the amount of immobilized N, with the highest values observed when N is in the active decomposition zone of the straw.

Key words: nitrogen immobilization, nitrification, mineralization

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| TABELA 1 – Composição física e química dos dejetos líquidos de suínos e da palha de trigo utilizados na incubação e quantidades adicionadas ao solo de matéria seca (MS), carbono (C) e nitrogênio (N) com os dois materiais orgânicos. | 29 |
| TABELA 2 – Quantidades de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no solo dos tratamentos no início (t_0) e no final da incubação (95 dias)..... | 45 |
| TABELA 3 – Quantidade de N imobilizado para cada unidade de C adicionado ao solo. | 59 |

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

| | |
|---|-----|
| FIGURA 1 - Vista das três repetições de cada tratamento avaliado..... | 30 |
| FIGURA 2 – Vista de um frasco de vidro contendo três repetições de um tratamento onde foi avaliado o N mineral do solo..... | 32 |
| FIGURA 3 – Quantidades de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ no solo dos tratamentos com aplicação de dejetos líquidos de suínos na superfície (a) e incorporados (b), durante os primeiros 25 dias de incubação..... | 39 |
| FIGURA 4 – Proporção entre $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ no solo dos tratamentos com aplicação de dejetos líquidos de suínos na superfície (a) e incorporados (b), durante os primeiros 25 dias de incubação..... | 42 |
| FIGURA 5 – Quantidades de N mineral no solo dos diferentes tratamentos nas amostragens realizadas durante os 95 dias de incubação. S = solo; P = palha; D = dejetos de suínos; Inc = incorporado; Sup = superfície. As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%). | 46 |
| FIGURA 6 - Mineralização do N nos tratamentos com aplicação exclusiva de palha de trigo e com aplicação conjunta de dejetos líquidos de suínos e palha. S = solo; P= palha; D = dejetos de suínos; Inc = incorporado; Sup = superfície. As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%)..... | 497 |
| FIGURA 7 – Mineralização do N nos tratamentos com aplicação exclusiva de dejetos líquidos de suínos. S = solo; P = palha; D = dejetos de suínos; Inc = incorporado; Sup = superfície. A barra vertical representa a diferença mínima significativa (Tukey a 5%). | 479 |
| FIGURA 8 – Quantidade de N imobilizado na fração orgânica do solo, derivado do N amoniacal dos dejetos enriquecidos com ^{15}N , aplicados isoladamente e em conjunto com a palha de trigo. S = solo; P = palha; D = dejetos de suínos; Inc = incorporado; Sup = superfície. As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%). | 57 |

LISTA DE ANEXOS

| | |
|---|----|
| ANEXO 1 – Excesso isotópico em ^{15}N na palha durante a incubação..... | 71 |
| ANEXO 2 – Excesso isotópico em ^{15}N no solo durante a incubação..... | 72 |
| ANEXO 3 – Excesso isotópico em ^{15}N do N orgânico do solo durante a incubação..... | 73 |

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| INTRODUÇÃO | 11 |
| 1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 13 |
| 1.1 Suinocultura brasileira e geração de dejetos | 13 |
| 1.2 Biotransformações do nitrogênio dos dejetos líquidos de suínos | 15 |
| 1.3 Nitrificação | 16 |
| 1.4 Desnitrificação | 18 |
| 1.5 Mineralização e imobilização de N | 20 |
| 1.6 Efeito do N sobre a decomposição da palha | 24 |
| 2 MATERIAL E MÉTODOS | 28 |
| 2.1 Solo | 28 |
| 2.2 Características da palha e dos dejetos líquidos de suínos | 28 |
| 2.3 Tratamentos e condições experimentais | 29 |
| 2.4 Incubação | 30 |
| 2.5 Avaliações | 32 |
| 2.5.1 N mineral | 32 |
| 2.5.2 Imobilização de N da fração amoniacal dos dejetos | 33 |
| 2.5.3 N total e ¹⁵ N no solo e na palha | 33 |
| 2.6 Estimativa dos processos de biotransformação do nitrogênio | 34 |
| 2.6.1 Estimativa das taxas de nitrificação do N amoniacal dos dejetos..... | 34 |
| 2.6.2 Mineralização e imobilização de N (processos líquidos)..... | 35 |
| 2.6.2.1 Estimativa pelo método da diferença | 35 |
| 2.6.2.2 Estimativa pelo método isotópico com ¹⁵ N | 36 |
| 2.7 Análise estatística | 37 |
| 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 38 |
| 3.1 Nitrificação do N amoniacal dos dejetos | 38 |
| 3.2 Mineralização e imobilização de N | 44 |
| 3.2.1 Tratamentos sem aplicação de dejetos | 44 |
| 3.2.2 Tratamentos com aplicação exclusiva de dejetos | 48 |
| 3.2.3 Tratamentos com aplicação de dejetos e palha de trigo | 51 |
| 3.3 Conversão do ¹⁵N-amoniacal dos dejetos em ¹⁵N orgânico no solo | 56 |
| 4 CONCLUSÕES | 61 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 62 |
| ANEXOS | 70 |

INTRODUÇÃO

A suinocultura brasileira, principalmente aquela desenvolvida na região sul do Brasil, tem se caracterizado por dois aspectos marcantes nos últimos anos. O primeiro se refere ao elevado nível zootécnico dos animais, e o segundo diz respeito ao aumento significativo da concentração dos animais em grandes criatórios, com eliminação gradativa dos pequenos estabelecimentos suinícolas. Paralelamente a isto, nota-se uma preocupação crescente na sociedade civil quanto aos problemas ambientais decorrentes da suinocultura.

A poluição ambiental provocada pela suinocultura deve-se, principalmente, ao fato de que, na maioria das situações, os animais são criados em regime de total confinamento em todas as fases do ciclo produtivo, gerando grandes volumes de dejetos. Como estes são manejados preferencialmente na forma líquida, a sua utilização para fins agrícolas fica limitada, normalmente, a áreas próximas às pocilgas provocando o acúmulo excessivo de nutrientes no solo e perdas de elementos com elevado poder poluidor da água e do ar, com destaque para o fósforo (P) e o nitrogênio (N).

O nitrogênio é, normalmente, o elemento presente em maiores concentrações nos dejetos de suínos e também aquele que provoca os maiores problemas de poluição ambiental, em função das inúmeras transformações a que está sujeito após a aplicação dos dejetos ao solo. Outro aspecto a destacar nos dejetos de suínos, principalmente se os mesmos forem manejados na forma líquida e armazenados em esterqueiras anaeróbicas, refere-se ao acúmulo de N na forma amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$), perfazendo cerca de 40 a 70 % do N total dos dejetos.

A velocidade com que o N amoniacal dos dejetos de suínos é oxidado a nitrato (NO_3^-) pela ação das bactérias nitrificadoras, após a adição dos dejetos ao solo, é um fator determinante do seu poder poluidor relativamente ao nitrogênio. Isto porque o aparecimento precoce de NO_3^- no solo, quando a demanda em N pelas culturas ainda é pequena, poderá resultar em perdas significativas desta forma de N por lixiviação podendo contaminar as águas de superfície e também do lençol freático.

Além de ser facilmente lixiviado no solo, o NO_3^- também poderá ser utilizado como receptor final de elétrons na cadeia respiratória de algumas bactérias anaeróbicas facultativas, podendo ser reduzido a diversos compostos nitrogenados. Este processo, denominado de desnitrificação, poderá resultar na diminuição da disponibilidade de N no solo e também em

poluição ambiental já que um dos gases intermediários é o óxido nitroso (N_2O), o qual poderá ser emitido para a atmosfera, contribuindo ao aquecimento global pelo efeito estufa, além de interferir na camada de ozônio. A ação das bactérias atuantes neste processo está diretamente relacionada ao suprimento de carbono, o que permite inferir que a desnitrificação seja favorecida no plantio direto (PD), onde ocorre o acúmulo de resíduos culturais na superfície do solo.

Além da nitrificação e da desnitrificação, a mineralização do N da fração orgânica dos dejetos e o processo oposto e simultâneo de imobilização de N também condicionam a disponibilidade de N no sistema solo/planta/atmosfera. Assim como a nitrificação, os demais processos são fortemente influenciados pela qualidade dos resíduos orgânicos disponíveis no sistema, com destaque para a sua relação C/N. Além deste atributo, a localização dos resíduos orgânicos no solo também condiciona a intensidade das biotransformações do N. Por isso, é importante avaliá-las, comparando-se situações em que os resíduos culturais são dispostos na superfície do solo, como em PD, ou uniformemente incorporados ao mesmo, como em preparo convencional (PC). Esse é um assunto ainda relativamente pouco estudado no Brasil. É preciso intensificar os trabalhos nesta área, tanto para o melhor aproveitamento do valor fertilizante dos dejetos como fonte de N às culturas comerciais como para minimizar o potencial poluidor dos mesmos.

O presente trabalho insere-se neste contexto e foi conduzido, em condições de laboratório, com o objetivo de avaliar as biotransformações do nitrogênio durante a decomposição de palha de trigo, com e sem incorporação ao solo, variando a disponibilidade de N, através da aplicação ou não de dejetos líquidos de suínos.

As hipóteses que fundamentaram o trabalho foram as seguintes:

a) A aplicação de N ao solo, através de dejetos líquidos de suínos, na presença de palha de trigo, aumenta a imobilização de N pela biomassa microbiana.

b) A incorporação da palha de trigo favorece o contato desta com o solo, estimulando a imobilização de N.

c) A aplicação dos dejetos na superfície do solo diminui a velocidade de nitrificação do N amoniacal e a taxa de mineralização do N orgânico aplicado com os dejetos.

1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1 Suinocultura brasileira e geração de dejetos

A suinocultura é uma atividade de importância sócio-econômica e ambiental. No Brasil, ela é desenvolvida predominantemente em pequenas propriedades rurais, onde emprega mão-de-obra tipicamente familiar, gera emprego e renda, contribuindo à fixação do homem no campo (DANIEL, 2005). Segundo Gatner & Gama (2005) a suinocultura é responsável pela renda de 2,7 milhões de brasileiros, sendo que para 733.000 pessoas ela é a principal fonte de renda.

De acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2005), o Brasil possui um plantel de aproximadamente 34.063.934 cabeças de suínos, sendo 15.090.727 apenas na Região Sul. O Rio Grande do Sul é o terceiro Estado brasileiro com maior produção de suínos (4.233.791 cabeças) ficando atrás apenas dos Estados de Santa Catarina e Paraná.

A partir de 1970, a suinocultura brasileira iniciou uma fase de mudanças na sua estrutura organizacional. Ocorreram avanços tecnológicos na seleção de matrizes, reprodução controlada, controle de alimentação e sanidade. O modelo de criação adotado passou a ser a criação intensiva e confinada, na qual há uma concentração de animais confinados por unidade criatória ao longo de todo ciclo produtivo (LOVATTO et al., 1996; GATNER & GAMA, 2005). Este modelo, conjuntamente com o aumento de produtividade, resultou na produção de grandes volumes de dejetos (KONZEN, 1983; GATNER & GAMA, 2005), os quais são manejados principalmente na forma líquida e armazenados, preferencialmente, em lagoas de decantação nas grandes criações de suínos e em esterqueiras e bioesterqueiras nas pequenas propriedades (KONZEN, 1983; ALMEIDA, 2000).

Os dejetos líquidos de suínos, também denominados de liquame ou chorume, são constituídos por fezes, urina, águas residuais de bebedouros e de higienização, resíduos de ração, pêlos e poeira (KONZEN, 1980; ALMEIDA, 2000). O conhecimento do volume dos dejetos gerados num criatório é fundamental tanto para o planejamento de uma estrutura adequada de armazenamento como para definir os equipamentos de transporte e distribuição dos mesmos na lavoura (DARTORA et al., 1998). O volume de dejetos e as características

dos mesmos estão relacionados com a dieta dos animais, com o volume de água ingerida, desperdiçada pelos bebedouros e utilizada na higienização das baias e com fatores zootécnicos (tamanho, sexo, raça e atividade animal) e ambientais (temperatura e umidade) (KONZEN, 1980; ALMEIDA, 2000; DANIEL, 2005).

Os dejetos gerados pela atividade suinícola podem ser utilizados na produção de gás metano (biogás), na alimentação de outras espécies (bovinos e peixes) e na agricultura como fertilizante orgânico (SEGANFREDO, 1999). No entanto, o modelo de criação em confinamento gera grandes volumes de dejetos que, se não tratados adequadamente, se transformam em uma das maiores fontes poluidoras do solo, do ar e das águas superficiais e subterrâneas (LOVATTO et al., 1996; DANIEL, 2005).

O grande volume de dejetos e a sua concentração em pequenas áreas contribuem à poluição ambiental, principalmente, pela emissão de odores e gases, por sua elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) e por facilitar a proliferação de insetos. Os odores são produzidos pela amônia (NH_3), sulfeto de hidrogênio (H_2S) e por inúmeros compostos orgânicos intermediários resultantes da decomposição biológica dos compostos orgânicos dos dejetos (LOVATTO et al., 1996; KONZEN, 2003). Os principais gases gerados pela suinocultura são a amônia (NH_3), o sulfeto de hidrogênio (H_2S), o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4) (LOVATTO et al., 1996) e o N_2O (OLIVEIRA, 2001). Estes, juntamente com vapores e poeiras, poluem o ar (OLIVEIRA, 2001; PERDOMO et al., 2001) comprometendo a saúde humana e animal, além de provocar a corrosão de equipamentos e edificações (PERDOMO et al., 2001). Além disso, os dejetos de suínos podem conter elevados teores de nitrogênio, fósforo e outros elementos minerais ou orgânicos e bactérias que constituem risco de contaminação do ambiente (OLIVEIRA, 2001; PERDOMO et al., 2001).

Os dejetos de suínos apresentam elevado poder poluente também para os recursos hídricos, relativamente à sua DBO_5 (KONZEN, 2003), a qual consiste num referencial que traduz, de maneira indireta, o conteúdo de matéria orgânica de um resíduo, medindo-se a quantidade de oxigênio necessária para oxidar biologicamente esta matéria orgânica num período de cinco dias. Em relação a este referencial, os dejetos de suínos são 200 vezes mais poluentes se comparados ao esgoto doméstico, já que a sua DBO_5 é de 40.000 mg L^{-1} enquanto a do esgoto doméstico é de 200 mg L^{-1} (LOVATTO et al., 1996).

Desta forma, a partir da década de 70, a suinocultura passou a ser enquadrada pelos órgãos ambientais como uma atividade de grande potencial poluidor e de degradação ambiental. Até então, a concentração de animais era pequena e os solos das propriedades tinham capacidade para absorver os dejetos produzidos pelos animais (DANIEL, 2005).

1.2 Biotransformações do nitrogênio dos dejetos líquidos de suínos

No solo a maior parte do N encontra-se na fração orgânica, associado a proteínas, peptídeos, quitina, peptídeoglicano, ácidos nucleicos, bases nitrogenadas e uréia. Estas formas representam 24 a 37% do N orgânico do solo, sendo substratos para uma grande variedade de enzimas (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002). Desta forma, a fração orgânica do solo pode ser considerada um grande reservatório de formas mais prontamente disponíveis às plantas e microrganismos, como a nítrica e a amoniacal (ANDRÉA et al., 2004). Estas formas minerais, apesar de responderem por pequena parcela do N total, são importantes do ponto de vista nutricional de culturas e microrganismos (ANDRÉA et al., 2004; GIACOMINI, 2005) e para a qualidade ambiental (GIACOMINI, 2005).

Os dejetos líquidos de suínos são ricos em nitrogênio (SCHERER et al., 1996), o qual resulta da quebra de proteínas ingeridas na dieta dos animais (DANIEL, 2005). O consumo de altos teores de proteína contribui para um maior consumo de água, pois o metabolismo das proteínas gera menos produção de água metabólica (OLIVEIRA, 2001; DANIEL, 2005). Conseqüentemente ocorre um aumento no volume de urina, nas concentrações de uréia e amônia e na excreção de N nas fezes dos animais (OLIVEIRA, 2001).

Os dejetos líquidos de suínos, na maioria dos casos, apresentam uma elevada percentagem de N amoniacal (40 a 70% do N Total) (SCHERER et al., 1996), cuja principal origem é a uréia presente em grande quantidade na urina dos animais. Este componente nitrogenado é hidrolisado pela enzima urease, de origem microbiana, resultando em NH_4^+ e bicarbonato (PORT, 2002). Além disso, a amônia pode também ser originada pela decomposição de compostos orgânicos por organismos heterotróficos, que utilizam estes compostos como fonte de energia (AITA, 1984).

O nitrogênio na forma amoniacal torna-se suscetível a perdas por volatilização de amônia, tanto nos locais de armazenamento dos dejetos como após a aplicação dos mesmos no campo (PORT, 2002). Portanto, a disponibilidade de N no solo, após a aplicação dos dejetos líquidos de suínos, será condicionada, principalmente, pelo destino da fração amoniacal. Além de estar sujeita a perdas por volatilização, ela também estará suscetível aos processos microbianos de nitrificação e imobilização (GIACOMINI, 2005).

De todos os elementos que circulam no sistema solo-planta-atmosfera, o N é o que sofre maior número de transformações biológicas e perdas no solo (PETERSEN et al., 1998; MOREIRA & SIQUEIRA, 2002; DANIEL, 2005). Por isso, segundo Giacomini (2005), o N é

um nutriente cuja dinâmica deve ser intensamente pesquisada, com destaque para a nitrificação, desnitrificação, mineralização e imobilização.

1.3 Nitrificação

O processo de nitrificação consiste na oxidação do íon amônio (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-). Este processo é estritamente aeróbico e é realizado por bactérias quimiolitotróficas gram-negativas da família Nitrobacteriaceae, destacando-se os gêneros *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*. Ele envolve duas etapas principais: a nitrificação, que consiste na transformação do amônio a nitrito (NO_2^-), realizada, principalmente, por *Nitrossomonas*, e a nitratação que é a conversão de nitrito a nitrato, realizada, principalmente, por *Nitrobacter* (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002).

A nitrificação é influenciada pela aeração, temperatura, umidade (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002; ROCHETTE et al., 2004), pH, fertilizantes, presença de fatores tóxicos no solo, matéria orgânica e relação C/N (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002). Materiais com elevada relação C/N podem causar a imobilização do N mineral do solo, limitando a disponibilidade de substrato (NH_4^+) ao processo de nitrificação. Alguns pesquisadores verificaram que a nitrificação é sensível à salinidade ou decréscimo do potencial hídrico, com taxas ótimas ocorrendo em teores de umidade próximos da capacidade de campo (HUTCHISON & WALWORTH, 2007). Além disso, a precisão na estimativa das taxas de nitrificação pode ser influenciada por processos que envolvem o desaparecimento ou consumo de NO_3^- , como: imobilização microbiana, desnitrificação, lixiviação e redução dissimilatória do NO_3^- . De acordo com Franchi (2001), quanto menor for a intensidade destes quatro processos, mais próximos da realidade serão os valores de nitrificação líquida, estimados a partir da determinação dos teores de N mineral do solo.

Dentro de certos limites, a taxa de nitrificação está diretamente relacionada com a quantidade de N- NH_4^+ presente (MALHI & MCGILL, 1982). De acordo com Le Pham et al. (1984), a aplicação de quantidades elevadas de N- NH_4^+ pode provocar uma fase de latência na nitrificação. Isto pôde ser verificado no trabalho de Almeida (2000), no qual nos primeiros cinco dias após a aplicação de $80 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ de dejetos de suínos a campo, apenas $1,48 \text{ kg de N ha}^{-1}$ foram nitrificados diariamente no tratamento em pousio e $3,10 \text{ kg de N ha}^{-1}$ no tratamento com palha de aveia.

Os dejetos de suínos possuem 40 a 70% do N total na forma amoniacal (SCHERER et al., 1996), a qual pode seguir vários caminhos quando os dejetos são aplicados ao solo. Desta forma, é de fundamental importância, tanto do ponto de vista do seu potencial fertilizante como também de seu potencial poluente, o estudo das transformações microbianas da forma amoniacal (N-NH_4^+) no solo, especialmente a sua taxa de oxidação até N-NO_3^- . Isto porque a taxa de nitrificação irá condicionar a quantidade de N-NO_3^- no solo, o qual poderá ser lixiviado no perfil e/ou ser utilizado como receptor final de elétrons por bactérias desnitrificadoras e transformado em N_2O e N_2 (FRANCHI, 2001).

Estudos desenvolvidos para avaliar o processo de nitrificação do N amoniacal dos dejetos aplicados em superfície (ALMEIDA, 2000; FRANCHI, 2001; GIACOMINI, 2005) ou incorporados (MORVAN et al., 1996; GIACOMINI, 2005) demonstram que a nitrificação ocorre rapidamente em ambos os sistemas de cultivo.

Para avaliar o efeito do uso dos dejetos de suínos sobre a dinâmica do N no solo em plantio direto (PD), Franchi (2001) aplicou doses de 0, 40 e 80 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos sobre resíduos culturais de aveia e vegetação espontânea. Todo o N-NH_4^+ aplicado com os dejetos foi nitrificado nos primeiros 17 dias após a distribuição dos dejetos no campo, não havendo diferenças entre aplicar os mesmos sobre os resíduos culturais da vegetação espontânea ou da aveia e, nem entre as doses de 40 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ e 80 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$. A rápida oxidação de N-NH_4^+ também foi observada por Le Pham et al. (1984) trabalhando em laboratório com um solo siltoso a uma temperatura de 25°C. Embora estes autores tenham adicionado 4 vezes mais N amoniacal do que o adicionado no trabalho de Giacomini (2005), o amônio aplicado foi totalmente nitrificado em 20 dias.

No trabalho de Giacomini (2005), a incorporação dos dejetos favoreceu o processo de nitrificação de NH_4^+ aplicado. Este autor verificou, em experimento de incubação, que todo o NH_4^+ dos dejetos líquidos de suínos incorporados foi nitrificado nos primeiros 10 dias e nos dejetos que permaneceram na superfície do solo em 20 dias. Essa redução na velocidade de nitrificação do N amoniacal com a aplicação dos dejetos na superfície do solo é um aspecto interessante, já que diminui o potencial de perda do N no solo no plantio direto, onde os dejetos são aplicados sobre os resíduos culturais.

O tipo de solo também pode afetar o potencial de nitrificação. Isto pôde ser verificado no trabalho de Yang et al. (2006), os quais adicionaram dejetos líquidos de suínos (115 mg de N total kg^{-1} de solo) em dois tipos de solo. A nitrificação foi mais rápida no solo argilo-siltoso do que no arenoso. No primeiro solo, o N amoniacal dos dejetos foi convertido após uma semana e, no segundo, após quatro semanas.

A rápida nitrificação do N amoniacal dos dejetos de suínos, após a sua incorporação ao solo (GIACOMINI, 2005), pode ter conseqüências negativas, diminuindo o potencial fertilizante e aumentando o potencial poluente desses resíduos orgânicos. Isto porque na maioria das propriedades que utilizam os dejetos de suínos como fontes de nutrientes para as plantas, a aplicação dos mesmos é realizada antecedendo a semeadura das culturas. Desta forma, o N é aplicado ao solo em uma fase em que a demanda por nutrientes é nula. Como a oxidação de $N-NH_4^+$ é rápida, grande quantidade de $N-NO_3^-$ pode acumular no solo, ficando susceptível a perdas por lixiviação e/ou desnitrificação dependendo das condições edafoclimáticas (DENDOOVEN et al., 1998; FRANCHI, 2001; GIACOMINI, 2005).

Dois estratégias têm sido estudadas para retardar a nitrificação em dejetos de animais. Uma envolve o uso de inibidores de nitrificação no momento da aplicação dos dejetos no campo (FAUVEL & MORVAN, 1998; BECKWITH, 1998). A outra envolve a aplicação parcelada dos dejetos em pelo menos duas vezes. Isto não deve alterar a velocidade de nitrificação, mas é provável que o $N-NO_3^-$ seja mais eficientemente aproveitado pela cultura já que, na segunda aplicação, esta já estará estabelecida podendo absorver o N disponível no solo (FRANCHI, 2001).

A nitrificação líquida pode ser estimada a partir da variação da quantidade de N inorgânico no solo após a aplicação dos dejetos (HUTCHISON & WALWORTH, 2007). Assim, fazendo-se a diferença entre as quantidades de $N-NO_3^-$ dos tratamentos com dejetos e sem dejetos e dividindo-se o valor resultante desta diferença pelo tempo transcorrido é possível calcular a taxa líquida de nitrificação do N amoniacal aplicado ao solo com os dejetos (GIACOMINI, 2005). As taxas brutas, contudo, somente podem ser estimadas com o uso de técnicas isotópicas, utilizando-se o isótopo ^{15}N (HUTCHISON & WALWORTH, 2007).

1.4 Desnitrificação

O produto da mineralização do N orgânico é a amônia (NH_3), que é convertida em condições aeróbicas a NO_3^- , o qual pode ter vários destinos. Em condições de baixo suprimento de oxigênio, o N na forma de NO_3^- poderá ser perdido através da desnitrificação. Caso não haja nitrificação, o N mineral acumula-se no solo como NH_4^+ , o que acontece geralmente em condições de redução (anoxia) (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002).

A desnitrificação consiste na redução bioquímica de formas oxidadas (NO_3^-) a formas gasosas de N, na seguinte ordem: $\text{N}_2 > \text{N}_2\text{O} > \text{NO}$ (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002; ANDRÉA et al., 2004). É um processo que ocorre em condições anaeróbicas (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002; ROCHETTE et al., 2004; GIACOMINI, 2005), na presença de NO_3^- e compostos reduzidos (carbono orgânico para os organotróficos ou S, HS^- ou NH_4^+ para microrganismos litotróficos). A desnitrificação é realizada, principalmente, por bactérias heterotróficas anaeróbicas facultativas, dos gêneros *Alcaligenes*, *Agrobacterium*, *Azospirillum*, *Bacillus*, *Flavobacterium*, *Halobacterium*, *Hyphomicrobium*, *Paarococcus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas* e *Thiobacillus*. A população destas bactérias representa 0,1 a 5% da população total de bactérias do solo (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002).

O processo de desnitrificação é influenciado pela umidade e aeração do solo, pH, temperatura, teor de nitrato e de C (DENDOOVEN et al., 1998; MOREIRA & SIQUEIRA, 2002). Qualquer prática de manejo do solo que afetar estes fatores estará influenciando indiretamente a desnitrificação. Em geral, a taxa de desnitrificação é mais influenciada pela quantidade de C disponível para o metabolismo do que pelo nível de NO_3^- no solo (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002). Como fatores ambientais a temperatura e a umidade são os principais fatores que controlam diretamente os processos de nitrificação e desnitrificação no solo e estão entre os fatores abióticos mais influenciados pelo sistema de manejo do solo (ROCHETTE et al., 2004).

A perda de N do sistema solo-planta pela desnitrificação não tem apenas implicações econômicas, mas também ambientais, especialmente quando óxidos de N são emitidos para a atmosfera (GIACOMINI, 2005).

Nos solos agrícolas, a desnitrificação e nitrificação podem ocorrer simultaneamente haja vista que no interior dos agregados podem desenvolver-se microsítios de anaerobiose e aerobiose (ROCHETTE et al., 2000; GIACOMINI, 2005). Esses processos são os principais responsáveis pela produção de N_2O , embora este gás não seja o principal produto final dos mesmos (GIACOMINI, 2005). O N_2O apresenta elevado potencial poluidor (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002; GIACOMINI, 2005), já que pode reagir com O_3 na estratosfera afetando negativamente a camada de ozônio (DENDOOVEN et al., 1998; CHANTIGNY et al., 2004), além de contribuir para o aquecimento global (FRANCHI, 2001; MOREIRA & SIQUEIRA, 2002; GIACOMINI, 2005) e resultar na formação de HNO_3 , um componente da chuva ácida (CHANTIGNY et al., 2004).

A aplicação de dejetos de suínos ao solo como fertilizante pode favorecer a emissão de N_2O por estimular tanto a nitrificação como a desnitrificação. Isso porque os mesmos apresentam grandes quantidades de $N-NH_4^+$ (ROCHETTE et al., 2004), o qual pode ser rapidamente nitrificado no solo tanto no preparo convencional, onde os dejetos são incorporados ao solo (MORVAN, 1999), como no plantio direto, onde os mesmos são aplicados na superfície (ALMEIDA, 2000; PORT, 2002). Além de adicionar N e água ao solo, os dejetos adicionam também carbono facilmente decomponível, o qual é rapidamente assimilado pelos microrganismos aumentando a demanda de O_2 . Tais fatores podem conduzir ao aparecimento de sítios de anaerobiose no solo favorecendo a desnitrificação (DENDOOVEN et al., 1998; ROCHETTE et al., 2000; GIACOMINI, 2005). As perdas de N por desnitrificação nos solos com dejetos de suínos variam de menos de 1% a mais de 30% do N aplicado, dependendo da umidade do solo (CHANTIGNY et al., 2004).

Ao conduzir um experimento a campo, a fim de avaliar as emissões de N_2O para a atmosfera após a aplicação de dejetos líquidos de suínos em plantio direto e preparo reduzido, Giacomini (2005) verificou que o fluxo de N_2O para a atmosfera aumentou com a aplicação de dejetos líquidos de suínos tanto em superfície (plantio direto) como incorporados ao solo (preparo reduzido). O autor constatou, ainda, que a emissão de N_2O aumentou com a aplicação de dejetos líquidos sobre a palha de aveia em relação ao sistema com palha e sem dejetos.

Num experimento de incubação, Chantigny et al. (2004) verificaram que não houve diferença significativa na produção de N_2O ou $N_2O + N_2$ entre os solos avaliados, com os dejetos aplicados em superfície ou incorporados.

Nesse contexto, a suinocultura pode contribuir significativamente para as emissões de N_2O para a atmosfera, seja durante o armazenamento dos dejetos ou quando os mesmos são aplicados ao solo (GIACOMINI, 2005). Determinar a magnitude deste processo em sistemas agrícolas envolvendo o uso de dejetos de suínos constitui uma preocupação atual por parte da pesquisa científica a nível mundial.

1.5 Mineralização e imobilização de N

A mineralização consiste no processo de conversão biológica do N ligado organicamente em proteínas, aminoácidos e ácidos nucléicos, em N inorgânico

(ANDERSEN, 1999; HUTCHISON & WALWORTH, 2007). Já a imobilização é a retenção, na biomassa microbiana, do N inorgânico liberado ao solo pelo processo de mineralização (MARQUES et al., 2000; HUTCHISON & WALWORTH, 2007).

A mineralização e imobilização de N ocorrem simultaneamente no solo, sendo que da dinâmica e intensidade relativa destes dois processos opostos depende a quantidade de N mineral no solo, disponível à nutrição vegetal. O balanço líquido entre a mineralização e a imobilização (M/I) é controlado pela qualidade do resíduo em termos de quantidade de C oxidável e a relação deste com o N e demais nutrientes como P e S (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002). Além disso, o balanço M/I também pode ser afetado por fatores ambientais como temperatura e umidade do solo; fatores físicos do solo como textura; fatores químicos como o pH; parâmetros da qualidade do resíduo que está sendo decomposto, tal como a relação C/N e o teor de frações facilmente decomponíveis e recalcitrantes; o tipo de decompositores associados; a atividade e tamanho da biomassa microbiana e a disponibilidade de N inorgânico (MARY et al., 1996; ANDERSEN, 1999).

A relação C/N dos decompositores é geralmente menor do que a fonte por eles explorada (MARQUES et al., 2000). No entanto, pode haver um aumento na relação C/N média da biomassa microbiana em função do aumento na proporção de fungos, os quais podem ser influenciados pela localização dos resíduos no solo. Esses microrganismos obtêm energia, principalmente, de compostos como celulose e lignina, sendo, desta forma, caracterizados por apresentar uma relação C/N mais elevada (8 a 12) do que aquela apresentada pelas bactérias (4 a 6), as quais se desenvolvem, principalmente, a base da decomposição de compostos solúveis (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002). Quanto à localização dos resíduos, Holland & Coleman (1987) verificaram que a biomassa microbiana era constituída por uma maior proporção de fungos quando os resíduos permaneciam na superfície do solo, comparada àquela presente no solo onde os resíduos foram incorporados. Esse favorecimento da população de fungos, em detrimento das bactérias, quando os resíduos permanecem na superfície do solo, deve-se à capacidade dos fungos em se desenvolver sobre os resíduos e obter água e nutrientes no solo através de suas hifas. Holland & Coleman (1987) estimaram, durante a decomposição de palha de trigo, uma imobilização equivalente a 24 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹ pelos fungos que se desenvolveram sobre a palha.

A adição de resíduos orgânicos ao solo, estimula a população microbiana em função da quantidade de C oxidável e aumenta a demanda de nutrientes pela microbiota decompositora. Se o resíduo adicionado possui relação C/N alta (> 30) pode ocorrer um

esgotamento do N, em função da grande demanda de N pela microbiota. Havendo, desta forma, um predomínio do processo de imobilização. No entanto, se a relação C/N do material adicionado é baixa (< 20) pode ocorrer o predomínio da mineralização do N. Quando a relação C/N do resíduo se situa entre 20 e 30, têm-se uma equivalência entre imobilização e mineralização (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002).

Além da relação C/N, o sistema de preparo do solo também afeta a atividade da microbiota do solo e, conseqüentemente, influencia os processos de mineralização e imobilização de N (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002). Portanto, é importante intensificar os trabalhos de pesquisa que avaliem, comparativamente, a dinâmica do N entre sistemas em que os resíduos culturais ou dejetos de animais permanecem na superfície do solo (plantio direto) àqueles em que os mesmos são uniformemente incorporados ao solo (preparo convencional).

Em experimento conduzido em laboratório durante 80 dias, Giacomini (2005) constatou a ocorrência de mineralização líquida de N ao longo de todo o período de incubação, tanto nos tratamentos onde os dejetos líquidos de suínos foram aplicados na superfície do solo, quanto naqueles em que os mesmos foram incorporados. Em condições de campo, Almeida (2000) e Franchi (2001) avaliaram a diferença entre as quantidades de N mineral do solo com a aplicação de dejetos de suínos sobre palha de aveia e na ausência de resíduos culturais e não verificaram diferenças entre estes dois sistemas, evidenciando a baixa intensidade do processo de imobilização de N.

O potencial de imobilização de N durante a decomposição da palha é normalmente maior em laboratório do que condições de campo. Num experimento de incubação com palha de cereais, finamente moída e incorporada ao solo, Robin (1994) encontrou um potencial de imobilização de N entre 30 a 35 mg por g de C, o que equivale a aproximadamente 35 kg de N t^{-1} de C ou 15 kg de N t^{-1} de palha adicionada. Já, Ocio et al. (1991), em experimento a campo, encontraram uma imobilização de 5 kg N t^{-1} de palha nos primeiros 14 dias de decomposição. Quando foi adicionado N mineral ao solo a quantidade de N imobilizado no mesmo período foi de 9 kg N t^{-1} de palha. Na França, Mary et al. (1996), também em experimento a campo, compararam tratamentos nos quais a palha foi incorporada ao solo, com e sem a adição de N mineral. Os autores observaram que a quantidade média de N imobilizado no período de um ano foi de 5,2 kg N t^{-1} de palha sem a aplicação de N mineral e de 11,9 kg N t^{-1} de palha com a aplicação de 330 kg ha^{-1} de N mineral. A partir destes resultados, os autores concluíram que a relação entre decomposição do carbono e imobilização de N pode ser significativamente alterada em função da disponibilidade de N no

solo e que este é um dos principais fatores de controle da taxa de decomposição da palha em condições de campo. É importante destacar que todos estes trabalhos foram conduzidos em preparo convencional, com a incorporação da palha no solo. Nestas condições aumenta a disponibilidade de C à biomassa microbiana, e, conseqüentemente, o potencial de imobilização de N em relação ao plantio direto, onde os resíduos permanecem na superfície do solo (MARY et al., 1996).

Enquanto os processos líquidos de transformação do N podem ser calculados a partir da mudança da quantidade de N inorgânico no solo ao longo do tempo, as taxas brutas podem ser estimadas somente pelo uso de técnicas isotópicas de N (HUTCHISON & WALWORTH, 2007). O enriquecimento de resíduos culturais ou do N amoniacal dos dejetos com o isótopo ^{15}N é uma estratégia que pode contribuir para quantificar com maior exatidão a intensidade das biotransformações do N destes materiais orgânicos no solo.

Em laboratório, Thomsen et al. (2001) avaliaram a mineralização líquida do N do solo e dos resíduos culturais de centeio marcados com ^{15}N , incorporados em solos de diferentes texturas e incubados a 20°C por 31 semanas. Análises de N mineral (NH_4^+ e NO_3^-), N total e N- biomassa foram realizadas e os pesquisadores verificaram que 28 a 36% do ^{15}N aplicado com os resíduos foram mineralizados ao final da incubação. De 12 a 16% do ^{15}N adicionado foi rapidamente incorporado na biomassa microbiana nos solos argilosos, enquanto 8 a 10% do ^{15}N foi encontrado na biomassa de solos siltosos. Além disso, o ^{15}N na biomassa microbiana declinou durante a incubação, persistindo aproximadamente 5% do ^{15}N adicionado ao final da mesma, independentemente das características do solo. Os autores concluíram que solos argilosos com composição química, histórico de cultivo e umidade similares têm pouca influência sobre o ciclo do N e que a capacidade dos solos de estabilizar o N organicamente em organoargilominerais é pouco importante na dinâmica do N a curto prazo.

Em condições de campo, na cultura do milho e num solo arenoso (210 g de argila kg^{-1} de solo), Chantigny et al. (2004) incorporaram dejetos de suínos (61,3 kg de N ha^{-1}), cuja fração orgânica e mineral foram enriquecidas com ^{15}N . A imobilização de N atingiu 10% do N total aplicado logo no primeiro dia após a aplicação dos dejetos, sendo que a máxima imobilização ocorreu aos 14 dias, atingindo 44% do N aplicado com os dejetos. Os autores quantificaram a imobilização de N proveniente tanto da fração mineral como da fração orgânica dos dejetos e verificaram que parte do N mineralizado da fração orgânica dos dejetos é imobilizado pela biomassa microbiana. Diferentemente de Chantigny et al. (2004),

Giacomini (2005) avaliou, através da medida do enriquecimento em ^{15}N da fração orgânica do solo, a quantidade de N imobilizado a partir do N amoniacal dos dejetos, o qual foi enriquecido com ^{15}N . Desta forma, Giacomini (2005) obteve apenas os valores de N imobilizado a partir do N amoniacal aplicado com os dejetos, não levando em consideração a imobilização do N mineral presente no solo proveniente da matéria orgânica do solo e do N orgânico dos dejetos. Este autor verificou que a quantidade de ^{15}N imobilizada, proveniente da fração amoniacal dos dejetos, atingiu 17,5% do N amoniacal aplicado, não diferindo entre as modalidades de aplicação (incorporação e superfície) em nenhuma das avaliações realizadas, tanto em experimento de campo quanto em laboratório.

1.6 Efeito do N sobre a decomposição da palha

O processo de decomposição consiste na quebra do material orgânico particulado, geralmente na forma de polímeros, em materiais solúveis que são absorvidos pelas células microbianas. É um processo biocatalítico complexo que envolve a ação das enzimas que produzem monômeros específicos em função da composição do substrato ou resíduo (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002).

Os substratos, em função do grau de assimilabilidade e persistência, são classificados como prontamente assimiláveis, prontamente a moderadamente assimiláveis ou de assimilação lenta. A fração composta por substratos prontamente decomponíveis se transforma rapidamente em CO_2 e biomassa. Em seguida são transformados os componentes químicos mais resistentes e a própria fração da nova biomassa morta (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002). Desta forma, verifica-se que as diferenças na composição bioquímica dos materiais a serem decompostos podem alterar a estrutura da comunidade da biomassa microbiana e afetar a sua eficiência no uso do C, resultando em diferenças na mineralização do C de diferentes fontes orgânicas (AITA et al., 2006). Além disso, a diversidade bioquímica dos substratos macromoleculares indica que os organismos devem possuir amplo espectro de enzimas extracelulares para convertê-los em metabólitos assimiláveis (TAUK, 1990).

A taxa de decomposição dos resíduos está relacionada, principalmente, com suas características bioquímicas e com a relação C/N (DA ROS, 2004). No entanto, as propriedades do solo, tais como, argila, pH, matéria orgânica, tensão de água, aeração e temperatura também são fatores que atuam no processo de decomposição (TAUK, 1990).

Segundo Moreira & Siqueira (2002) a decomposição de um resíduo orgânico é determinada pela quantidade e qualidade do resíduo além da atividade da biota que é regulada pelos fatores ambientais. Em geral, a decomposição é favorecida por: a) resíduos com baixo teor de lignina ou compostos fenólicos, alto teor de materiais solúveis e de nitrogênio e partículas de tamanho reduzido com baixa relação C:N, além do próprio teor de N; b) condições físicas e químicas do solo que maximizem a atividade biológica, especialmente temperatura entre 30 e 35°C e umidade próxima à capacidade de campo e, c) pela ausência de fatores tóxicos no resíduo ou solo, os quais podem inibir a atividade dos heterotróficos decompositores.

O N utilizado pelos microrganismos do solo para garantir essa decomposição dos resíduos vegetais provém, essencialmente, do N contido nos próprios resíduos, do N mineral presente no solo no momento da adição dos resíduos, do N mineral proveniente da mineralização da matéria orgânica do solo, do N microbiano reciclado durante a decomposição e, nas áreas agrícolas, da adubação nitrogenada utilizada. Em função do tipo de resíduo orgânico, se observam diferenças significativas na proporção dessas diferentes fontes de N assimiladas pelos microrganismos (MARY et al., 1993).

Resíduos orgânicos de baixa relação C/N decompõem-se mais rapidamente no solo do que os de relação C/N alta. A baixa velocidade de decomposição dos resíduos de alta relação C/N tem sido atribuída à deficiência de N e à presença de constituintes recalitrantes. Os microrganismos decompositores possuem menor relação C/N do que as fontes por eles exploradas. Desta forma, o N é reconhecido como um fator limitante para o crescimento e atividade microbiana durante a decomposição de resíduos (MARQUES et al., 2000; DA ROS, 2004; GIACOMINI, 2005).

Ao avaliarem a evolução de CO₂ durante a decomposição da palha de trigo, variando a relação C/N mediante a adição de N por fertilizantes, Reinertsen et al. (1984) verificaram que a adição de N aumentou a liberação de CO₂ da palha de trigo, cuja relação C/N variou de 54 a 238. Contudo, quando na presença de palha de leguminosa, cuja relação C/N era menor que a da palha de trigo, este aumento foi menor e ocorreu, principalmente, no estágio inicial de decomposição. É provável que o N presente no tecido da leguminosa tenha suprido a maior parte da demanda em N da população microbiana decompositora dos constituintes carbonados da palha, resultando em menor efeito da adição de uma fonte externa de N sobre a mineralização do C da palha.

Em um mesmo solo, o modo de preparo, o manejo da palhada e do fertilizante nitrogenado (em superfície ou incorporado no solo), podem alterar o comportamento de seus

componentes biológicos (MARQUES et al., 2000), resultando em variações na velocidade de decomposição (TORRES et al., 2005).

No preparo convencional do solo existem condições que facilitam a decomposição da MO, em decorrência do revolvimento e do aumento da aeração do solo (ANDRÉA et al., 2004). Estudos mostram, principalmente em condições de laboratório e com a incorporação dos resíduos culturais ao solo, que a adição de N aumenta a emissão de C-CO₂ quando o N é limitante para a demanda dos microrganismos, em relação à quantidade de C orgânico mineralizável (RECOUS et al., 1999). Isso normalmente ocorre na fase inicial de decomposição dos resíduos culturais, com alta relação C/N e com alto conteúdo de compostos orgânicos facilmente mineralizáveis (RECOUS et al., 1995; MARQUES et al., 2000).

Neste sentido, é de se esperar que a aplicação de dejetos de suínos, ricos em N, estimule a decomposição de resíduos culturais de cereais, os quais caracterizam-se pelo elevado teor de C facilmente decomponível e pelo baixo teor de N (AITA et al., 2006). Para avaliar este aspecto, Saviozzi et al. (1997) e Chantigny et al. (2001) conduziram experimentos onde dejetos e resíduos foram incorporados ao solo. No trabalho de Saviozzi et al. (1997), conduzido em laboratório por 230 dias a 22°C, a evolução cumulativa de C-CO₂ foi medida em tratamentos com o uso de dejetos de suínos e palha de trigo (C/N = 79,6) isoladamente e também com a mistura de ambos. A palha de trigo encontrava-se finamente moída para garantir uma mistura uniforme entre solo e resíduo. Estando o material moído, o acesso dos microrganismos do solo ao substrato é facilitado pelo aumento da área superficial e pela redução na proteção dos compostos ricos em C (MARQUES et al., 2000). Saviozzi et al. (1997) observaram que os dejetos de suínos estimularam a decomposição da palha de trigo já que a emissão total de C-CO₂ do tratamento contendo a mistura de dejetos e palha superou em 23% a soma das quantidades de C-CO₂ emitida pelos tratamentos com o uso isolado de dejetos e de palha. No trabalho de Chantigny et al. (2001), conduzido a campo, a palha de cevada (C/N = 47,3) foi incorporada ao solo juntamente com os dejetos de suínos (69,6% do N total na forma amoniacal) através de aração e gradagens. Após 28 dias, a quantidade total de C-CO₂ liberado no tratamento com palha + dejetos foi 26% maior do que a quantidade de C-CO₂ dos tratamentos com adição isolada de palha e dejetos, indicando uma ação sinérgica durante a decomposição dos resíduos quando ambos foram misturados. Os pesquisadores atribuíram este sinergismo ao estímulo proporcionado pelo N amoniacal aplicado com os dejetos de suínos à população microbiana responsável pela mineralização do C da palha da cevada, comprovando a forte interação existente entre os ciclos do C e do N no solo durante a decomposição de materiais orgânicos.

Com o objetivo de avaliar a influência da aplicação de dejetos de suínos sobre a decomposição de palha de cereais, Aita et al. (2006) conduziram dois experimentos a campo, porém, diferentemente de Saviozzi et al. (1997) e Chantigny et al. (2001), foi utilizado o plantio direto. No primeiro experimento a liberação de C-CO₂ foi monitorada por 62 dias e no segundo por 97 dias. Os autores verificaram que a cinética de decomposição diferiu entre os dejetos de suínos e a palha de aveia. Nos dejetos de suínos, houve uma fase inicial de rápida liberação de C-CO₂, seguida de outra mais lenta, enquanto na palha de aveia, a liberação de C-CO₂ foi mais constante. Além disso, os resultados destes dois experimentos mostraram que a velocidade de decomposição da palha de aveia preta não foi alterada pela aplicação de dejetos de suínos evidenciando que, em plantio direto, não há a mesma interação positiva entre dejetos de suínos e resíduos culturais, observado quando ambos são incorporados ao solo no preparo convencional.

Portanto, pode-se inferir que a incorporação dos dejetos ao solo, tanto no campo como em condições controladas, facilita o acesso dos microrganismos ao C adicionado com a palha. Já no plantio direto, a permanência dos resíduos culturais, na superfície do solo dificulta o acesso da população microbiana do solo ao C dos resíduos culturais e ao N dos dejetos, diminuindo a interação positiva entre dejetos e resíduos. Além disso, com a permanência dos resíduos na superfície do solo, a atividade dos organismos decompositores é muito mais suscetível às condições climáticas adversas do que no preparo convencional, quando os resíduos são incorporados ao solo (AITA et al., 2006).

2 MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho consistiu de uma incubação realizada durante 95 dias, no período de 7 de julho a 11 de outubro de 2006, no Laboratório de Microbiologia do Solo e do Ambiente do Departamento de Solos, na Universidade Federal de Santa Maria - RS.

2.1 Solo

O solo foi coletado na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, a qual localiza-se na Depressão Central do Estado do Rio Grande do Sul. Ele é classificado como Argissolo Vermelho distrófico arênico (EMBRAPA, 1999) e foi coletado na camada de 0-10 cm em 01 de julho de 2006, seis dias antes da instalação do experimento. A área onde foi coletado o solo vem sendo cultivada com milho em sistema de plantio direto desde 1998. Após a retirada dos resíduos culturais remanescentes na superfície, o solo foi coletado e transportado ao laboratório para homogeneização e peneiramento a 4 mm, permanecendo armazenado em sacos plásticos, em temperatura ambiente, até o momento da incubação. O solo não foi submetido à secagem ao ar para minimizar qualquer redução da população microbiana do solo, especialmente dos microrganismos mais sensíveis a valores baixos de umidade, como as bactérias nitrificadoras (FLOWERS & O'CALLAGHAN, 1983).

2.2 Características da palha e dos dejetos líquidos de suínos

A palha de trigo utilizada neste experimento é proveniente da França, sendo a mesma utilizada no trabalho de Aita (1996). O trigo foi cultivado em solução nutritiva durante cinco meses em uma câmara de cultivo automatizada, fechada ao fluxo de gases e com a injeção constante e controlada de C-CO₂, cujo excesso isotópico em ¹³C era de 2%. Na palha foram determinados os teores de C e N por combustão seca, o excesso isotópico de ¹³C em espectrômetro de massas e o teor de nitrato (N-NO₃⁻) da fração solúvel em água por colorimetria. O excesso isotópico em ¹³C na palha foi de 2,016%.

Os dejetos líquidos de suínos, armazenados em lagoa anaeróbica, foram coletados em uma granja situada no município de Restinga Seca – RS. Nos dejetos, foram analisados o pH e os teores de matéria seca (MS), N total e N amoniacal, conforme Tedesco et al. (1995). Além dessas características, foram analisados os teores de C na amostra seca em estufa a 65°C por combustão seca (DUMAS) em um analisador elementar CHNS modelo FlashEA 1112 marca THERMO ELECTRON.

No laboratório, e no dia da instalação do experimento, os dejetos tiveram a fração amoniacal enriquecida com ^{15}N . Este enriquecimento foi obtido pela adição de uma solução de sulfato de amônio com 10% de átomos de ^{15}N em excesso, sendo que o excesso isotópico de ^{15}N final da fração amoniacal dos dejetos foi de 2,76%. As principais características dos dejetos e da palha, bem com as quantidades de matéria seca, carbono e nitrogênio adicionadas ao solo com estes materiais orgânicos encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1 – Composição física e química dos dejetos líquidos de suínos e da palha de trigo utilizados na incubação e quantidades adicionadas ao solo de matéria seca (MS), carbono (C) e nitrogênio (N) com os dois materiais orgânicos.

| Resíduo orgânico | MS | C | g kg ⁻¹ | | | | C/N | pH |
|--------------------------|-------|-------|-------------------------------|-------------|-----------|------------|------|-----|
| | | | N total | N amoniacal | N nítrico | N orgânico | | |
| Dejetos de suínos | 31,7 | 9,2 | 2,5 | 1,5 | — | 0,9 | 3,7 | 8,2 |
| Palha trigo ¹ | | 427,0 | 6,6 | — | 1,1 | — | 65,2 | — |
| | | | mg kg ⁻¹ solo seco | | | | | |
| Dejetos de suínos | 1.022 | 297,6 | 80,0 | 50,0 | — | 30,0 | — | — |
| Palha trigo | 5.000 | 2.135 | 32,7 | — | 5,3 | — | — | — |

¹Os teores de C, N total, N nítrico e relação C/N da palha de trigo foram obtidos a partir do trabalho de AITA (1996).

2.3 Tratamentos e condições experimentais

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado com três repetições. Os oito tratamentos avaliados (ilustrados pela Figura 1) foram os seguintes:

T1 – Solo (S);

- T2** – Solo + palha em superfície (**S + P Sup**);
T3 – Solo + palha incorporada (**S + P Inc**);
T4 – Solo + dejetos em superfície (**S + D Sup**);
T5 – Solo + dejetos incorporados (**S + D Inc**);
T6 – Solo + dejetos incorporados + palha em superfície (**S + D Inc + P Sup**);
T7 – Solo + dejetos incorporados + palha incorporada (**S + D Inc + P Inc**);
T8 – Solo + palha em superfície + dejetos em superfície (**S + P Sup + D Sup**).

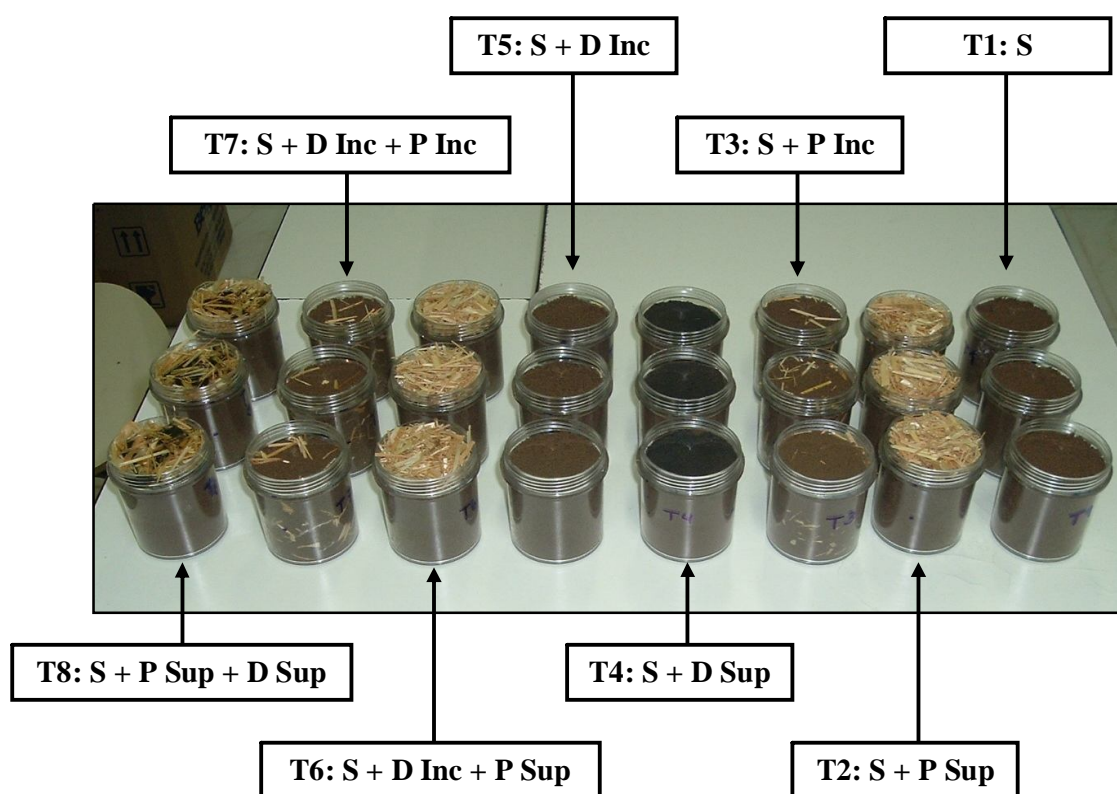


Figura 1 - Vista das três repetições de cada tratamento avaliado.

2.4 Incubação

A instalação do experimento ocorreu em 07 de julho de 2006. As unidades experimentais foram constituídas por recipientes de acrílico com capacidade de 110 mL, sendo que a montagem dos tratamentos variou de acordo com o tratamento. As três repetições de cada tratamento foram acondicionadas em um único frasco de vidro com capacidade de

1500 mL (Figura 2). Foram realizadas oito amostragens para a avaliação dos teores de N mineral do solo. Desta forma, o experimento continha 64 frascos de vidro (8 tratamentos e 8 avaliações) cada um contendo as 3 repetições de cada tratamento, totalizando 192 recipientes de acrílico. Em cada data de amostragem era analisado o N mineral do solo de 24 frascos de acrílico (oito tratamentos com três repetições), contidos em 8 frascos de vidros. Após cada amostragem o solo do conjunto de frascos analisados era descartado.

Em cada recipiente de acrílico foram colocados 131g de solo com 15,2% de umidade equivalente a 117,8g de solo seco a 105°C. A umidade foi ajustada para a capacidade de campo. Para isso, foram adicionados 4,7 mL de água destilada em 126,3g de solo nos tratamentos que não receberam dejetos líquidos (**T1 a T3**) ou 0,9 mL de água + 3,8 mL de dejetos líquidos nos tratamentos que receberam dejetos (**T4 a T8**). Após homogeneização, o solo foi adicionado nos recipientes de acrílico em duas etapas. Na primeira, foram adicionadas 65,5 g de solo, compactando-o até a altura de 2,5 cm do frasco de acrílico. Na segunda, adicionou-se o restante do solo (65,5 g), compactando-o até a altura de 5 cm. Desta forma, o solo do frasco atingiu uma densidade de 1,2 g cm⁻³.

Nos tratamentos com materiais orgânicos, a montagem variou conforme a localização da palha e dos dejetos.

A palha seca ao ar foi cortada manualmente com auxílio de tesoura em pedaços cujo comprimento variou de 10 a 20 mm e após adicionada na quantidade de 589 mg (251,5 mg de C orgânico) por frasco, equivalendo a 3 Mg ha⁻¹ de palha. Nos tratamentos em que a palha foi colocada na superfície do solo (**T2, T6 e T8**), ela foi adicionada após todo solo ter sido colocado no recipiente de acrílico. Nos tratamentos com palha incorporada (**T3 e T7**), esta foi misturada ao solo antes da amostra ser acondicionada no recipiente. Nos tratamentos com dejetos de suínos incorporados (**T5 a T7**), o solo foi umedecido com a água (0,9 mL) e com os dejetos (3,8 mL) no momento da homogeneização e a palha foi adicionada conforme a sua localização no solo, em superfície ou incorporada. Nos tratamentos **T4 e T8** o solo foi umedecido com água e homogeneizado, e a adição dos dejetos de suínos foi feita na superfície do solo (**T4**) ou da palha (**T8**) somente após o acondicionamento do solo nos frascos de acrílico. Para todos os tratamentos, a homogeneização do solo com a água, a palha de trigo e os dejetos de suínos foi feita com o auxílio de espátula.

Os 64 frascos de vidro foram acondicionados uma incubadora, na ausência de luminosidade e a uma temperatura de 25°C por um período de 95 dias.

Os frascos foram periodicamente aerados durante 15 minutos, visando evitar a deficiência de O₂, o que limitaria a decomposição aeróbica dos materiais orgânicos. O teor de

umidade foi controlado através da pesagem das amostras e, quando necessário, foi adicionada água nos frascos com o auxílio de uma pipeta.



Figura 2 – Vista de um frasco de vidro contendo três repetições de um tratamento onde foi avaliado o N mineral do solo.

2.5 Avaliações

2.5.1 N mineral

Os teores de N mineral do solo (N-NH_4^+ e $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$) foram determinados duas horas após a montagem dos tratamentos e antes da incubação (tempo 0) e aos 4, 9, 15, 25, 40, 60 e 95 dias após o início da incubação. Considerando que os teores de nitrito (N-NO_2^-) do solo são normalmente muito baixos, neste trabalho, daqui para frente, os teores de $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ serão referenciados apenas como N-NO_3^- . Em cada avaliação dos tratamentos contendo palha procedeu-se a retirada da mesma antes da homogeneização e extração do solo com KCl. O N mineral foi extraído adicionando-se 25 g de solo úmido a 100 mL de KCl 1 mol L⁻¹ e posterior agitação durante 30 minutos em agitador mecânico horizontal. Após a agitação, a solução ficou em repouso por 30 minutos, sendo então retirada uma alíquota de 20

mL do sobrenadante, na qual acrescentou-se 0,2 g de MgO para determinação do N amoniacal (N-NH_4^+) em destilador de arraste de vapores do tipo semimicro Kjeldhal. Após o resfriamento da amostra, adicionou-se 0,2 g de Liga de Devarda, para nova destilação e determinação do N nítrico ($\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$) (TEDESCO et al., 1995). A titulação da solução receptora do N (ácido bórico e indicadores) foi feita com H_2SO_4 .

2.5.2 Imobilização de N da fração amoniacal dos dejetos

A imobilização do N amoniacal adicionado com os dejetos líquidos de suínos foi avaliada nas mesmas datas de avaliações do N mineral do solo. A metodologia utilizada foi proposta por Recous et al. (1988), onde a imobilização de N é estimada através da variação do excesso isotópico em ^{15}N do N orgânico do solo.

Após a extração do N mineral dos tratamentos que receberam dejetos líquidos de suínos, cuja fração amoniacal foi enriquecida com ^{15}N , a mistura solo/solução foi agitada novamente duas vezes com 100 mL de KCl 1 mol L^{-1} por 30 minutos e o sobrenadante descartado. Esse procedimento, proposto por Recous et al. (1988), foi realizado a fim de extrair o N mineral presente no solo. A mistura solo/solução, resultante da terceira extração foi submetida à secagem em estufa (65°C) e posterior moagem em gral. Após, o solo foi guardado em frascos para posterior análise do N orgânico e do excesso isotópico em ^{15}N .

A análise do N orgânico e do seu excesso em ^{15}N foi feita no laboratório de análises isotópicas em Laon na França por combustão seca (DUMAS) em um analisador elementar CHN modelo Euro-EA marca EUROVECTOR acoplado em linha a um espectrômetro de massas isotópico modelo Delta Plus Advantage marca THERMO ELECTRON. Estes mesmos equipamentos foram utilizados para as análises da palha (C total, N total e ^{13}C).

2.5.3 N total e ^{15}N no solo e na palha

Os teores de N total e o seu excesso isotópico em ^{15}N no solo e na palha foram avaliados nos tratamentos com a adição de palha de trigo (S + P Sup; S + P Inc; S + D Inc + P

Sup; S + D Inc + P Inc; S + P Sup + D Sup) e nas mesmas datas de avaliação dos teores de N mineral do solo.

Para a determinação dos teores de N total no solo, subamostras do mesmo foram retiradas de cada repetição dos tratamentos que receberam a palha. No momento da subamostragem a palha foi retirada manualmente e as subamostras de solo foram secas em estufa (65°C) e posteriormente moídas em gral e armazenadas em frascos. No laboratório de análises isotópicas em Laon na França o solo foi finamente moído e teve os teores de N total e seu excesso em ^{15}N determinados por combustão seca conforme descrito para a determinação do N orgânico do solo (item 3.5.2).

A análise dos teores de N total e ^{15}N na palha foi realizada nas amostras de palha retiradas no momento da subamostragem do solo. Após a separação, a palha foi seca em estufa a 65°C e armazenada em frascos até o momento da análise. Os teores de N total e o excesso em ^{15}N na palha foram determinados conforme procedimento descrito anteriormente para o solo.

2.6 Estimativa dos processos de biotransformação do nitrogênio

2.6.1 Estimativa das taxas de nitrificação do N amoniacal dos dejetos

A nitrificação foi avaliada a partir da variação nas quantidades de N-NO_3^- e de N-NH_4^+ no solo, apenas nos tratamentos em que os dejetos foram utilizados isoladamente, com e sem incorporação ao solo. Para isto, em cada amostragem, as quantidades de N-NO_3^- e de N-NH_4^+ do tratamento testemunha (sem dejetos) foram descontadas das quantidades destas duas formas de N encontradas nos dois tratamentos com dejetos. Nesta avaliação consideraram-se apenas os primeiros 25 dias de experimentação, já que a partir desta data os valores de N-NH_4^+ foram próximos dos valores encontrados na instalação do experimento.

O cálculo da taxa de nitrificação líquida no intervalo de tempo de cada amostragem (0 a 4, 4 a 9 e 9 a 15 dias) foi realizado apenas nos primeiros 15 dias por considerar esta a fase mais ativa da nitrificação. Para tal, considerou-se apenas a variação nas quantidades de N-NO_3^- de cada intervalo utilizando-se a seguinte fórmula:

$$TN = \frac{(Nn2 - Nn1)}{t} \quad (1)$$

Onde: *TN* é a taxa de nitrificação (mg de N-NO₃⁻ kg⁻¹ de solo dia⁻¹); *Nn1* e *Nn2* representam as quantidades (em mg kg⁻¹ de solo) de N-NO₃⁻ no início e no final de cada período de avaliação, respectivamente; e *t* representa o período de tempo (em dias) de cada intervalo avaliado.

2.6.2 Mineralização e imobilização de N (processos líquidos)

2.6.2.1 Estimativa pelo método da diferença

O cálculo da mineralização de N, em cada data de amostragem, variou conforme o tratamento. O valor resultante destes cálculos indicou, em cada situação, se houve predominância da mineralização sobre a imobilização de N pela população microbiana do solo ou vice-versa. Quando o valor foi positivo significa que o processo de mineralização bruta de N superou aquele de imobilização bruta, resultando em mineralização líquida de N. Quando for negativo, ocorreu o inverso e o valor resultante é referido como imobilização líquida de N.

a) No tratamento testemunha (S), sem a adição de dejetos e palha, a estimativa foi feita pela fórmula seguinte:

$$N \text{ min} = N2 - N1 \quad (2)$$

Onde: *Nmin* representa a quantidade (mg N kg⁻¹ solo) de N mineralizado; *N1* e *N2* representam a quantidade de N mineral do solo no início e ao final de cada intervalo de avaliação, respectivamente.

b) Nos tratamentos com a adição isolada de palha e de dejetos a fórmula utilizada foi a seguinte:

$$N \text{ min} = (Nro2 - Nro1) - (Ns2 - Ns1) \quad (3)$$

Onde: N_{min} representa a quantidade (mg N kg^{-1} solo) de N mineralizado; N_{ro1} e N_{ro2} representam as quantidades de N mineral do solo nos tratamentos com resíduos orgânicos (S + P Sup, S + P Inc, S + D Sup e S + D Inc) no início e ao final de cada intervalo de avaliação, respectivamente; e N_{s1} e N_{s2} representam as quantidades de N mineral do solo no tratamento testemunha (S) no início e ao final de cada intervalo de avaliação, respectivamente.

c) **Nos tratamentos em que a palha e os dejetos foram aplicados conjuntamente ao solo** o cálculo da mineralização/imobilização de N (efeito da palha sobre estes processos) foi feito como segue:

$$N_{min} = (N_{ro2} - N_{ro1}) - (N_{d2} - N_{d1}) \quad (4)$$

Onde: N_{min} representa a quantidade (mg N kg^{-1} solo) de N mineralizado; N_{ro1} e N_{ro2} representam a quantidade de N mineral do solo nos tratamentos com resíduos orgânicos (S + D Inc + P Sup, S + D Inc + P Inc e S + P Sup + D Sup) no início e ao final de cada intervalo de avaliação, respectivamente; e N_{d1} e N_{d2} representam a quantidade de N mineral do solo nos tratamentos com dejetos (S + D Sup e S + D Inc) no início e ao final de cada intervalo de avaliação, respectivamente.

2.6.2.2 Estimativa pelo método isotópico com ^{15}N

O cálculo da imobilização do N, proveniente do N amoniacal dos dejetos, foi feito a partir da determinação dos teores de N orgânico no solo e do seu excesso isotópico em ^{15}N .

A percentagem do N orgânico do solo proveniente do N amoniacal dos dejetos (PN_{pfa}) foi calculada a partir da seguinte equação:

$$PN_{pfa} = \left(\frac{A}{B} \right) \times 100 \quad (5)$$

onde, A e B são os excessos isotópicos em ^{15}N do N orgânico do solo e da fração amoniacal dos dejetos, respectivamente;

Para determinar a quantidade de N imobilizada foi utilizada a seguinte equação:

$$N_{aim} = N_{org} \times PN_{pfa} \quad (6)$$

onde, N_{aim} é a quantidade de N imobilizada proveniente do N amoniacal dos dejetos em mg kg^{-1} solo e N_{org} é a quantidade de N orgânico no solo em mg kg^{-1} solo.

Para o cálculo da percentagem do N amoniacal dos dejetos que foi imobilizado (*PNaim*) a equação utilizada foi a seguinte:

$$PNaim = \frac{Naim}{NaAd} \times 100 \quad (7)$$

onde, *Naim* é a quantidade de N imobilizada proveniente do N amoniacal dos dejetos em mg kg⁻¹ solo e *NaAd* é a quantidade de N amoniacal adicionada com os dejetos em mg kg⁻¹ solo.

2.7 Análise estatística

Os resultados obtidos foram submetidos à análise da variância e as médias dos tratamentos foram comparadas através do teste de Tukey a 5%.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Nitrificação do N amoniacal dos dejetos

O processo de nitrificação pode ser estimado no solo a partir da variação temporal dos teores de N-NO_3^- , após a adição de quantidades conhecidas de N amoniacal. O cálculo da velocidade de nitrificação pode ser realizado a partir do acúmulo de N na forma nítrica, ou seja: da diferença entre os teores final e inicial de N-NO_3^- do solo, dentro do período de tempo considerado. Essa estimativa será tanto mais precisa quanto menos intensos forem os processos que resultam no desaparecimento e/ou no consumo de N-NO_3^- (imobilização microbiana, desnitrificação e lixiviação de nitrato). A lixiviação de nitrato em sistemas fechados, como o utilizado no presente trabalho, é nula. Já a imobilização microbiana de N-NO_3^- e a desnitrificação podem ser consideradas de baixa intensidade em solos sem a adição recente de materiais orgânicos ricos em carbono, como os resíduos culturais. Por isso, no presente trabalho, a estimativa da nitrificação do N amoniacal dos dejetos foi feita somente nos tratamentos que receberam dejetos líquidos de suínos isoladamente, com e sem incorporação ao solo.

Na figura 3 observa-se que a diminuição das quantidades de N-NH_4^+ do solo é acompanhada pelo aumento das quantidades de N-NO_3^- , como resultado do processo de oxidação do N amoniacal dos dejetos pelas bactérias nitrificadoras. Todavia, é possível constatar que o acúmulo líquido de N-NO_3^- não corresponde à diminuição líquida das quantidades de N-NH_4^+ . Ao final dos primeiros 15 dias, fase onde a nitrificação foi intensa, o acúmulo de N-NO_3^- no tratamento com os dejetos em superfície foi de $38,4 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo de N-NO_3^- para uma diminuição correspondente na quantidade de N-NH_4^+ de apenas $29,4 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo (Figura 3a). Onde os dejetos foram incorporados ao solo (Figura 3b), a produção líquida de NO_3^- foi de $47,7 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo para uma diminuição na quantidade de N-NH_4^+ de $37,0 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo. Estes valores indicam que, na média das duas modalidades de aplicação dos dejetos, o aumento nas quantidades de N-NO_3^- foi cerca de 1,3 vezes maior do que a diminuição de N-NH_4^+ . Esse desbalanço entre o desaparecimento de N-NH_4^+ e a produção de N-NO_3^- em solo com a adição de dejetos líquidos de suínos também foi observado por Rochette et al. (2001) porém em sentido contrário ao do presente estudo, já que os autores

constataram que o desaparecimento líquido de N-NH_4^+ foi aproximadamente o dobro do acúmulo líquido de N-NO_3^- .

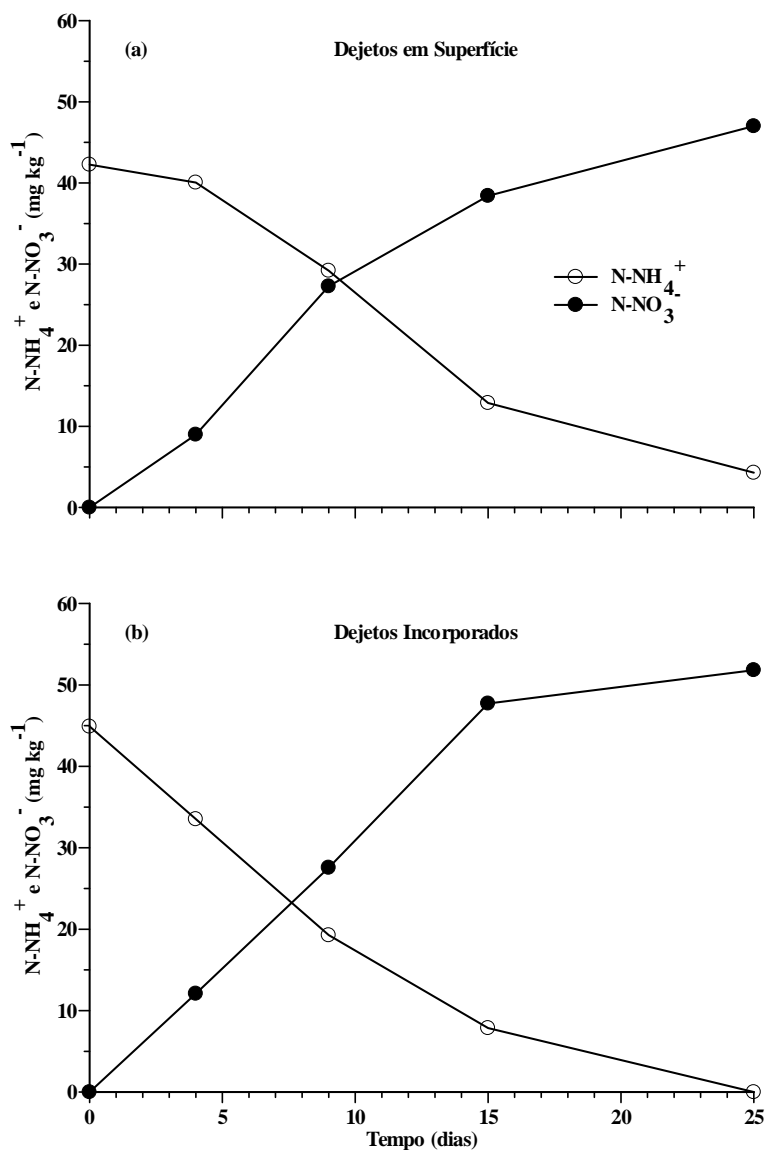


Figura 3 – Quantidades de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no solo dos tratamentos com aplicação de dejetos líquidos de suínos na superfície (a) e incorporados (b), durante os primeiros 25 dias de incubação.

Por outro lado, Loria & Sawyer (2005) ao adicionarem doses crescentes (0, 50, 100, 150 e 200 mg de N total kg^{-1} de solo) de dejetos líquidos de suínos e fertilizante nitrogenado

inorgânico em uma incubação no laboratório a 22°C verificaram que o aumento líquido do N-NO_3^- correspondeu exatamente à diminuição líquida do N-NH_4^+ . Tais resultados evidenciam que outros processos, além da nitrificação, afetam significativamente a dinâmica do N-NH_4^+ . Entre estes processos pode-se destacar a perda de N por volatilização de amônia, a imobilização de N amoniacal, a qual ocorre preferencialmente ao N nítrico (RECOUS et al., 1992) e também a amonificação do N orgânico dos dejetos, com a rápida conversão para N-NO_3^- do N amoniacal produzido.

Para a quantificação da taxa de nitrificação, bem como da cinética deste processo, é interessante que a determinação na variação das concentrações de N mineral no solo seja realizada freqüentemente, principalmente logo após a aplicação dos dejetos, durante a fase mais ativa de oxidação do N-NH_4^+ a N-NO_3^- (AITA et al., 2007). No Canadá, a uma temperatura média de 11°C (com extremos de 1 a 25 °C), Rochette et al. (2001) aplicaram uma dose de $74 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos ($150,2 \text{ kg ha}^{-1}$ de N-NH_4^+) sobre os resíduos culturais de canola e mediram diariamente os teores de N mineral no solo durante os primeiros 11 dias após a aplicação dos dejetos. O acúmulo de N-NO_3^- , avaliado na camada de 0-5 cm do solo, só foi detectado cerca de dois dias após a aplicação de dejetos, indicando a ocorrência de uma fase de latência no processo de nitrificação, a qual também tem sido observada em outros estudos (LE PHAM et al., 1984; MORVAN et al., 1996) e está relacionada, principalmente, ao período requerido para a síntese de enzimas pela população de bactérias nitrificadoras (MALHI & MCGILL, 1982). No presente trabalho, este aspecto não pode ser avaliado já que as determinações de N mineral só iniciaram 4 dias após a aplicação dos dejetos.

Com base nas quantidades de N-NO_3^- , foi possível calcular a taxa de nitrificação do N amoniacal dos dejetos, tanto aplicados na superfície (Figura 3a) como incorporados ao solo (Figura 3b). Para os dejetos distribuídos na superfície do solo o cálculo da taxa de nitrificação resultou em valores médios de $2,25 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo dia^{-1} de N-NO_3^- nos primeiros 4 dias, de $3,66 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo dia^{-1} de N-NO_3^- para o período de 4 a 9 dias e de $1,85 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo dia^{-1} de N-NO_3^- entre 9 e 15 dias. No tratamento onde os dejetos foram incorporados ao solo estes valores foram de $3,02 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo dia^{-1} de N-NO_3^- (0 a 4 dias), de $3,10 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo dia^{-1} de N-NO_3^- (4 a 9 dias) e de $3,35 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo dia^{-1} de N-NO_3^- (9 a 15 dias). Estes valores resultam em uma taxa média de nitrificação nos primeiros 15 dias para as duas modalidades de aplicação dos dejetos de $2,59$ e $3,16 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo dia^{-1} de N-NO_3^- para os dejetos em superfície e incorporados, respectivamente. O valor da taxa de nitrificação, superior em 22% com a incorporação dos dejetos, pode ser atribuído ao maior contato entre

bactérias nitrificadoras e o N amoniacal, em relação aos dejetos que permaneceram na superfície. Além disso, a incorporação dos dejetos pode ter favorecido a mineralização do N orgânico, aumentando a quantidade de substrato (N-NH_4^+) às bactérias. Também em laboratório e em condições de incubação similares ao do presente trabalho, Giacomini (2005) adicionou dejetos de suínos em dose equivalente a 60 mg kg^{-1} de solo de N-NH_4^+ e encontrou maior taxa de nitrificação com a incorporação dos dejetos ao solo. Com os dejetos incorporados todo o N amoniacal foi nitrificado em 10 dias enquanto no tratamento com os dejetos mantidos na superfície do solo isto só ocorreu após 20 dias.

Tanto as quantidades (Figura 3) como as proporções entre N-NH_4^+ e N-NO_3^- (Figura 4) evidenciam que o N amoniacal dos dejetos foi rapidamente nitrificado no solo, confirmando resultados de outros trabalhos conduzidos em condições controladas de laboratório, onde o N amoniacal dos dejetos líquidos de suínos incorporados ao solo foi nitrificado nos primeiros 5 dias a taxas de $7,19 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo dia^{-1} (GIACOMINI, 2005) e $6,88 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo dia^{-1} (FLOWERS & O'CALLAGHAN, 1983). Com a aplicação dos dejetos na superfície do solo Giacomini (2005) encontrou, nos primeiros 5 dias, uma taxa de nitrificação de $3,93 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo dia^{-1} de N-NO_3^- . Em condições de campo a nitrificação também é rápida como demonstraram Aita et al. (2007) ao encontrarem uma taxa de nitrificação de $4,84 \text{ kg ha}^{-1}\text{dia}^{-1}$ de N-NO_3^- trabalhando em plantio direto em que os dejetos líquidos de suínos foram aplicados sobre os resíduos culturais do sistema aveia/milho.

As taxas de nitrificação também podem ser afetadas pela quantidade de N amoniacal aplicado com os dejetos. Em uma incubação conduzida a 15°C por Flowers & O'Callaghan (1983), o aumento de 50 para $250 \mu\text{g N-NH}_4^+ \text{ g}^{-1}$ solo na quantidade de N amoniacal aplicado com dejetos líquidos de suínos proporcionou um aumento na taxa de nitrificação de 5,32 para $9,87 \mu\text{g N g}^{-1}$ solo dia^{-1} . Em condições de campo Aita et al. (2007) constataram que a taxa de nitrificação do N amoniacal dos dejetos na dose de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ foi 188% maior do que aquela encontrada na dose de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Nos primeiros 25 dias, praticamente todo o N amoniacal foi nitrificado já que, a partir desta data, a proporção da forma amoniacal em relação à forma nítrica é muito baixa (Figura 4).

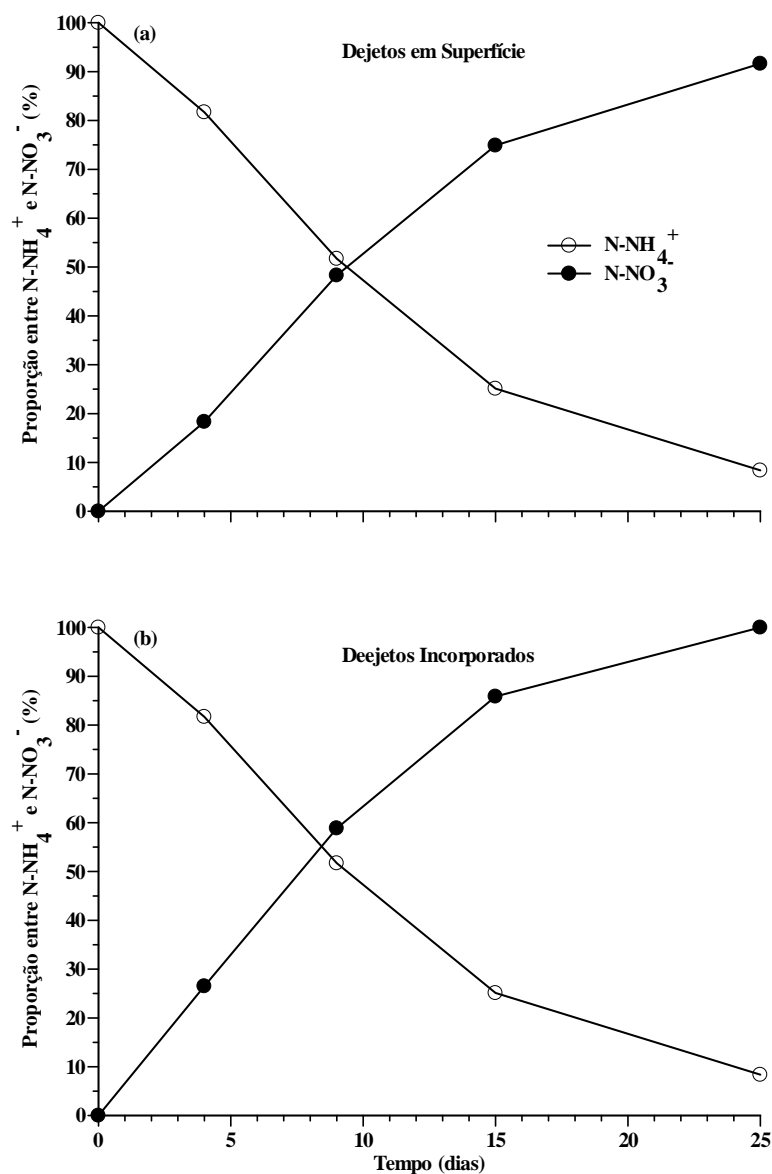


Figura 4 – Proporção entre N-NH_4^+ e N-NO_3^- no solo dos tratamentos com aplicação de dejetos líquidos de suínos na superfície (a) e incorporados (b), durante os primeiros 25 dias de incubação.

Em três anos de experimentação a campo Aita et al. (2007) verificaram que o N-NH_4^+ de dejetos líquidos de suínos foi praticamente todo oxidado a N-NO_3^- entre 15 e 20 dias após a aplicação dos dejetos, coincidindo com resultados de Morvan (1999) em um estudo de incubação em laboratório a 16°C onde, para dois dos três solos avaliados, o N-NH_4^+ , de 30 diferentes amostras de dejetos líquidos de suínos, foi completamente nitrificado em 24 dias. Todavia, para um dos solos estudados por esse autor, ainda haviam teores elevados de N-

NH_4^+ ao final do experimento. Este fato, aliado à grande variabilidade das taxas de nitrificação, verificadas entre os diferentes solos, conduziram o autor à conclusão de que o potencial de nitrificação varia de acordo com o tipo de solo. Essa conclusão é respaldada pelos resultados de Yang et al. (2006), os quais adicionaram dejetos líquidos de suínos, em dose equivalente a 115 mg de N total kg^{-1} de solo, em dois tipos de solo e verificaram que todo o N amoniacal dos dejetos foi convertido em N-NO_3^- após uma semana no solo argilo-siltoso e somente após quatro semanas no solo arenoso. Tais resultados evidenciam o efeito exercido pelas características do solo sobre a velocidade de nitrificação do N amoniacal adicionado com os dejetos.

A elevada taxa de nitrificação do N amoniacal dos dejetos pode ter conseqüências importantes tanto do ponto de vista de disponibilidade de N no solo como da poluição ambiental. Isto porque na fase inicial de desenvolvimento das culturas, onde a absorção de N é pequena, se houver drenagem de água no perfil do solo, o risco de perdas de N por lixiviação de N-NO_3^- é aumentado, já que a intensidade desse processo depende do volume de água drenado e da concentração de N-NO_3^- na solução do solo (DIEZ et al., 2004). Além de representar uma diminuição do potencial fertilizante nitrogenado dos dejetos, o N-NO_3^- lixiviado no perfil do solo poderá poluir tanto as águas de subsuperfície como do lençol freático comprometendo a sua qualidade para o consumo humano e animal. Além disso, a presença no solo de quantidades elevadas de N-NO_3^- poderá aumentar o potencial de perdas de N por desnitrificação (ROCHETTE et al., 2004), especialmente na presença de carbono orgânico decomponível e em condições de disponibilidade limitada de O_2 , já que este processo microbiano é realizado principalmente por bactérias anaeróbicas facultativas. Os dejetos de suínos, ao adicionarem C orgânico ao solo, podem contribuir à diminuição da disponibilidade de O_2 durante a sua decomposição pelos microrganismos criando microsítios no perfil do solo com baixo potencial redox. Essa condição é essencial ao processo de desnitrificação (DENDOOVEN et al., 1998), o qual poderá contribuir à diminuição da disponibilidade de N e à poluição da atmosfera através da emissão de N_2O , uma forma gasosa de N com efeitos negativos pelo efeito estufa e por afetar a camada de ozônio.

É importante destacar que a maneira de calcular a taxa de nitrificação, a partir da variação das quantidades acumuladas de N-NO_3^- , utilizada no presente trabalho e na maioria das situações (MALHI & MCGILL, 1982; FLOWERS & O'CALLAGHAN, 1983), permite estimar apenas a nitrificação líquida ocorrida no período de tempo considerado. Para estimar a nitrificação bruta é necessário utilizar o isótopo ^{15}N para marcar a fração amoniacal dos dejetos com uma solução de N amoniacal enriquecida com ^{15}N , acompanhando-se o

enriquecimento em ^{15}N no nitrato formado dentro do período de tempo considerado. Embora essa metodologia permita determinar a quantidade total de N amoniacal nitrificado ela é raramente utilizada (MÜLLER et al., 2003), em função da necessidade de equipamentos específicos para tal e do custo relativamente elevado das análises.

Os resultados obtidos neste trabalho evidenciam que o N amoniacal dos dejetos é rapidamente nitrificado mesmo sem a sua incorporação ao solo, aumentando o potencial de perdas de N por lixiviação de nitrato e/ou desnitrificação. Para diminuir as conseqüências negativas decorrentes desta elevada taxa de nitrificação do N amoniacal, duas estratégias parecem ser promissoras, tanto do ponto de vista ambiental, como do aproveitamento do N dos dejetos pelas culturas. Uma envolve o parcelamento da adubação orgânica, aplicando parte dos dejetos na implantação das culturas e parte em cobertura. Com isso, o N-NO_3^- produzido pelas bactérias nitrificadoras pode ser mais eficientemente absorvido pelas culturas. A outra envolve o uso de inibidores de nitrificação juntamente com a aplicação dos dejetos ao solo (WHITEHEAD, 1995; KLEIN et al., 1996). Trabalhos conduzidos em condições de campo são necessários para confirmar estas sugestões, constituindo um importante aspecto a ser investigado pela pesquisa brasileira.

3.2 Mineralização e imobilização de N

3.2.1 Tratamentos sem aplicação de dejetos

Considerando os resultados referentes ao N mineral do solo no início da incubação (t_0), observa-se que o teor de N mineral do tratamento com palha incorporada (S + P Inc) superou o N mineral do solo sem palha (S) (testemunha) em $7,8 \text{ mg N kg}^{-1}$ solo (Tabela 2). Esse aumento nos tratamentos com palha, em relação ao solo sem palha, não pode ser atribuído à mineralização microbiana do N orgânico da palha, já que a determinação do N mineral do solo foi realizada duas horas após a aplicação dos tratamentos. Observa-se, na tabela 2, que o aumento verificado no N mineral ocorreu no N-NO_3^- o que pode ser explicado pelo fato da palha ser rica nesta forma de N (Tabela 1). Ao analisar o teor de N da fração solúvel da palha que foi utilizada neste experimento, Aita (1996) verificou que 16,2% do teor

de N total da palha era representado pelo N-NO_3^- da fração solúvel. Esta fração de N deve ter difundido até o solo, sendo este processo favorecido com a incorporação da palha ao solo.

Tabela 2 – Quantidades de N-NH_4^+ e N-NO_3^- no solo dos tratamentos no início (t0) e no final da incubação (95 dias).

| Tratamentos ¹ | Início (t0) | | | 95 dias (t1) | | | t1-t0 |
|--------------------------|--------------------|--------------------|------------|--------------------|--------------------|------------|-------|
| | N- NH_4^+ | N- NO_3^- | N | N- NH_4^+ | N- NO_3^- | N | |
| | | | mineral | | | mineral | |
| mg kg ⁻¹ solo | | | | | | | |
| S | 2,2 | 4,6 | 6,8 | 0,8 | 42,5 | 43,2 | 36,4 |
| S + P Sup | 3,6 | 5,1 | 8,7 | 4,1 | 32,0 | 36,2 | 27,5 |
| S + P Inc | 4,5 | 10,1 | 14,6 | 6,4 | 34,4 | 40,8 | 26,2 |
| S + D Sup | 44,5 | 3,8 | 48,3 | 3,8 | 90,7 | 94,5 | 46,1 |
| S + D Inc | 47,1 | 3,0 | 50,1 | 4,8 | 93,6 | 98,4 | 48,3 |
| S + D Inc + P Sup | 49,7 | 3,6 | 53,3 | 4,2 | 77,9 | 82,1 | 28,9 |
| S + D Inc + P Inc | 49,6 | 8,8 | 58,4 | 2,2 | 80,4 | 82,7 | 24,3 |
| S + P Sup + D Sup | 29,2 | 3,7 | 32,9 | 1,8 | 76,1 | 77,9 | 45,0 |
| Diferença (Tukey 5%) | 5,7 | 3,5 | 7,6 | 2,1 | 9,4 | 9,8 | |

¹ S = solo; P = palha; D = dejetos de suínos; Sup = superfície; Inc = incorporado.

Na tabela 2 e na figura 5 observa-se que no tratamento contendo apenas o solo, sem adição de dejetos ou palha, houve produção líquida de N mineral em toda a fase experimental, atingindo 36,4 mg kg⁻¹ de solo no final do experimento (95 dias). Esta produção líquida de N é normalmente observada naquelas situações em que o solo não tenha recebido adições recentes de materiais orgânicos ricos em carbono e tem sido atribuída à lenta mineralização da matéria orgânica do solo (húmus) pela população microbiana (MARY et al., 2006). Por outro lado, nos dois tratamentos que receberam a adição exclusiva de palha de trigo (S + P Sup e S + P Inc), em praticamente todas as amostragens, o teor de N mineral foi inferior ao tratamento testemunha (Figura 5), indicando a ocorrência de imobilização líquida de N.

Comparando as curvas dos dois tratamentos com adição exclusiva de palha observa-se na figura 5 que a imobilização líquida de N foi maior no tratamento com incorporação da palha ao solo (S + P Inc) do que no tratamento com a manutenção da mesma na superfície do solo (S + P Sup).

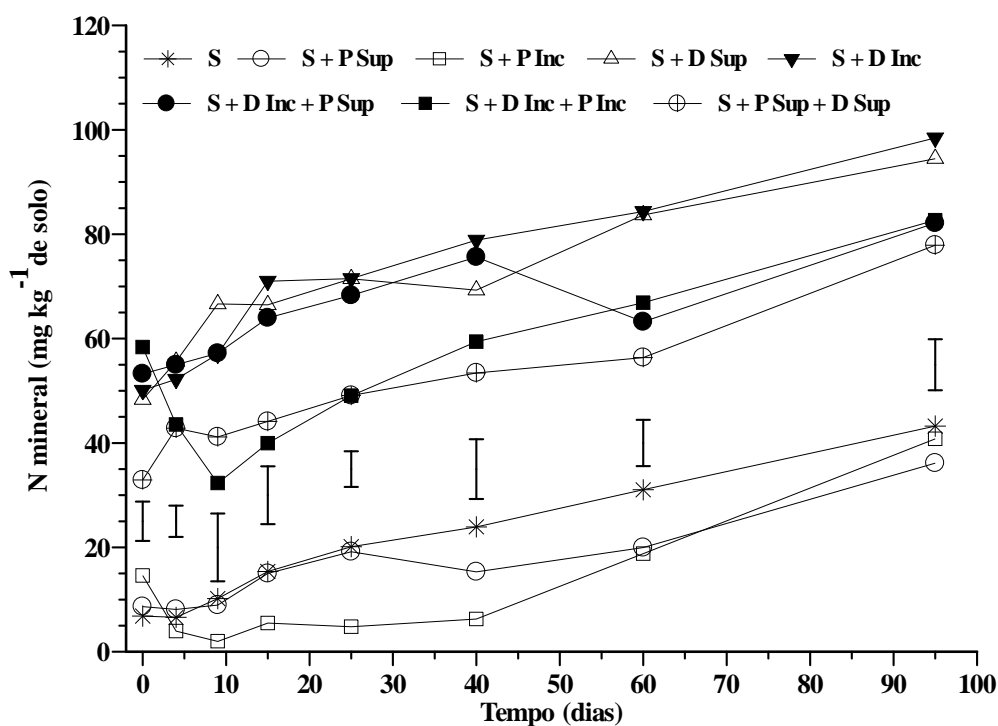


Figura 5 – Quantidades de N mineral no solo dos diferentes tratamentos nas amostragens realizadas durante os 95 dias de incubação. S = solo; P = palha; D = dejetos de suínos; Inc = incorporado; Sup = superfície. As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%).

Essa diferença, que pode ser melhor visualizada na figura 6, foi maior até a amostragem realizada aos 40 dias e pode ser atribuída ao fato da incorporação da palha ter facilitado o acesso da população microbiana à fonte de energia, armazenada nos compostos carbonados da palha. Além deste aspecto, o maior contato da palha com o solo, em função da sua incorporação, pode facilitar a difusão do N mineral do solo até os sítios de decomposição, favorecendo a imobilização de N. O contato entre o solo e os resíduos culturais depende do tamanho das partículas dos resíduos (SIMS & FREDERICK, 1970; AMBUS & JENSEN, 1997, ANGERS & RECOUS, 1997) e da sua localização no solo (ABIVEN et al., 2002; GIACOMINI, 2005). Em função destes resultados, obtidos em condições controladas, é de se esperar que em condições de campo o plantio direto, onde os resíduos culturais são mantidos na superfície do solo, resulte em menor imobilização de N do que no preparo convencional do solo, onde os mesmos são incorporados por aração e gradagem.

Na figura 5 observa-se que no tratamento com a incorporação da palha (S + P Inc) o N mineral do solo diminuiu de maneira mais acentuada até a primeira amostragem (4 dias),

permaneceu relativamente constante e próximo de 5 mg kg^{-1} solo dos 4 aos 40 dias e aumentou significativamente dos 40 aos 95 dias. A Análise deste resultado desta maneira indica que a imobilização microbiana do N mineral teria ocorrido apenas na fase inicial do experimento. Todavia, comparando a dinâmica do N mineral do tratamento onde a palha foi incorporada ao solo ao tratamento testemunha (diferença entre o teor final e inicial de N mineral do tratamento S + P Inc subtraída da diferença entre o teor final e inicial de N mineral do tratamento S), observa-se que a imobilização do N mineral do solo, proporcionada pela incorporação da palha, ocorreu durante os primeiros 40 dias e não apenas no período inicial (Figura 6).

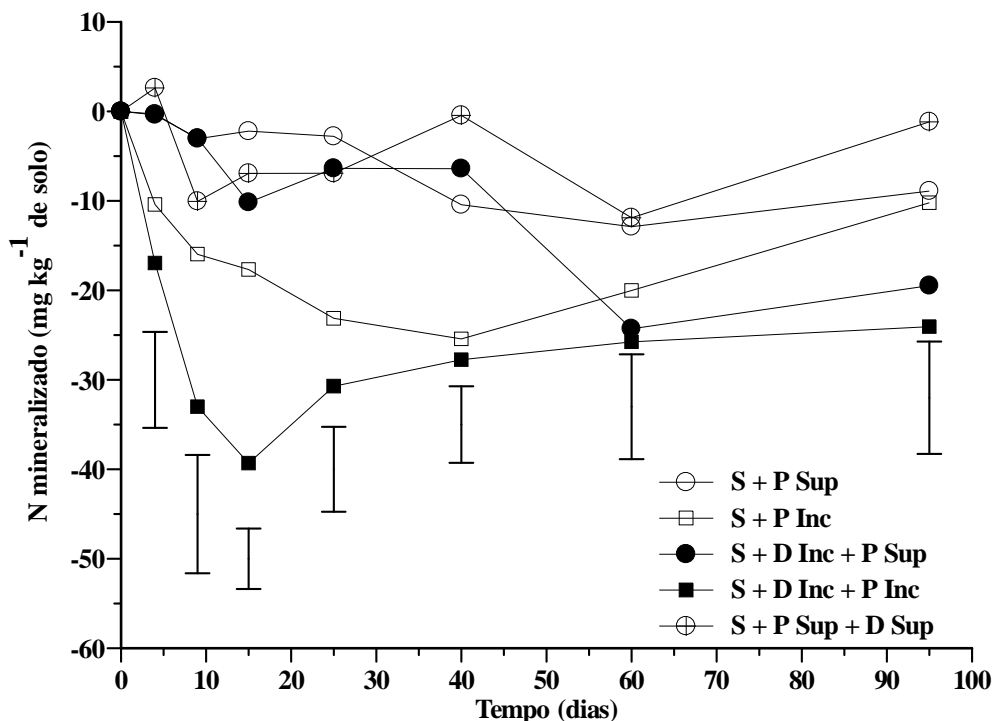


Figura 6 – Mineralização do N nos tratamentos com aplicação exclusiva de palha de trigo e com aplicação conjunta de dejetos líquidos de suínos e palha. S = solo; P = palha; D = dejetos de suínos; Inc = incorporado; Sup = superfície. As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey a 5%).

O aumento nas quantidades de N mineral do tratamento S + P Inc observado a partir de 40 dias foi superior ao aumento das quantidades de N mineral do tratamento testemunha (S) (Figura 5), indicando que o N imobilizado durante os primeiros 40 dias de decomposição da palha começou a ser remineralizado a partir desta amostragem. Esse resultado, encontrado

também em outros trabalhos (RECOUS et al., 1995; HENRIKSEN & BRELAND, 1999; CORBEELS et al., 2000; GIACOMINI, 2005), é atribuído ao fato de que com a diminuição da disponibilidade de carbono e energia da palha ocorre a morte de parte da população microbiana de decompositores, a qual é decomposta pela população remanescente e o N orgânico é amonificado e posteriormente nitrificado. Utilizando o isótopo ^{15}N , Mary (1987) demonstrou que neste processo de reciclagem microbiana, a remineralização do N inicialmente imobilizado é apenas parcial. O autor constatou que em 90 dias apenas 14% do N imobilizado foi remineralizado.

3.2.2 Tratamentos com aplicação exclusiva de dejetos

Os resultados relativos ao teor de N mineral do solo no início da incubação (Tabela 2) mostram que o N mineral aumentou significativamente com a aplicação dos dejetos de suínos. Observa-se, ainda, que este aumento ocorreu apenas no N amoniacal, devido ser esta a forma de N mineral presente em dejetos líquidos de suínos armazenados anaerobiamente (SCHERER et al., 1996) onde a ação das bactérias nitrificadoras é limitada pela ausência de O_2 .

Os dois tratamentos que receberam apenas dejetos líquidos de suínos (S + D Sup e S + D Inc) apresentaram um comportamento relativamente semelhante, proporcionando aumento no teor de N mineral do solo (Figuras 5 e 7). Esse resultado era esperado por se tratar de um experimento em condições controladas. Em condições de campo, é provável que a quantidade de N mineral do tratamento sem incorporação dos dejetos fosse menor do que onde os mesmos foram incorporados. Isto porque a manutenção na superfície do solo dos dejetos de suínos, ricos em N amoniacal, favorece as perdas de N por volatilização de amônia, especialmente nas primeiras horas após a aplicação dos mesmos (PORT et al., 2003).

Na tabela 2, observa-se que aos 95 dias a quase totalidade do N mineral encontrado no solo dos tratamentos S + D Sup e S + D Inc é representado pelo N-NO_3^- , o qual resulta da amonificação e subsequente nitrificação do N da matéria orgânica do solo e do próprio N orgânico dos dejetos, além da nitrificação do N amoniacal adicionado ao solo com os mesmos, conforme discutido anteriormente.

Os resultados apresentados na figura 7 indicam que em toda fase experimental os dois tratamentos com adição apenas de dejetos ao solo permaneceram em regime de mineralização

líquida de N. Tais resultados corroboram aqueles encontrados por Giacomini (2005) e são explicados pelo fato dos dejetos líquidos de suínos apresentarem baixa relação C/N, o que favorece o processo de mineralização do N dos compostos orgânicos.

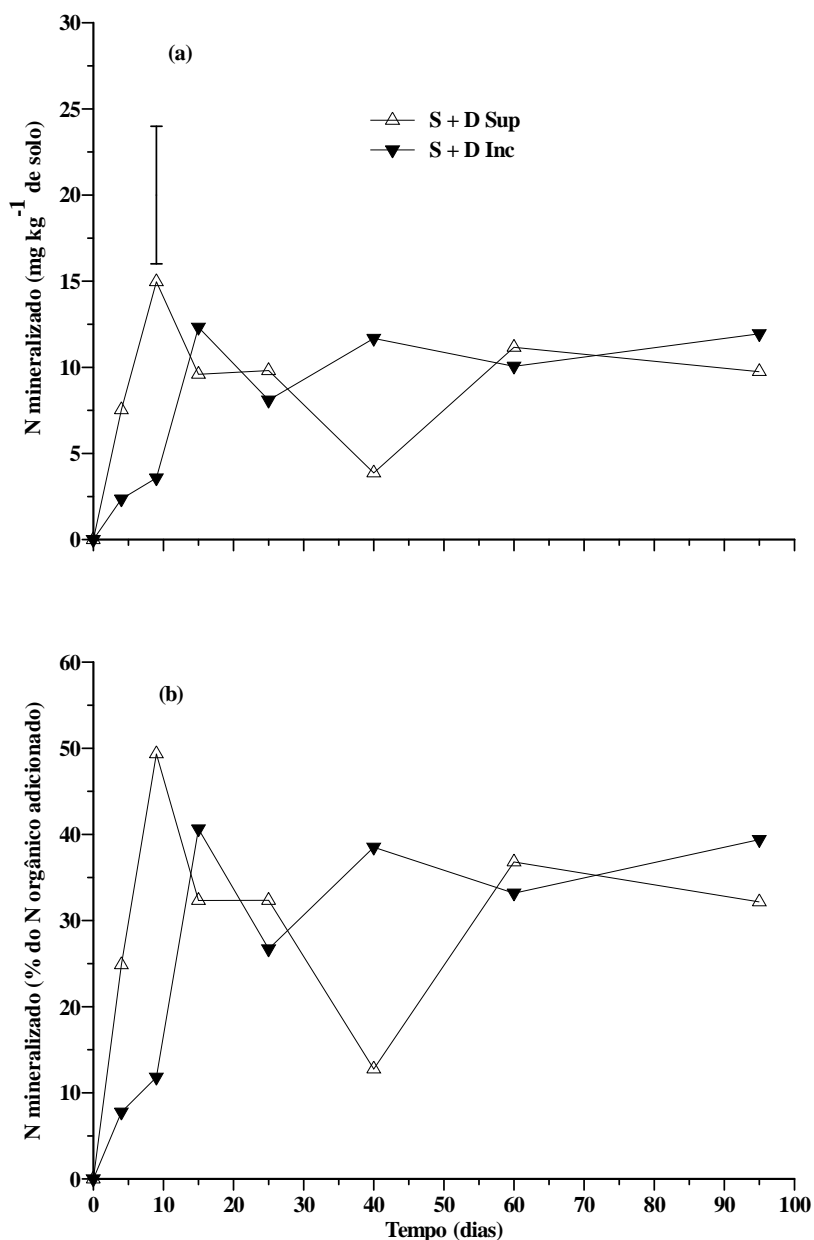


Figura 7 - Mineralização do N nos tratamentos com aplicação exclusiva de dejetos líquidos de suínos. S = solo; P = palha; D = dejetos de suínos; Inc = incorporado; Sup = superfície. A barra vertical representa a diferença mínima significativa (Tukey a 5%).

Os resultados da figura 7 mostram que a maior parte do N mineralizado ao final dos 95 dias de avaliação ocorreu nos primeiros 15 dias. Ao final do experimento, a mineralização líquida de N com a manutenção dos dejetos na superfície do solo (S + D_{Sup}) foi de 9,7 mg kg⁻¹ solo e de 11,9 mg kg⁻¹ solo com a incorporação dos dejetos (S + D_{Inc}). Esse valor de mineralização líquida de N, 22% maior no tratamento onde os dejetos foram incorporados ao solo, deve-se ao efeito positivo desta prática no favorecimento ao acesso pelos microrganismos do solo aos compostos orgânicos dos dejetos, aumentando a sua decomposição.

Considerando a mineralização líquida de N ao final de 95 dias, de 9,7 e 11,9 mg kg⁻¹ solo, dos tratamentos S + D_{Sup} e S + D_{Inc}, esses valores representam 32 e 39% do N orgânico adicionado ao solo com os dejetos (Figura 7b e Tabela 1), respectivamente. Esses valores de mineralização são próximos aos encontrados por Giacomini (2005) também em condições de laboratório. Era de se esperar que em condições adequadas de temperatura e umidade da incubação que o índice de mineralização do N orgânico dos dejetos fosse maior, sobretudo no tratamento com incorporação dos mesmos. Tais resultados indicam que o N orgânico dos dejetos encontra-se em formas recalcitrantes e que aqueles compostos nitrogenados mais facilmente decomponíveis já sofreram amonificação durante o armazenamento dos dejetos na lagoa anaeróbica.

Em diversos trabalhos realizados em condições controladas de laboratório é relatada a ocorrência de uma imobilização líquida temporária de N após a aplicação de dejetos de suínos (BERNAL & KIRCHMANN, 1992; DENDOOVEN et al., 1998). Segundo Dendooven et al. (1998) tal resultado se deve à rápida decomposição do C facilmente decomponível (ácidos graxos voláteis) adicionado com os próprios dejetos. No presente estudo não foi observado em nenhuma data de avaliação a ocorrência de imobilização líquida de N. Essas diferenças entre os diversos estudos devem estar ligadas principalmente às diferenças na composição química dos dejetos, decorrentes do manejo adotado com os mesmos.

A partir dos valores de mineralização do N orgânico (Figura 7) adicionado ao solo com os dejetos de suínos e da porcentagem do N amoniacal presente nos mesmos (Tabela 1) é possível estimar a quantidade de N que seria disponibilizada com a aplicação dos dejetos. Os valores obtidos para este cálculo indicam que, em 95 dias, 75 e 77% do N total aplicado com os dejetos seria disponibilizado no solo com a aplicação dos mesmos em superfície e incorporados, respectivamente. Tais valores estão próximos à recomendação da CQFS – RS/SC (2004) a qual preconiza que 80% do N total aplicado com dejetos líquidos de suínos

será disponibilizado às culturas no primeiro cultivo após a aplicação dos dejetos. Em função desta elevada disponibilidade de N logo após a aplicação dos dejetos (efeito imediato) é necessário intensificar os estudos visando otimizar o aproveitamento do N presente neste material orgânico, minimizando os impactos negativos ao ambiente decorrentes, principalmente, da contaminação da água por nitrato e do ar pela emissão de gases de efeito estufa, com destaque para o óxido nitroso (N_2O). Com base nos resultados do presente trabalho, é possível propor algumas alternativas visando o melhor aproveitamento do N dos dejetos líquidos de suínos, quando usados em sistemas agropastoris: a) a semeadura da cultura o mais próximo possível da aplicação dos dejetos; b) o uso dos dejetos em pastagens cultivadas compostas de gramíneas, as quais caracterizam-se pela elevada demanda em N; c) o parcelamento das doses de dejetos, com aplicação na semeadura e em cobertura; d) aplicação dos dejetos em áreas de pastagem natural, cujas espécies apresentam um sistema radicular já estabelecido quando da aplicação dos dejetos, podendo iniciar imediatamente a absorção tanto do N mineral aplicado como também do N liberado pela mineralização do N orgânico

3.2.3 Tratamentos com aplicação de dejetos e palha de trigo

A partir dos resultados mostrados na figura 5 é possível calcular, para os três tratamentos em que os dejetos e a palha foram utilizados conjuntamente, o efeito da palha sobre a dinâmica do N adicionado ao solo através dos dejetos. Os resultados destes cálculos, mostrados na figura 6, indicam que, com exceção de uma amostragem (4 dias) do tratamento em que tanto a palha de trigo como os dejetos foram aplicados na superfície do solo (S + P Sup + D Sup), nas demais amostragens realizadas nos três tratamentos a presença da palha de trigo resultou em valores negativos de N mineral indicando a ocorrência de imobilização líquida de N.

A partir das curvas apresentadas na figura 6 é possível destacar três aspectos importantes relativos ao efeito dos tratamentos sobre a dinâmica do N mineral no solo. O primeiro se refere à localização da palha, quando aplicada isoladamente, o segundo diz respeito à disponibilidade de N e o terceiro à localização dos dejetos de suínos (N amoniacal).

Quanto à localização da palha, a qual afeta o contato entre a fonte de energia e nutrientes com os microrganismos decompositores, é interessante analisar este aspecto

comparando os tratamentos em que a palha foi adicionada ao solo em condições limitantes e não limitantes quanto à disponibilidade de N no solo (Figura 6). Comparando inicialmente os dois tratamentos em que a palha foi utilizada na ausência de dejetos (S + P Sup e S + P Inc) e, portanto, em condições de limitação em N, observa-se que os dois tratamentos apresentaram um comportamento distinto, embora em ambos a imobilização líquida de N tenha sido o processo dominante em todo o experimento. Tanto a quantidade de N imobilizado como a cinética de imobilização variaram entre os dois tratamentos. Enquanto naquele em que a palha permaneceu na superfície do solo a imobilização foi menor e ocorreu lentamente, no tratamento com incorporação da palha a imobilização foi mais rápida e de maior intensidade. Tais resultados confirmam aqueles encontrados tanto em condições de laboratório (ABIVEN et al., 2002; GIACOMINI, 2005; COPPENS, 2005) como de campo (DARWIS, 1993). A incorporação de resíduos culturais ao solo favorece a sua decomposição pelos microrganismos aumentando a demanda em N pelos mesmos. Esse efeito será tanto maior quanto maior for a relação C/N dos resíduos culturais (JENSEN, 1997; TRINSOUTROUT et al., 2000; ABIVEN et al., 2002). A relação C/N da palha de trigo utilizada neste trabalho era elevada (65,2) e, por isso, o efeito da incorporação da palha no favorecimento da imobilização de N foi tão pronunciado, em relação à manutenção da palha na superfície do solo.

Comparando ainda os dois tratamentos com a adição apenas da palha de trigo em condições limitantes em N, observa-se, na figura 6, que, no tratamento com incorporação da palha (S + P Inc), a imobilização de N atingiu o valor máximo de 25,4 mg kg⁻¹ de solo aos 40 dias enquanto no tratamento com a palha na superfície (S + P Sup) o máximo de imobilização foi de aproximadamente a metade (12,9 mg kg⁻¹ de solo) e atingiu o valor máximo apenas aos 60 dias. Essa diferença na cinética de imobilização está relacionada à variação temporal na disponibilidade de carbono aos microrganismos, a qual depende da localização dos mesmos no solo. Os resultados deste trabalho sugerem que a incorporação da palha disponibiliza maior quantidade de C aos microrganismos e em menor espaço de tempo do que a palha mantida na superfície, o que resulta no aumento da demanda em N. A diminuição da imobilização líquida, a partir dos 40 dias no tratamento com palha incorporada e dos 60 dias no tratamento com a palha na superfície, se deve à remineralização de parte do N que foi imobilizado até estas datas. Todavia, observa-se que, nos dois tratamentos, a remineralização ocorre lentamente e até o final do experimento (95 dias) os teores de N mineral ainda não atingiram aqueles encontrados inicialmente no solo (Figura 6).

Para poder avaliar o efeito exercido pela disponibilidade de N sobre a quantidade de N imobilizado é preciso comparar tratamentos onde não varie o contato da palha com o solo.

Essa comparação é possível de ser feita entre os tratamentos onde a palha foi incorporada ao solo sem dejetos (S + P Inc) e com dejetos (S + D Inc + P Inc). Observa-se que o aumento da disponibilidade de N no solo com a adição dos dejetos estimulou a imobilização de N durante a decomposição da palha e que este efeito foi mais pronunciado na fase inicial de decomposição. Na amostragem realizada aos 15 dias, a imobilização líquida de N atingiu o valor máximo de 39,3 mg de N kg⁻¹ solo no tratamento com incorporação de palha e dejetos (S + P Inc + D Inc) contra apenas 17,7 mg de N kg⁻¹ solo no tratamento com incorporação apenas da palha (S + P Inc). É provável que essa diferença na imobilização de N, em favor do tratamento com adição conjunta de dejetos e palha, tenha sido maior nos primeiros 15 dias em função do ataque inicial dos microrganismos aos constituintes carbonados da palha mais facilmente decomponíveis, o que deve ter estimulado a imobilização inicial de N. Esse comportamento também foi observado em diversos estudos realizados em condições controladas de laboratório onde a palha foi incorporada ao solo com e sem a adição de N (RECOUS et al., 1995; CORBEELS et al., 2000).

Outra comparação interessante dos valores de imobilização de N é aquela entre os dois tratamentos em que a palha permaneceu na superfície do solo, variando apenas a posição dos dejetos em relação à palha: dejetos aplicados sobre a palha (S + P Sup + D Sup) ou dejetos incorporados ao solo e a palha mantida na superfície (S + D Inc + P Sup). Observa-se na figura 6 que estes dois tratamentos apresentaram um comportamento relativamente próximo durante os primeiros 25 dias, com predomínio de imobilização líquida de N a qual atingiu, neste período, valor médio máximo de aproximadamente 10 mg kg⁻¹ de solo. Todavia, a partir dos 40 dias, nota-se uma diferença acentuada nos dois tratamentos, com aquele onde os dejetos foram incorporados e a palha permaneceu em superfície (S + D Inc + P Sup) apresentando valores de imobilização líquida de N superiores ao tratamento em que os dejetos foram aplicados sobre a palha e ambos mantidos na superfície do solo (S + P Sup + D Sup). Essa diferença na imobilização líquida de N, em favor do tratamento S + D Inc + P Sup, foi de 5,9 mg N kg⁻¹ solo (14,2 vezes), 12,4 mg N kg⁻¹ solo (2 vezes) e 18,3 mg N kg⁻¹ solo (16,8 vezes) aos 40, 60 e 95 dias, respectivamente.

Considerando que a palha permaneceu na superfície do solo em ambos os tratamentos e que a mesma foi retirada em todas as amostragens, antecedendo a análise do N mineral do solo, é possível relacionar a pequena diferença na imobilização de N em função da modalidade de aplicação dos dejetos nos primeiros 25 dias ao fato de que, neste período, a população microbiana atuou na decomposição dos compostos mais facilmente decomponíveis da palha, principalmente a fração solúvel, a qual é rica em N e por isso, há menor

dependência dos microrganismos de fontes externas de N mineral. É provável que a menor imobilização líquida de N a partir desta amostragem no tratamento em que a palha e os dejetos foram aplicados na superfície do solo (S + P Sup + D Sup) se deva à presença do N mineral dos dejetos em contato com a palha o que deve ter atendido a demanda em N da população microbiana aderida à própria palha durante a sua decomposição. Essa imobilização não foi detectada no solo já que a palha foi retirada para a análise do N mineral do solo. A análise da concentração de ^{15}N da palha deste tratamento confirma a hipótese de imobilização de N pela população microbiana aderida à palha (Anexo 1).

Com a diminuição da disponibilidade de carbono, energia e N dos compostos mais lábeis da palha, aumenta a necessidade de N dos microrganismos atuantes na decomposição de outros compostos carbonados mais recalcitrantes. No tratamento em que os dejetos foram incorporados ao solo antes da adição da palha (S + D Inc + P Sup) essa necessidade microbiana em N deve ser atendida pelo solo, o que poderia explicar o aumento na imobilização líquida de N neste tratamento a partir de 40 dias (Figura 6). Esse aspecto pode ser confirmado em parte pelo aumento da concentração de ^{15}N na palha durante o período de incubação (Anexo 1). Em trabalhos futuros seria interessante avaliar a composição da população microbiana atuante na decomposição da palha na superfície do solo nestas duas modalidades de aplicação dos dejetos (junto da palha ou incorporados ao solo antes da adição da palha na superfície). É provável que predominem fungos os quais mesmo atuando na superfície do solo, na zona ativa de decomposição da palha, poderão assimilar N do solo através de suas hifas (FREY et al., 2000).

Por último, é interessante a comparação da dinâmica do N mineral no solo entre os dois tratamentos que mais se aproximam da aplicação de dejetos em condições de campo: em sistema de plantio direto (S + P Sup + D Sup), onde os dejetos líquidos de suínos são distribuídos sobre a palha, e em preparo convencional do solo (S + D Inc + P Inc), onde os dejetos e a palha são incorporados ao solo através de aração e gradagem. A diferença na imobilização líquida de N em favor da incorporação da palha de trigo no solo, em relação à palha em superfície, observada na ausência de dejetos e já discutida anteriormente para os tratamentos S + P Sup e S + P Inc, foi ampliada agora com a aplicação de dejetos. Na amostragem realizada aos 15 dias a imobilização líquida de N no tratamento S + D Inc + P Inc foi máxima ($39,3 \text{ mg N kg}^{-1}$ solo) superando em $32,2 \text{ mg N kg}^{-1}$ solo (5,5 vezes) a quantidade de N imobilizado no tratamento S + P Sup + D Sup. Tais resultados corroboram aqueles de Recous et al. (1995) e evidenciam que, com a incorporação ao solo de resíduos culturais

pobres em N (elevada relação C/N), a sua decomposição e a imobilização de N são limitadas pela disponibilidade de N no solo.

Esse efeito exercido pelo N mineral do solo no controle da imobilização de N fica ainda mais evidente no presente trabalho ao comparar a imobilização de N do tratamento onde a palha de trigo foi incorporada ao solo sem dejetos (S + P Inc) com aquela do tratamento onde a palha foi incorporada juntamente com os dejetos líquidos de suínos (S + D Inc + P Inc). O N mineral proveniente apenas da decomposição da matéria orgânica do solo não foi suficiente para garantir as necessidades em N da população microbiana atuante na decomposição da palha (S + P Inc) e a imobilização líquida de N durante toda a incubação foi inferior àquela do tratamento em que, para decompor a mesma quantidade de carbono disponível, os microrganismos puderam utilizar o N mineral do solo e também o N adicionado com os dejetos líquidos de suínos (S + D Inc + P Inc). Acredita-se que nessa condição tenha sido alcançada a máxima imobilização líquida de N para as condições em que foi conduzido o experimento.

Outro resultado a destacar refere-se à baixa recuperação inicial (t_0) no solo do N amoniacal aplicado com os dejetos líquidos de suínos no tratamento S + P Sup + D Sup (Tabela 2). Embora a quantidade de N amoniacal aplicada tenha sido a mesma nos cinco tratamentos com dejetos, o teor inicial de $N-NH_4^+$ de 29,2 mg N kg^{-1} solo deste tratamento é inferior em aproximadamente 39% em relação ao teor médio inicial de $N-NH_4^+$ encontrado nos outros quatro tratamentos que receberam dejetos (47,7 mg N kg^{-1} solo). Este resultado confirma aqueles encontrados em outros trabalhos realizados em condições de campo em que os dejetos foram aplicados sobre resíduos culturais (ROCHETTE et al., 2001; GIACOMINI, 2005) e é explicado pelo fato da palha absorver parte da fração líquida dos dejetos a qual é rica em N amoniacal. Observa-se na figura 5 que na segunda amostragem, realizada quatro dias após a aplicação dos dejetos, o teor de N mineral aumentou em aproximadamente 10 mg N kg^{-1} solo em relação ao t_0 mostrando que, neste período, parte do N amoniacal retido inicialmente na palha migrou para o solo através da difusão da fração líquida dos dejetos. No trabalho de Rochette et al. (2001) a recuperação do N amoniacal aplicado com dejetos líquidos de suínos sobre os resíduos culturais de canola foi de somente 40 a 50% nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos e na camada de 0-5 cm do solo. Com a ocorrência da primeira chuva, 22 horas após a aplicação dos dejetos, o teor de N amoniacal da referida camada praticamente dobrou, evidenciando o efeito exercido pela chuva na liberação do N inicialmente retido na palha de canola.

3.3 Conversão do ^{15}N -amoniaco dos dejetos em ^{15}N orgânico no solo

A análise do ^{15}N orgânico do solo, após a extração do ^{15}N mineral, poderá informar sobre o acúmulo no solo do N proveniente da fração amoniaco dos dejetos, a qual foi enriquecida com o isótopo ^{15}N . Na fase inicial da decomposição dos materiais orgânicos, esse acúmulo do isótopo ocorre principalmente na biomassa microbiana e seus metabólitos, podendo ser considerado como N microbiano. A medida que a decomposição avança, além do isótopo ser encontrado imobilizado na biomassa ele também irá fazer parte de compostos nitrogenados orgânicos de natureza diversa gerados durante o processo de humificação. Considerando a dificuldade em separar estes diferentes constituintes nitrogenados, no presente trabalho o ^{15}N encontrado na forma orgânica será considerado e referenciado como N imobilizado.

A análise da quantidade de ^{15}N orgânico no solo dos tratamentos com aplicação de dejetos, efetuada cerca de duas horas após a aplicação dos mesmos, revelou que aproximadamente $3,7 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo de N amoniaco ($7,5$ do ^{15}N amoniaco aplicado) foi encontrado no solo (dados não mostrados). É provável que essa quantidade de ^{15}N corresponda ao ^{15}N amoniaco fixado nas argilas, especialmente naquelas 2:1 conforme encontrado no trabalho de Recous & Machet (1998). Para a apresentação dos resultados na figura 8 esse valor inicial de ^{15}N encontrado no solo foi descontado de todos os tratamentos.

Embora os dois tratamentos S + D Sup e S + D Inc tenham resultado em mineralização líquida de N (Figura 7) observa-se na figura 8 que, em ambos os tratamentos, cerca de 4,9% do ^{15}N amoniaco aplicado com os dejetos foi imobilizado no solo, não havendo diferenças significativas entre eles (Figura 8). Utilizando a mesma técnica, Giacomini (2005) verificou, na média dos tratamentos com aplicação dos dejetos em superfície e incorporado, uma quantidade de N imobilizada de $10,5 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo. Também utilizando ^{15}N em condições de laboratório, Morvan (1999) verificou que 24 dias após o aporte dos dejetos a proporção do N amoniaco imobilizada foi de 23%. Conforme comentado anteriormente, essa imobilização de N observada com a aplicação isolada de dejetos ao solo se deve à rápida decomposição do C facilmente decomponível presente nos dejetos. Tais resultados evidenciam que durante a decomposição de materiais orgânicos no solo os processos microbianos de mineralização e imobilização de N ocorrem simultaneamente. Quando a mineralização bruta (quantidade total de N mineralizado, da matéria orgânica do solo e do material orgânico adicionado) supera a

quantidade total de N imobilizado (imobilização bruta) ocorre mineralização líquida, conforme observado no presente trabalho para os dois tratamentos com dejetos (Figura 7).

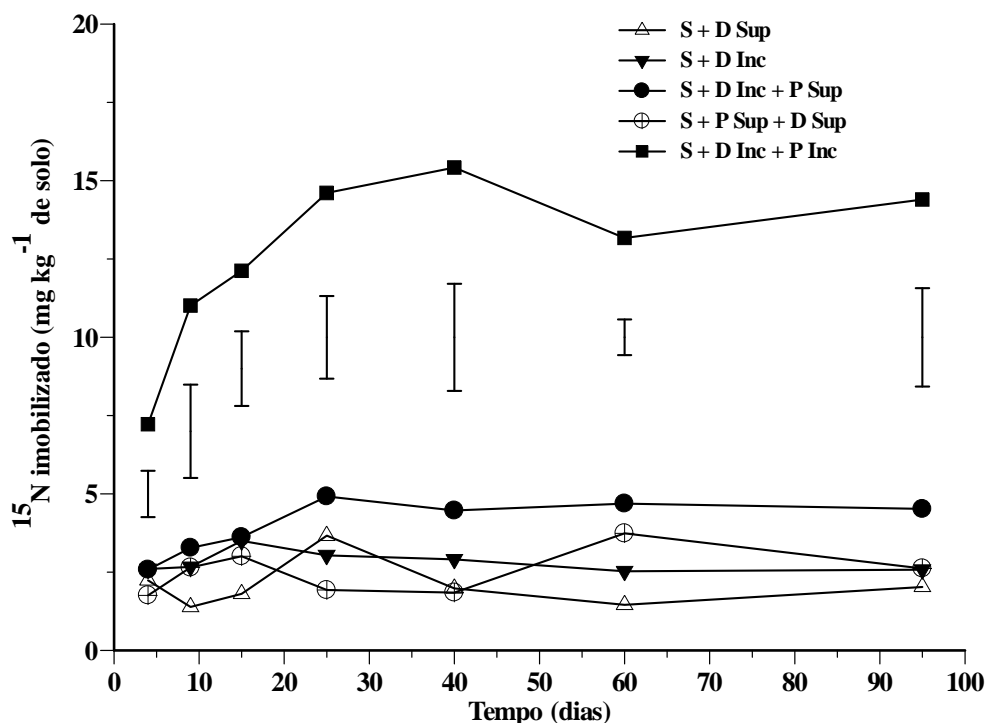


Figura 8 – Quantidade de N imobilizado na fração orgânica do solo, derivado do N amoniacal dos dejetos enriquecidos com ¹⁵N, aplicados isoladamente e em conjunto com a palha de trigo. S = solo; P = palha; D = dejetos de suínos; Inc = incorporado; Sup = superfície. As barras verticais representam a diferença mínima significativa (Tukey 5%).

Observa-se na figura 8 que, de maneira geral, há coerência entre os valores de imobilização encontrados através da análise de ¹⁵N orgânico do solo e aqueles encontrados a partir do cálculo da imobilização líquida, através da variação dos teores de N mineral do solo ao longo da incubação (Figura 6). O tratamento S + D Inc + P Inc foi aquele que apresentou os maiores valores de imobilização do N amoniacal dos dejetos. Na amostragem realizada aos 40 dias foi encontrada neste tratamento a maior imobilização do N amoniacal, correspondendo a 15 mg kg⁻¹ de solo (31% do N amoniacal aplicado ao solo com os dejetos).

Comparando a imobilização do ¹⁵N amoniacal dos dois tratamentos com a palha em superfície do solo, nos quais variou a posição dos dejetos, observa-se que os valores foram

próximos até os 15 dias e partir daí o tratamento S + D Inc + P Sup apresentou valores médios de imobilização superiores ao tratamento S + P Sup + D Sup em 83%. Essa tendência confirma os resultados de imobilização líquida de N mostrados na figura 6 para estes dois tratamentos, embora o aumento significativo da imobilização líquida observada no tratamento com incorporação dos dejetos nas amostragens realizadas aos 60 e 95 dias (Figura 6) não tenha sido detectado através da análise da quantidade de ^{15}N orgânico do solo (Figura 8). Através das análises realizadas, não é possível identificar as causas dessa aparente discrepância.

Um aspecto a ser ressaltado diz respeito às discrepâncias entre os valores de imobilização de N estimados através da técnica isotópica, com ^{15}N , e através do método da diferença. Verifica-se que a imobilização obtida por diferença é maior do que aquela determinada através do isótopo ^{15}N . Por exemplo, no tratamento S + D Inc + P Inc a quantidade de N imobilizada proveniente da fração amoniacal dos dejetos atingiu $15,4 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo (Figura 8), enquanto a imobilização por diferença foi de $39,3 \text{ mg kg}^{-1}$ de solo (Figura 6). Tal resultado pode ser explicado pelo fato de que a imobilização medida pela variação do enriquecimento do N orgânico em ^{15}N considera apenas a imobilização de N proveniente da fração do N amoniacal aplicado com os dejetos, a qual foi enriquecida com ^{15}N . Na verdade, outras fontes de N, como o N mineralizado da MOS e dos N orgânico dos dejetos de suínos também contribuiriam à imobilização de N pela biomassa microbiana.

Com base nos resultados de imobilização do ^{15}N amoniacal e da imobilização líquida foi possível estabelecer a relação entre a quantidade de N imobilizado por cada unidade de C adicionado (mg de N g^{-1} de C). Conforme esperado, os tratamentos que apresentaram os maiores valores de imobilização de N também apresentaram os maiores valores para a relação N imobilizado/C adicionado (Tabela 3).

Considerando os maiores valores obtidos para a imobilização líquida nos tratamentos sem a adição de dejetos, observa-se que o potencial de imobilização atingiu 6 e $11,9 \text{ mg de N g}^{-1}$ de C com a palha em superfície e incorporada, respectivamente. Com a aplicação dos dejetos, o potencial de imobilização líquida foi maior no tratamento onde a palha foi incorporada conjuntamente com os dejetos ao solo, atingindo $18,4 \text{ mg de N g}^{-1}$ de C aos 15 dias após a incubação. Valores de imobilização de N entre 13,4 e 30 mg g^{-1} de C adicionado foram encontrados por Corbeels et al. (2000) ao incubarem uma palha de trigo com e sem a adição de N ao solo, respectivamente. Tais diferenças entre esses estudos podem ser atribuídas principalmente à composição química e física da palha e à disponibilidade de N no

solo. Para palha de trigo e milho, finamente moídas e incorporadas ao solo, Robin (1994), empregando a traçagem isotópica com ^{15}N , verificou que as necessidades globais da população microbiana durante a decomposição destes resíduos culturais, situam-se na faixa de 30 a 35 mg de N para cada g de carbono adicionado.

Tabela 3 – Quantidade de N imobilizado para cada unidade de C adicionado ao solo.

| Tratamentos ¹ | N imobilizado/C adicionado | | | | | | |
|--------------------------|------------------------------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | 4 dias | 9 dias | 15 dias | 25 dias | 40 dias | 60 dias | 95 dias |
| | mg de N g ⁻¹ de C | | | | | | |
| | Aparente | | | | | | |
| S + P Sup | 0,1 | 1,4 | 1,0 | 1,3 | 4,9 | 6,0 | 4,2 |
| S + P Inc | 4,9 | 7,5 | 8,3 | 10,8 | 11,9 | 9,4 | 4,8 |
| S + D Inc + P Sup | 0,2 | 1,4 | 4,8 | 3,0 | 3,0 | 11,4 | 9,1 |
| S + D Inc + P Inc | 7,9 | 15,5 | 18,4 | 14,4 | 13,0 | 12,1 | 11,3 |
| S + P Sup + D Sup | — | 4,7 | 3,3 | 3,2 | 0,2 | 5,6 | 0,5 |
| | ^{15}N amoniacal | | | | | | |
| S + D Inc + P Sup | 0,2 | 0,9 | 0,9 | 0,6 | 1,2 | 1,6 | 1,2 |
| S + D Inc + P Inc | 2,3 | 3,9 | 4,2 | 4,8 | 5,5 | 4,2 | 4,9 |
| S + P Sup + D Sup | — | 0,6 | 0,6 | — | — | 1,1 | 0,3 |

¹ S = solo; P = palha; D = dejetos de suínos; Sup = superfície; Inc = incorporado.

Os valores da relação N imobilizado/C adicionado, que se encontram na tabela 3, indicam que, mesmo incorporando a palha em condições ótimas de disponibilidade de N, o potencial de imobilização de N pode ser considerado baixo. Por exemplo, para o tratamento S + D Inc + P Inc o potencial de imobilização de N foi de 18,4 mg g⁻¹ de C (18,4 kg de N Mg⁻¹ de C adicionado) indicando que para 1 Mg ha⁻¹ de palha aplicada ao solo seriam imobilizados aproximadamente 7,7 kg ha⁻¹ de N. Considerando os tratamentos com palha em superfície, com e sem a adição de dejetos, verifica-se que o potencial de imobilização é ainda menor, com valores que variam de 2,5 a 4,8 kg de N por Mg de palha adicionada. Tais resultados indicam que em condições onde a palha permanece na superfície do solo, como é no caso do plantio direto, a imobilização de N provocada pela adição de palha de cereais é pequena, não sendo possível apostar neste processo microbiano para estocar temporariamente o N no solo

na forma orgânica. Portanto, nessa condição, a adubação nitrogenada das culturas, principalmente em doses elevadas, deve ser feita com cautela, para diminuir as perdas de N, muitas das quais contribuem à poluição ambiental.

4 CONCLUSÕES

1. O N amoniacal dos dejetos líquidos de suínos é rapidamente nitrificado com ou sem a incorporação dos mesmos ao solo.
2. A mineralização da fração nitrogenada orgânica dos dejetos ocorre nos primeiros dias após a sua aplicação ao solo.
3. A incorporação da palha de trigo favorece a imobilização de N, em relação a sua manutenção na superfície do solo.
4. A aplicação de N, através dos dejetos, juntamente com a palha de trigo, estimula a imobilização microbiana de N.
5. A localização do N mineral afeta a quantidade de N imobilizada, com os maiores valores sendo observados quando o N permanece na zona de decomposição ativa da palha.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AITA, C. **Efeito da aplicação de esterco bovino e efluente de biodigestor sobre a atividade microbiana do solo e na disponibilidade de nitrogênio para a cultura do sorgo.** 1984. 92f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1984.

AITA, C. **Couplage des cycles du carbone et de l'azote dans les sols cultivés: étude, au champ, des processus de décomposition après apport de matière organique fraîche.** 1996. 196f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Université Paris VI, Paris, 1996.

AITA, C. et al. Decomposição de palha de aveia preta e dejetos de suínos em solo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 149-161, 2006.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 95-102, 2007.

ABIVEN, S. et al. Impact of residue quality and location in soil on the C and N mineralization of residues from cropping systems from Cerrados, Brazil. In: XVII WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 17., 2002, Bangkok. **Anais...** Bangkok: International Union of Soil Science, 2002. 1 CD-ROM.

ALMEIDA, A. C. R. **Uso associado de esterco líquido de suínos e plantas de cobertura de solo na cultura do milho.** 2000. 114f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2000.

AMBUS, P.; JENSEN, E. S. Nitrogen mineralization and denitrification as influenced by crop residue particle size. **Plant and Soil**, v. 197, p. 261-270, 1997.

ANDERSEN, M. K. **Short term N mineralization-immobilization turnover in soil after incorporation of green manures as a function of plant litter quality and soil temperature – A comparison of analytical models with the numerical model FLUAZ.** 1999. 73f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – University of Aarhus, Copenhagen, 1999.

ANDRÉA et al. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, p. 179–186, 2004.

ANGERS, D. A.; RECOUS, S. Decomposition of wheat straw and rye residues as affected by particle size. **Plant and Soil**, v. 189, p. 197-203, 1997.

BECKWITH, C. P. et al. Nitrate leaching loss following application of organic manures to sandy soils in arable cropping. I. Effects of application time, manure type, overwinter crop cover and nitrification inhibition. **Soil Use and Management**, v. 14, p. 123-130, 1998.

BERNAL, M. P.; KIRCHMANN, H. Carbon and nitrogen mineralization and ammonia volatilization from fresh, aerobically and anaerobically treated pig manure during incubation with soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 13, p. 135-141, 1992.

CHANTIGNY, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: a field experiment. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 81, p. 131-137, 2001.

CHANTIGNY, M. H. et al. Dynamics of pig slurry nitrogen in soil and plant as determined with ¹⁵N. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 637-643, 2004.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC – CQFS – RS/SC. **Manual de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10.ed. Porto Alegre: SBCS - Comissão de Química e Fertilidade do Solo, 2004. 394p.

CORBEELS, M.; HOFMAN, G.; CLEEMPUT, O. V. Nitrogen cycling associated with the decomposition of sunflower stalks and wheat straw in a Vertisol. **Plant and Soil**, v. 218, p. 71-82, 2000.

COPPENS, F. **Water, carbon and nitrogen dynamics in soil: influence of crop residue location and quality**. 2005. 203f. Tese (Doutorado) – University Leuven, Leuven, 2005.

DANIEL, G. **Controle da poluição proveniente dos dejetos da suinocultura, reaproveitamento e valoração dos subprodutos**. 2005. 86f. Monografia (Trabalho de conclusão de curso em Engenharia Ambiental) – Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba, 2005.

DA ROS, C. O. **Dinâmica do carbono e do nitrogênio com o uso de uréia, na sucessão aveia preta/milho, no sistema plantio direto**. 2004. 151f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. **Manejo de dejetos de suíno**. Concórdia: EMBRAPA SUÍNOS E AVES/ EMATER/RS, 1998, 33p. (Boletim Informativo de Pesquisa-(BIPERS), 11).

DARWIS, D. **Effet des modalités de gestion de la paille de blé sur l'évolution du carbone et l'azote au cours de sa décomposition dans le sol**. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Université Paris VI, Paris, 1993.

DENDOOVEN, L. et al. Injection of pig slurry and its effects on dynamics of nitrogen and carbon in a loamy soil under laboratory conditions. **Biology and Fertility of Soils**, v. 27, p. 5-8, 1998.

DÍEZ, J. A. et al. Impact of pig slurry on soil properties, water salinization, nitrate leaching and crop yield in a four-year experiment in Central Spain. **Soil Use and Management**, v. 20, p. 444-450, 2004.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, 1999. 412p.

FAUVEL, Y.; MORVAN, T. **Management of pig slurry for nitrogen fertilization of corn**. Contribution au colloque Ramiran 98. Rennes, 26-28 mai. 1998.

FLOWERS, T. H.; O'CALLAGHAN, J. R.. Nitrification in soils incubated with pig slurry or ammonium sulphate. **Journal Environmental Quality**, v.15, p. 337-342, 1983.

FRANCHI, E. A. **Dinâmica do nitrogênio no solo e produtividade de milho, aveia e ervilhaca com o uso de dejetos de suínos em sistema de plantio direto**. 2001. 70f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2001.

FREY, S. D. et al. Fungal translocation as a mechanism for soil nitrogen inputs to surface residue decomposition in a no-tillage agroecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, p. 689-698, 2000.

GATNER, I. R.; GAMA, M. L. da S. Avaliação multicriterial dos impactos ambientais da suinocultura do Distrito Federal: um estudo de caso. **Organizações rurais e agroindustriais**, v. 7, p. 148–161, 2005.

GIACOMINI, S. J. **A avaliação e modelização da dinâmica de carbono e nitrogênio em solo com o uso de dejetos de suínos.** 2005. 247f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

HENRIKSEN, T. M.; BRELAND, T. A. Nitrogen availability effects on carbon mineralization, fungal and bacterial growth, and enzyme activities during decomposition of wheat straw in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, p. 1121-1134, 1999.

HOLLAND, E. A.; COLEMAN, D. C. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. **Ecology**, v. 69, p. 425-433, 1987.

HUTCHISON, C. M. W.; WALWORTH, J. L. Evaluating the effects of gross nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification on nitrogen fertilizer availability in soil experimentally contaminated with diesel. **Biodegradation**, v. 18, p. 133-144, 2007.

IBGE. **Pesquisa Agropecuária municipal 2005.** Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/protabl.asp?>> Acesso em: 10 jan. 2007.

JENSEN, E. S. Nitrogen immobilization and mineralization during initial decomposition of ¹⁵N-labelled pea and barley residues. **Biology and Fertility Soils**, v. 23, p. 26-32, 1997.

KLEIN, C. A. M. et al. Nitrogen losses due to denitrification from cattle slurry injected into grassland soil with and without a nitrification inhibitor. **Plant and Soil**, v. 183, p. 161-170, 1996.

KONZEN, E. A. **Avaliação quantitativa e qualitativa dos dejetos de suínos em crescimento e terminação, manejados em forma líquida.** 1980. 56f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 1980.

KONZEN, E. A. **Manejo e utilização dos dejetos de suínos.** Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1983. 32p. (Circular Técnica, 6).

KONZEN, E. A. **Fertilização de lavoura e pastagem com dejetos de suínos e cama de aves.** Videira: [s.n], 2003. 16p. (Informe Técnico).

LE PHAM, M.; LAMBERT, R.; LAUDELOUT, H. Estimation de la valeur fertilisante azotée du lisier par simulation numérique. **Agronomie**, v. 4, p. 63-74, 1984.

LORIA, E. R.; SAWYER, E. J. Extractable soil phosphorus and inorganic nitrogen following application of raw and anaerobically digested swine manure. **Agronomy Journal**, v. 97, p. 879-885, 2005.

LOVATTO, P. A.; OLIVEIRA, V. de; EBERT, A. R. Manejo de dejetos. In: **Suinocultura Geral**. 1 ed. Santa Maria: CCR, 1996.

MALHI, S. S.; MCGILL, W. B. Nitrification in three Alberta soils: effect of temperature, moisture and substrate concentration. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 14, p. 393-399, 1982.

MARQUES et al. Evolvimento de dióxido de carbono e mineralização do nitrogênio em latossolo vermelho-escuro com diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. 581-589, 2000.

MARY, B. Effets du precedent cultural sur la disponibilité du sol en azote mineral. **Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture**, v. 73, p. 57-69, 1987.

MARY, B., et al. C and N cycling during decomposition of root mucilage, roots and glucose in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, p. 1005-1014, 1993.

MARY, B.; RECOUS, S.; DARWIS, D. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. **Plant and Soil**, v. 181, p. 71-82, 1996.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Editora UFLA, 2002. 626p.

MORVAN, T.; LETERME, P.; MARY, B. Quantification et modélisation des flux d'azote consécutifs à un épandage de lisier de porc sur triticales em automne par marquage isotopique ¹⁵N. **Agronomie**, v. 16, p. 541-552, 1996.

MORVAN, T. Quantification et modélisation des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier. 1999. 157f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Université Paris VI, Paris, 1999.

MÜLLER, C.; STEVENS, R. J.; LAUGHLIN, R. J. Evidence of carbon-stimulated N transformations in grassland soil after slurry application. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, p. 285-293, 2003.

OCIO, J. A.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. Field incorporation of straw and its effects on soil microbial biomass and soil inorganic N. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 23, p. 171-176, 1991.

OLIVEIRA, P. A. V. de. Sistema de produção de suínos em cama sobreposta “Deep Bedding”. In: 9º SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 9., 2001, Gramado. **Anais...**, 2001. p. 44-55.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M. de; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DE SUINOCULTURA, 9., 2001, Gramado. **Anais...**, 2001, p. 8–24.

PETERSEN, S. O.; LIND, A. M.; SOMMER, S. J. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. **Journal Agricultural Science**, v. 130, p. 69-79, 1998.

PORT, O. **Uso de dejetos de suínos em sistema de plantio direto: volatilização de amônia, N mineral no solo, fornecimento de nutrientes e produtividade de plantas de cobertura e de milho**. 2002. 113f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2002.

PORT, O.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos líquidos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, p. 857-865, 2003.

RECOUS, S.; FRESNEAU, C.; MARY, B. The fate of labeled ^{15}N urea and ammonium nitrate applied to a winter wheat crop. **Plant and Soil**, v. 112, p. 205-214, 1988.

RECOUS, S.; MACHET, J. M.; MARY, B. The partitioning of fertilizer-N between soil and crop: comparison of ammonium and nitrate applications. **Plant and Soil**, v. 144, p. 101-111, 1992.

RECOUS, S. et al. Soil inorganic N availability : effect on maize residue decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 27, p. 1529-1538, 1995.

RECOUS, S.; MACHET, J. M. Short-term immobilisation and crop uptake of fertiliser nitrogen applied to winter wheat: effect of date of application in spring. **Plant and Soil**, v. 206, p. 137-149, 1998.

RECOUS, S.; AITA, C.; MARY, B. In situ changes in gross N transformations in bare soil after addition of straw. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, p. 119-133, 1999.

REINERTSEN, S. A. et al. Role of available carbon and nitrogen in determining the rate of wheat straw decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 16, p. 459-464, 1984.

ROBIN, D. **Effet de la disponibilité de l'azote sur les flux bruts de carbone et d'azote au cours de la décomposition des résidus végétaux dans le sol**. 1994. 201f. Tese (Doutorado) – Institut National Agronomique Paris-Grignon, Paris, 1994.

ROCHETTE, P. et al. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for 19th consecutive year: nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, p. 1396-1403, 2000.

ROCHETTE, P. et al. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 81, p. 515-523, 2001.

ROCHETTE, P. et al. Carbon dioxide and nitrous emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 1410-1420, 2004.

SAVIOZZI, A. et al. Role of chemical constituents of wheat straw and pig slurry on their decomposition in soil. **Biology and Fertility and Soils**, v. 25, p. 401-406, 1997.

SCHERER E. E.; AITA, C.; BALDISSERA, I. T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Florianópolis: EPAGRI, 1996. 46 p. (Boletim Técnico, 79).

SEGANFREDO, M. A. Os dejetos de suínos são um fertilizante ou um poluente do solo? **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 16, p. 129-141, 1999.

SIMS, J. L.; FREDERICK, L. R. Nitrogen immobilization and decomposition of corn residue in soil and sand as affected by residue particle size. **Soil Science**, v. 109, p. 355-351, 1970.

TAUK, S. M. Biodegradação de resíduos orgânicos no solo. **Revista Brasileira de Geociência**, v. 20, p. 299-301, 1990.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A., et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

THOMSEN, I. K. et al. Net mineralization of soil N and ^{15}N -ryegrass residues in differently textured soils of similar mineralogical composition. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 33, p. 277-285, 2001.

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

TORRES, J. L. R. et al. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura em um solo de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 609-618, 2005.

WHITEWHEAD, D. C. **Grassland Nitrogen**. Wallingford: CAB International, 1995. 352p.

YANG, X.M. et al. Inorganic N dynamics from soils amended with low-P manure from genetically modified pigs (EnviropigTM). **Nutrient Cycling Agroecosystem**, v. 75, p. 297-304, 2006.

Anexos

ANEXO 1 – Excesso isotópico em ^{15}N na palha durante a incubação.

| Tratamentos | Tempo após incubação (dias) | | | | | | | |
|-------------------|-----------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| | 0 | 4 | 9 | 15 | 25 | 40 | 60 | 95 |
| S + P Sup | 0,111% | 0,098% | 0,121% | 0,162% | 0,198% | 0,108% | 0,117% | 0,080% |
| | 0,093% | 0,093% | 0,110% | 0,155% | 0,109% | 0,079% | 0,086% | 0,090% |
| | 0,207% | 0,095% | 0,103% | 0,100% | 0,252% | 0,097% | 0,072% | 0,115% |
| Média | 0,137% | 0,095% | 0,111% | 0,139% | 0,187% | 0,095% | 0,092% | 0,095% |
| S + P Inc | 0,082% | 0,112% | 0,070% | 0,082% | 0,052% | 0,058% | 0,058% | 0,092% |
| | 0,072% | 0,117% | 0,653% | 0,078% | 0,107% | 0,037% | 0,041% | 0,079% |
| | 0,095% | 0,134% | 0,066% | 0,070% | 0,085% | 0,045% | 0,075% | 0,040% |
| Média | 0,083% | 0,121% | 0,263% | 0,077% | 0,081% | 0,047% | 0,058% | 0,070% |
| S + D Inc + P Sup | 0,156% | 0,181% | 0,293% | 0,431% | 0,462% | 0,403% | 0,637% | 0,530% |
| | 0,199% | 0,209% | 0,346% | 0,422% | 0,478% | 0,437% | 0,680% | 0,605% |
| | 0,141% | 0,222% | 0,324% | 0,343% | 0,501% | 0,484% | 0,658% | 0,609% |
| Média | 0,165% | 0,204% | 0,321% | 0,399% | 0,480% | 0,441% | 0,659% | 0,581% |
| S + D Inc + P Inc | 0,157% | 1,030% | 1,001% | 1,031% | 0,877% | 0,831% | 0,709% | 0,849% |
| | 0,304% | 1,009% | 1,045% | 0,999% | 0,852% | 0,893% | 0,647% | 0,350% |
| | 0,184% | 1,019% | 1,008% | 0,977% | 0,916% | 0,793% | 0,709% | 0,596% |
| Média | 0,215% | 1,019% | 1,018% | 1,002% | 0,882% | 0,839% | 0,689% | 0,598% |
| S + P Sup + D Sup | 0,253% | 0,815% | 0,841% | 0,879% | 0,743% | 0,903% | 0,851% | 0,819% |
| | 0,198% | 0,764% | 0,855% | 0,815% | 0,820% | 0,832% | 0,889% | 0,850% |
| | 0,194% | 0,738% | 0,882% | 0,812% | 0,830% | 0,864% | 0,858% | 0,790% |
| Média | 0,215% | 0,772% | 0,859% | 0,835% | 0,798% | 0,866% | 0,866% | 0,820% |

ANEXO 2 – Excesso isotópico em ^{15}N no solo durante a incubação.

| Tratamentos | Tempo após incubação (dias) | | | | | | | |
|-------------------|-----------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| | 0 | 4 | 9 | 15 | 25 | 40 | 60 | 95 |
| S + P Sup | 0,015% | 0,006% | 0,005% | 0,005% | 0,006% | 0,007% | 0,006% | 0,006% |
| | 0,013% | 0,004% | 0,004% | 0,005% | 0,005% | 0,006% | 0,006% | 0,006% |
| | 0,011% | 0,005% | 0,005% | 0,005% | 0,008% | 0,006% | 0,005% | 0,006% |
| Média | 0,013% | 0,005% | 0,005% | 0,005% | 0,007% | 0,006% | 0,006% | 0,006% |
| S + P Inc | 0,011% | 0,008% | 0,007% | 0,009% | 0,006% | 0,007% | 0,010% | 0,009% |
| | 0,009% | 0,007% | 0,015% | 0,008% | 0,010% | 0,009% | 0,008% | 0,009% |
| | 0,010% | 0,009% | 0,007% | 0,007% | 0,009% | 0,007% | 0,011% | 0,010% |
| Média | 0,010% | 0,008% | 0,010% | 0,008% | 0,008% | 0,008% | 0,010% | 0,009% |
| S + D Inc + P Sup | 0,164% | 0,155% | 0,149% | 0,138% | 0,139% | 0,145% | 0,127% | 0,135% |
| | 0,164% | 0,156% | 0,149% | 0,141% | 0,135% | 0,143% | 0,129% | 0,136% |
| | 0,157% | 0,157% | 0,150% | 0,142% | 0,136% | 0,141% | 0,127% | 0,134% |
| Média | 0,162% | 0,156% | 0,149% | 0,140% | 0,136% | 0,143% | 0,128% | 0,135% |
| S + D Inc + P Inc | 0,159% | 0,121% | 0,115% | 0,116% | 0,123% | 0,135% | 0,136% | 0,112% |
| | 0,161% | 0,112% | 0,109% | 0,116% | 0,129% | 0,142% | 0,139% | 0,148% |
| | 0,161% | 0,119% | 0,109% | 0,121% | 0,128% | 0,133% | 0,136% | 0,156% |
| Média | 0,160% | 0,118% | 0,111% | 0,117% | 0,126% | 0,137% | 0,137% | 0,139% |
| S + P Sup + D Sup | 0,088% | 0,095% | 0,082% | 0,096% | 0,096% | 0,095% | 0,102% | 0,153% |
| | 0,092% | 0,100% | 0,086% | 0,090% | 0,093% | 0,096% | 0,099% | 0,114% |
| | 0,091% | 0,106% | 0,095% | 0,091% | 0,006% | 0,105% | 0,114% | 0,119% |
| Média | 0,090% | 0,100% | 0,088% | 0,092% | 0,065% | 0,098% | 0,105% | 0,129% |

ANEXO 3 – Excesso isotópico em ^{15}N do N orgânico do solo durante a incubação.

| Tratamentos | Tempo após incubação (dias) | | | | | | | |
|--------------------------|-----------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| | 0 | 4 | 9 | 15 | 25 | 40 | 60 | 95 |
| S + P Sup | 0,017% | 0,026% | 0,022% | 0,028% | 0,027% | 0,023% | 0,021% | 0,021% |
| | 0,017% | 0,025% | 0,022% | 0,024% | 0,036% | 0,023% | 0,022% | 0,023% |
| | 0,013% | 0,023% | 0,023% | 0,022% | 0,030% | 0,024% | 0,022% | 0,023% |
| Média | 0,016% | 0,025% | 0,022% | 0,025% | 0,031% | 0,023% | 0,022% | 0,022% |
| S + P Inc | 0,011% | 0,022% | 0,024% | 0,026% | 0,025% | 0,024% | 0,024% | 0,023% |
| | 0,014% | 0,025% | 0,026% | 0,026% | 0,025% | 0,025% | 0,023% | 0,025% |
| | 0,015% | 0,023% | 0,024% | 0,027% | 0,027% | 0,025% | 0,024% | 0,024% |
| Média | 0,013% | 0,023% | 0,025% | 0,026% | 0,026% | 0,025% | 0,024% | 0,024% |
| S + D Inc + P Sup | 0,022% | 0,026% | 0,030% | 0,034% | 0,032% | 0,032% | 0,032% | 0,031% |
| | 0,024% | 0,029% | 0,029% | 0,034% | 0,026% | 0,032% | 0,032% | 0,027% |
| | 0,022% | 0,027% | 0,029% | 0,030% | 0,034% | 0,032% | 0,032% | 0,029% |
| Média | 0,023% | 0,027% | 0,029% | 0,033% | 0,030% | 0,032% | 0,029% | |
| S + D Inc + P Inc | 0,039% | 0,051% | 0,061% | 0,065% | 0,065% | 0,066% | 0,066% | 0,072% |
| | 0,038% | 0,060% | 0,065% | 0,061% | 0,072% | 0,065% | 0,065% | 0,059% |
| | 0,041% | 0,060% | 0,059% | 0,072% | 0,074% | 0,064% | 0,064% | 0,062% |
| Média | 0,040% | 0,057% | 0,061% | 0,066% | 0,070% | 0,065% | 0,064% | |
| S + P Sup + D Sup | 0,020% | 0,020% | 0,034% | 0,022% | 0,027% | 0,029% | 0,029% | 0,026% |
| | 0,026% | 0,028% | 0,024% | 0,024% | 0,013% | 0,030% | 0,030% | 0,029% |
| | 0,021% | 0,033% | 0,028% | 0,025% | 0,026% | 0,033% | 0,033% | 0,020% |
| Média | 0,022% | 0,027% | 0,029% | 0,024% | 0,022% | 0,031% | 0,025% | |