



**UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA**

MARIA APARECIDA DE MATOS

**ATRIBUTOS QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS DO SOLO
APÓS APLICAÇÕES DE RESÍDUOS DE SUÍNOS EM
SISTEMA DE PLANTIO DIRETO**

Londrina
2006

MARIA APARECIDA DE MATOS

**ATRIBUTOS QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS DO SOLO
APÓS APLICAÇÕES DE RESÍDUOS DE SUÍNOS EM
SISTEMA DE PLANTIO DIRETO**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Londrina, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Química dos Recursos Naturais, para obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Ilza Lobo

Co-orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Diva Souza Andrade

Londrina
2006

MARIA APARECIDA DE MATOS

**ATRIBUTOS QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS DO SOLO
APÓS APLICAÇÕES DE RESÍDUOS DE SUÍNOS EM
SISTEMA DE PLANTIO DIRETO**

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Jair Alves Dionísio

Prof^ª. Dr^ª. Maria Josefa Santos Yabe

Prof^ª. Dr^ª. Ilza Lobo (Orientadora)

Londrina, 29 de Maio de 2006.

*À minha família,
Leonor, Maria, Sílvia,
Andressa, Túlio e Roberto,
pela imensa compreensão e
carinho a mim reservado,
DEDICO.*

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela força que me concedeu para enfrentar todos os obstáculos e por permitir que eu alcançasse mais este objetivo.

À Universidade Estadual de Londrina, em especial ao curso de Pós-graduação de Mestrado em Química dos Recursos Naturais, pela oportunidade de realização desta dissertação.

Ao Instituto Agrônomo do Paraná, IAPAR, pela estrutura oferecida e concessão de licença para cursar as disciplinas.

Aos professores do curso de mestrado em Química dos Recursos Naturais do Departamento de Química que participaram da minha formação e pelas disciplinas ministradas durante o curso de pós-graduação.

A minha orientadora Prof^ª Dr^ª Ilza Lobo e à co-orientadora Dr^ª Diva Souza Andrade pela disponibilidade, apoio, orientação, paciência, incentivo e dedicação durante o desenvolvimento deste e outros trabalhos, que fizeram parte da minha formação. Pela compreensão diante das minhas dificuldades e limitações, amizade, e que muito me confortaram nos momentos difíceis.

Aos pesquisadores Dr. Arnaldo Colozzi Filho e Dr. Élcio Libório Balota pelo exemplo de profissionalismo, pelas oportunidades oferecidas e contribuição no meu desenvolvimento profissional.

Aos funcionários do Laboratório de Microbiologia do Solo: Oswaldo Machineski, Orazília França Dorigo e Janaína Rigonato, Laboratório de Química do Solo e Área de Solos do IAPAR, pelo auxílio nas coletas, análise laboratoriais, pela amizade e contribuição na obtenção dos resultados.

Aos estagiários do Laboratório de Microbiologia do Solo do IAPAR, pelos momentos de descontração, participação e colaboração durante a realização deste estudo.

Aos demais amigos de mestrado que me acompanharam nesta trajetória.

A todos que, com boa intenção, colaboraram para a realização e finalização deste trabalho.

MATOS, Maria Aparecida de.. **Atributos químicos e microbiológicos do solo após aplicações de resíduos de suínos em sistema de plantio direto.** 2006. 89f. Dissertação (Mestrado em Química dos Recursos Naturais) – Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2006.

RESUMO

A atividade suinícola intensiva resulta em grandes quantidades de resíduos líquidos (chorume), que representa um potencial poluidor do meio ambiente. Como esses resíduos possuem nutrientes tais como; fósforo, nitrogênio e outros, uma alternativa viável para sua destinação é a distribuição como fertilizantes em solos cultivados. Este trabalho teve como objetivo avaliar as alterações nos atributos químicos e microbiológicos no perfil de um solo cultivado em sistema de plantio direto com aplicação de diferentes doses de resíduos de suínos por nove anos. Este estudo foi realizado em amostras de solo provenientes de um experimento instalado em 1997, na Estação Experimental do Instituto Agrônomo do Paraná, Palotina, Paraná, em Latossolo Vermelho distroférico de textura argilosa. Os tratamentos foram constituídos da aplicação de 0, 30, 60, 90 e 120 m³ há⁻¹ ano⁻¹ de resíduos de suínos em solo cultivado em plantio direto. As amostras de solo foram coletadas, nas camadas de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm de profundidade, em setembro de 2005, durante o florescimento do nabo forrageiro (*Raphanus sativus*). Foram avaliados os seguintes parâmetros: pH, matéria orgânica, acidez trocável, acidez potencial, Ca²⁺, K⁺, Al³⁺, Mg²⁺, P (Mehlich-1), P-remanescente, amonificação, nitrificação potencial, atividade microbiana, carbono e nitrogênio microbiano, contagem de microrganismos amonificadores, nitrificadores e desnitrificadores. A aplicação de resíduos de suínos no solo aumentou as concentrações de P e H+Al, nas camadas de 0-10 e 10-20 cm e proporcionou aumentos nos teores de Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺ no solo nas duas camadas de 0-10 a 10-20 cm. Na camada de 20-30 cm, foi observada apenas alteração no P (Mehlich-1), em função das doses de resíduos de suínos adicionadas ao solo. Comparando as três camadas no perfil do solo observou-se concentração maior de P, C, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e NO₃⁻ na profundidade de 0-10 cm. Analisando o P remanescente no perfil do solo não foi observado efeito na camada de 20-30 cm, no entanto na camada de 0-10 cm, ocorreram aumentos significativos devidos à aplicação de 120 m³ há⁻¹ ano⁻¹ em relação ao tratamento controle. Na camada de 10-20 cm, o tratamento que recebeu 120 m³ há⁻¹ ano⁻¹ de resíduo de suíno apresentou valor de P remanescente significativamente maior do que os das doses de 0 e 30 m³ há⁻¹ ano⁻¹. As maiores doses de resíduo reduziu a população dos oxidantes do nitrito e aumentou as bactérias desnitrificadoras, porém não houve alterações nos microrganismos amonificadores. A nitrificação potencial e a taxa de nitrificação predominaram na camada de 0-10 cm e foi superior no solo que recebeu os resíduos, entretanto houve efeito negativo com a maior dose aplicada. A taxa de amonificação foi maior nas camadas superficiais quando submetidas as doses de resíduos no solo, no entanto houve redução na camada de 10-20 cm com a adição de 120 m³ há⁻¹ ano⁻¹. A aplicação consecutiva de resíduos de suínos no solo favoreceu incrementos na biomassa e na atividade microbiana, bem como para a relação C-mic/N-mic. Desse modo, em longo prazo, as aplicações consecutivas de resíduos de suínos, em solo cultivado em sistema de plantio direto, alteraram de forma diferenciada os atributos químicos e microbiológicos no perfil do solo.

Palavras-Chave: Amonificação. Biomassa microbiana. Chorume. FDA. Fósforo residual. Microrganismos denitrificadores. Nitrificação potencial.

MATOS, Maria Aparecida de.. **Atributos químicos e microbiológicos do solo após aplicações de resíduos de suínos em sistema de plantio direto.** 2006. 89f. Dissertation (Master of Quimica of the Natural Resources) – Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2006.

ABSTRACT

Intensive rearing of swine livestock results in a huge amount of liquid residues (pig slurry), which can be a source of contamination to the environment. This residue contains phosphorus nitrogen and other nutrients; therefore it seems appropriate to use it on cropped soils as fertilizer. This work aimed to evaluate chemical and microbiological changes in the soil profile, which had received rates of pig slurry for nine years and had been cropped under no-tillage systems. This study was carried out in a field experiment, which was established in 1997 at Experimental Station of Institute Agronomic of Paraná, Palotina, Paraná, Brazil, in clay soil (Latosolo Vermelho Distroférrico). Soil samples were collected at 0-10, 10-20 e 20-30 cm depth, in September 2005, to assess the following swine slurry application rates: 0; 30; 60; 90; and 120 m³ ha⁻¹ year⁻¹. The following parameters were determined: pH, organic matter, acidity, Ca²⁺, K¹⁺, Al³⁺, Mg²⁺, P (Mehlich-1), residual P, ammonification, potential nitrification, microbial activity, microbial biomass, ammonium, nitrite-oxidizing and denitrifier microorganisms. It was observed higher concentration of P, C, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e NO₃⁻ at 0-10 cm layer due to pig slurry application. At 20-30 cm depth pig slurry application had significant effect on P (Mehlich-1), but did not affect the other soil characteristics evaluated. In the soil profile it was observed higher amounts of P, C, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e NO₃⁻ at 0-10 cm depth than in the other layers. Residual P did not change in the 20-30 cm although it was observed significant increases at 0-10 cm due to application of 120 m³ ha⁻¹ year⁻¹ in relation to control treatment. Residual P at 10-20 cm in the soil profile it was higher in the plot that received 120 m³ ha⁻¹ year⁻¹ than plots with 0 e 30 m³ ha⁻¹ year⁻¹ of pig slurry rates. It was observed that pig slurry application at high rates decreased nitrite oxidant bacteria and increased denitrifiers; however, it did not change ammonifier microorganisms at the 0-10 cm depth of soil. Potential nitrification and nitrification rates were higher at 0-10 cm layer with pig slurry application. There was higher ammonification at soil surface layers with pig wastes. In contrast, pig slurry application at 120 m³ ha⁻¹ year⁻¹ rate reduced ammonification at 10-20 cm. There was an increase of microbial biomass and activity and as well in the C-mic/N-mic ratios due to pig slurry. Thus, in the long-term, consecutive applications of pig slurry altered chemical and microbiological attributes of soil cultivated under no-tillage system.

Keywords: Ammonification. Denitrifier microorganisms. FDA. Microbial biomass. Nitrification. Residual phosphorus. Swine slurry

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características químicas na camada de 0-10 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.....	48
Tabela 2 – Características químicas na camada de 10-20 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.....	49
Tabela 3 – Características químicas na camada de 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.....	50
Tabela 4 – Teores de amônio (N-NH ₄ ⁺) nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições	54
Tabela 5 – Teores de nitrato (N-NO ₃ ⁻) nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições	55
Tabela 6 – Teores N-mineral (N-NO ₃ ⁻ + N-NH ₄ ⁺) nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições	57
Tabela 7 – Taxa de amonificação nas camadas de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições	59
Tabela 8 – Nitrificação potencial, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.....	60

Tabela 9 – Taxa de nitrificação, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.....	62
Tabela 10 – Número mais provável (NMP) de microrganismos amonificadores, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições	63
Tabela 11 – Número mais provável (NMP) de bactérias oxidantes do nitrito, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições	65
Tabela 12 – Número mais provável (NMP) de bactérias desnitrificadoras, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto Palotina, PR. Médias de três repetições	67
Tabela 13 – Relação carbono e nitrogênio da biomassa microbiana (C-mic/N-mic), porcentagem do C-microbiano (C-mic) em relação ao carbono total (C-mic/C-total), porcentagem do N-microbiano do N-orgânico do solo e a relação entre o (C-mic:C-total)/(N-mic:N-org) na camada de 0-10 em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de trêsrepetições	72

LISTAS DE FIGURAS

- Figura 1** – Concentração de fósforo disponível (Mehlich-1) nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições..... 51
- Figura 2** – Teores de P remanescente nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições..... 52
- Figura 3** – Carbono da biomassa microbiana na camada de 0-10 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições 69
- Figura 4** – Nitrogênio da biomassa microbiana na camada de 0-10 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições 71
- Figura 5** – Atividade microbiana na camada de 0-10 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições 74

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
1.1 A SUINOCULTURA E O DESCARTE RESÍDUO DE SUÍNO NO MEIO AMBIENTE	12
1.2 SISTEMA DE SEMEADURA DIRETA	17
1.3 SOLO: ASPECTOS GERAIS	19
1.4 MICRORGANISMOS QUE PARTICIPAM DO CICLO DO N NO SOLO	23
1.4.1 Microrganismos amonificadores	24
1.4.2 Bactérias nitrificadoras	25
1.4.3 Bactérias desnitrificadoras.....	27
1.5 COMUNIDADE MICROBIANA DO SOLO	27
1.5.1 Biomassa microbiana.....	27
1.5.2 Atividade microbiana	32
2 OBJETIVOS	36
2.1 OBJETIVO GERAL.....	36
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	36
3 MATERIAL E MÉTODOS	37
3.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	37
3.2 COLETA E ARMAZENAMENTO DO SOLO	37
3.3 ANÁLISES LABORATORIAIS	38
3.3.1 Determinação da umidade das amostras de solo	38
3.3.2 Análise química do solo	38
3.3.2.1 Determinação do Ph	39
3.3.2.2 Determinação da acidez trocável (AL_3^+).....	39
3.3.2.3 Determinação da acidez potencial ($H^+ + AL_3^+$).....	39
3.3.2.4 Determinação de CA_2^+ e MG_2^+	40
3.3.2.5 Determinação de P E K+ (MEHLICH-1).....	40
3.3.2.6 Determinação de Carbono: Walkey - Black.....	40
3.3.2.7 Determinação do fósforo remanescente	41
3.3.2.8 Determinação do nitrogênio inorgânico ($N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$).....	41
3.3.2.8.1 Determinação do N - amônio.....	41
3.3.2.8.2 Determinação do N - Nitrito.....	42

3.3.2.8.3 Determinação do N - nitrato	42
3.3.2.9 Avaliação do potencial nitrificante, taxa de nitrificação e amonificação.....	43
3.3.3 Avaliações dos microrganismos amonificadores, oxidantes do nitrito e desnitrificadores	43
3.3.3.1 Preparo das suspensões diluídas de solo	43
3.3.3.2 Estimativa da população de microrganismos amonificadores.....	44
3.3.3.3 Estimativa da população de microrganismos nitrificadores.....	44
3.3.3.4 Estimativa da população de microrganismos desnitrificadores.....	45
3.3.4 Determinação do nitrogênio e carbono da biomassa microbiana.....	45
3.3.5 Atividade microbiana no solo.....	46
3.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	47
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	48
4.1 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO	48
4.2 FÓSFORO REMANESCENTE.....	51
4.3 CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIO, NITRATO E N INORGÂNICO TOTAL NO PERFIL DO SOLO	53
4.4 EFEITO DA APLICAÇÃO DA APLICAÇÃO DE CHORUME NA AMONIFICAÇÃO E NITRIFICAÇÃO POTENCIAL NO SOLO	59
4.4.1 Taxa de amonificação.....	59
4.4.2 Nitrificação potencial do solo.....	60
4.4.3 Taxa de nitrificação no solo	61
4.5 ALTERAÇÃO NA POPULAÇÃO DE MICRORGANISMOS QUE PARTICIPAM DO CICLO N NO SOLO	63
4.5.1 Microrganismos amonificadores	63
4.5.2 Bactérias nitrificadoras no solo	65
4.5.3 Bactérias desnitrificadoras no solo.....	66
4.6 EFEITO DO CHORUME NA COMUNIDADE MICROBIANA DO SOLO	68
4.6.1 Biomassa microbiana.....	68
4.6.2 Atividade microbiana no solo.....	74
5 CONCLUSÕES.....	76
REFERENCIAS.....	77

1 INTRODUÇÃO

1.1 A SUINOCULTURA E O DESCARTE RESÍDUO DE SUÍNO NO MEIO AMBIENTE

A população suína no globo terrestre é de aproximadamente um bilhão de cabeças, sendo que o rebanho da China perfaz aproximadamente 50% do total. O Brasil possui um rebanho de suínos de 32,8 milhões de cabeças, ocupando a quarta posição com relação à produção de carne, com aproximadamente 2,9 milhões de toneladas em 2003. Os principais estados produtores de suínos no Brasil são: Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná (SARTOR et al., 2004).

O Brasil é o país que possui as melhores condições para aumentar o plantel de suínos, dentre eles o clima tropical, facilidade para manejo e tratamento de dejetos pelas grandes dimensões territoriais e topografia plana, grande produção de grãos (milho e soja), dentre outros (SARTOR et al., 2004).

A suinocultura no Brasil é uma atividade predominantemente de pequenas propriedades rurais e uma atividade importante do ponto de vista social, econômico e, especialmente, como instrumento de fixação do homem no campo. Essa atividade se encontra presente em 46,5% das 5,8 milhões de propriedades existentes no país, empregando mão-de-obra tipicamente familiar e constituindo uma importante fonte de renda e de estabilidade social (PERDOMO et al., 2006).

Até a década de 70, os dejetos de suínos não constituíram fator preocupante, pois a concentração de animais era pequena e não havia preocupação explícita com relação a cuidados com o meio ambiente, pois os solos das propriedades tinham capacidade para absorver seus dejetos que eram utilizados como adubo orgânico (OLIVEIRA, 1993).

No Brasil, as condições climáticas tropicais e subtropicais que tendem a intensificar a degradação biológica da matéria orgânica exposta ao intemperismo natural, a biodiversidade intensa e diversificada em espécies de organismos detritívoros e a extensão territorial, que pressupõe a disponibilidade permanente de solos para aplicação de dejetos suínos, são vantagens comparativas em relação às mesmas condições encontrados em países onde se produz suínos, em clima frios. Nestas condições, os ciclos biológicos naturais são interrompidos por longos períodos de baixas temperaturas e o uso do solo apresenta-se congestionado para as mesmas finalidades. Essas vantagens comparativas tão evidentes têm

levado o meio técnico-científico, bem como os suinocultores a superestimá-las e por conseqüência a negligenciarem quanto às restrições destas condições que, mesmo favoráveis, impõem riscos ambientais ao modo de disposição final de dejetos suínos (SOUZA et al., 2003).

A expansão da atividade suinícola, com a intensificação da produção, ampliação das granjas existentes e instalações de novos projetos trouxeram como conseqüência, aumento do volume de dejetos produzidos por unidade de área. Este fato é extremamente preocupante em algumas regiões com maior densidade de granjas e/ou de topografia irregular, pois lançamento de dejetos indiscriminadamente em rios, lagos e solo, vem transformando-se em fator de degradação do meio ambiente através da poluição dos leitos d'água e saturação de solos pelos componentes químicos presentes nestes dejetos. (FREITAS et al., 2001).

Nos últimos anos, especialmente na década de 90, a poluição tem sido mundialmente reconhecida como um problema ambiental que pode representar sérios riscos á saúde humana e a qualidade do meio ambiente (LIMA & GUILHERME, 2002).

Considera-se impacto ambiental qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente afetam: a saúde, a segurança e o bem estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais (CONAMA, 1986).

A suinocultura é uma atividade com potencial poluente porque o dejetos líquido dos animais, também denominado de chorume ou liquame, é composto por uma mistura que inclui fezes e urina de animais, água dos bebedouros e usada na higienização das instalações, além de resíduo de ração, pêlos e do próprio desgaste das instalações decorrentes do processo criatório (KONZEN, 1983).

A composição química (pH, matéria seca, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, sódio, ferro, magnésio, zinco e cobre) dos dejetos líquidos de suínos é muito variável, principalmente em função da idade dos animais, dos sistemas de manejo e de armazenamento utilizado (GARCIA et al., 2003; SOUZA et al., 2003).

Os volumes e a composição química de dejetos gerados variam em função da intensidade do emprego de águas na higienização das instalações, dos índices de desperdícios de águas e sólidos, ocorrência de infiltrações de águas de chuvas nos dispositivos. O uso de dejetos suínos pode alterar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Algumas destas alterações são benéficas, enquanto outras são indesejadas.

Os impactos positivos estão relacionados aos efeitos da matéria orgânica sobre as propriedades físicas e químicas do solo e sobre a atividade microbiana e dos nutrientes adicionados ao solo (SOUZA et al., 2003).

Aplicações não controladas de resíduos de suínos aos solos podem gerar, entre outros, excesso de nitrato, fosfatos, sais, metais potencialmente tóxicos (cobre e zinco), compostos xenobióticos (produtos farmacológicos-antibióticos), patógenos e emissões de gases causadores do aquecimento global (JONDREVILLE et al., 2003; PLAZA et al., 2004).

Mantovi et al. (2006), em experimentos de campo localizados em zonas vulneráveis a nitrato e equipados com estação meteorológica, tensiômetros, amostradores e piezômetros, durante seis anos, verificaram que a adição de N a partir de resíduos de suínos ao solo, em quantidade acima da capacidade de absorção pela planta, causa acúmulo de nitrato nas camadas superficiais do solo, especialmente em períodos úmidos. Estes encontraram concentrações de nitrato acima de 300 mg L^{-1} na solução do solo, concluindo que mesmo em solos de textura fina, nos períodos iniciais de chuva o nitrato é lixiviado abaixo de 4 metros. Isso mostra que a acumulação de nitrato deveria ser limitada antes desses períodos, reduzindo as taxas de aplicação, especialmente quando os solos são temporariamente não cultivados.

Altas concentrações de cobre e zinco são freqüentemente fornecidas nas dietas de suínos para garantir um bom desenvolvimento dos animais. Conseqüentemente, os dejetos de suínos são altamente concentrados nesses elementos, os quais podem concentrar na superfície dos solos e causar toxicidade às plantas e aos microorganismos (JONDREVILLE et al., 2003).

O manejo do fósforo é de grande importância agrônômica e ambiental. Aproximadamente dois terços do P presente no esterco líquido de suínos está numa forma não solúvel em água, fazendo parte de estruturas orgânicas, as quais propiciam efeito residual ao esterco (CERETTA et al., 2005). Em agroecossistemas sustentáveis, os dejetos de animais deveriam ser manuseados de tal maneira que estabeleça assim um ambiente favorável para produção adequada e ao mesmo tempo não polua as águas superficiais e subterrâneas, especialmente em solos fertilizados com alta taxa de dejetos ricos em fósforo (HOUNTIN et al., 2000).

Hountin et al. (2000), verificaram que aplicação de 30, 60, 90 e $120 \text{ m}^3 \text{ há}^{-1}$ de esterco líquido de suínos causou aumentos de 16, 26, 33 e 50%, respectivamente, em todas as formas de P até a profundidade de 1 m, de um solo classificado como um Gleysol Húmico, de textura silte argilosa. Em experimento realizado no Rio Grande do Sul, em um Alissolo

Crômico Órtico típico, com aplicações de esterco líquido de suínos, em intervalos de 45 a 60 dias nas doses de 0, 20 e 40 m³ há⁻¹, observou-se um aumento considerável do teor de P disponível no solo ao longo do tempo (CERETTA et al., 2003). Aos 8,3 meses de aplicação, o aumento de P disponível na camada de 0-10 cm foi de 242% e 580% com as doses de 20 e 40 m³ há⁻¹, respectivamente. Hodgkinson et al. (2002) quantificaram a perda de P após aplicação de diferentes fontes de fósforo a um solo argiloso drenado. Os autores verificaram que a perda de P após aplicação de resíduos de suíno durante a primeira estação de drenagem aumentou quatro vezes comparada ao controle que não recebeu nenhum P. A entrada de fósforo nas águas superficiais pode ser crítica para a eutrofização desses ecossistemas considerando que 30 µg P L⁻¹ já pode causar a proliferação de algas (blooms) (HODGKINSON et al., 2002). A menor fixação ou adsorção do P no solo vai determinar a maior mobilidade deste no solo e conseqüente eutrofização dos sistemas aquáticos. Entre outros fatores, a adsorção do fósforo pelos solos é afetada pelo teor de matéria orgânica, teores de óxidos de ferro e alumínio, carbonatos e argila, determinando a suscetibilidade do solo para lixiviação do P (ANDERSON & WU, 2001). Embora o P possua baixa mobilidade no solo, uma diminuição da capacidade de adsorção do solo após adição de dejetos em taxas maiores do que a necessidade de P nutricional pelas plantas, pode aumentar o potencial para lixiviação do fósforo solúvel (HOUNTIN et al., 2000).

Shen & Shen (2001) observaram após aplicação de dejetos de suínos a um solo argiloso uma diminuição do teor de alumínio e aumentos do pH do solo, bem como aumento dos teores de P, Ca e K nas folhas de culturas de feijão, sugerindo o efeito benéfico do adubo orgânico na diminuição do alumínio do solo e melhora da nutrição mineral.

É importante, também, considerar a utilização de antibióticos em grandes quantidades na criação de animais e que estes podem ser excretados como metabólitos, entrar no ambiente pela aplicação de dejetos de suínos e afetar a diversidade microbológica do solo (BLACKWELL et al., 2004).

Os dejetos de suínos têm poder poluente 4 a 5 vezes maiores que as do homem, sendo que cada suíno produz volume de dejetos variando entre 8 a 10 % do peso vivo animal, variando de acordo com o desenvolvimento ponderal dos animais (OLIVEIRA et al., 1994). Por isso alguns estados americanos já proíbem a implantação de novos projetos de produção de suínos, com a finalidade de preservar seu meio ambiente e as suas fontes de água (ROPPA, 2006).

O solo é o ambiente utilizado para o descarte de resíduos orgânicos, na maioria dos casos. Contudo, o solo é um ambiente governado especialmente por fenômenos

de tamponamento, o que significa que sua capacidade de tolerar a adição de resíduo é limitada. Sendo o solo um ambiente reativo, é possível haver acúmulo de elemento químico adicionado através de dejetos. Ultrapassar este limite pode significar a contaminação de mananciais de água e alimentos, afetando a saúde humana e animal (LIMA & GUILHERME, 2002).

Diversas alternativas têm sido propostas para utilização desses resíduos na agropecuária, sendo o uso como fertilizante no solo, um dos mais promissores, desde que aplicado com critério (SEDIYAMA et al., 2005).

A fertilização do solo com dejetos de suínos é tão eficiente quanto a fertilização mineral, podendo até ser melhor (KONZEN et al., 1995), pois reduz os impactos ambientais e recicla os nutrientes presentes nos resíduos da suinocultura, além da possibilidade de economia com insumos contribuindo com a diminuição dos custos de produção.

Por maior que seja seu potencial uso como fertilizante, deve-se levar em conta que é um resíduo, um esgoto poluente e que, ao ser disposto na natureza sem os necessários cuidados causará impacto ambiental significativo aos solos, às águas superficiais e às águas subterrâneas, assim como a toda e qualquer forma de vida que habite estes biomas (SOUZA et al., 2003).

A incorporação de matéria orgânica nos solos aumenta a capacidade de troca catiônica e proporciona a melhoria na estrutura, caracterizada pela diminuição da densidade aparente, aumento da porosidade e da taxa de infiltração de água. Além disso, promove o aumento da capacidade de armazenamento de água e diminui os riscos de encrustamento superficial. (KIEHL, 1985).

Plaza et al. (2004) concluíram que a aplicação sucessiva de dejetos de suínos sobre os solos durante longo tempo (quatro anos), em condições semi-áridas, pode produzir não somente efeitos benéficos, mas também efeitos adversos sobre as propriedades do solo, tais como a mineralização do carbono orgânico do solo devido à elevada oxidação microbiana. Comparado com os tratamentos com fertilizante mineral e controle, os quais apresentaram resultados similares, o solo tratado com dejetos de suínos foi caracterizado por maiores biomassas microbianas e atividades enzimáticas; menores teores de carbono orgânico total e quociente metabólico, e maiores valores de pH (próximo à neutralidade ou levemente alcalino) e de condutividade elétrica (ainda baixa), teores de P e K disponíveis. O aumento do pH e condutividade elétrica no tratamento com resíduos de suíno foi atribuído, respectivamente aos elevados teores de CaCO_3 e sais solúveis nos dejetos de suíno,

provenientes da dieta do animal.

Castro Filho et al. (2003) observaram em experimentos conduzidos com aplicação de chorume de suínos, aumentos na produtividade das pastagens, milho e soja, em diferentes ambientes e condições edáficas. Porém, a recomendação de doses fica vinculada as condições do dejetos, particularidades da área agrícola e os riscos ambientais decorrentes desta prática de manejo.

São reais os benefícios que a aplicação de dejetos nos solos podem proporcionar, contribuindo para uma agricultura sustentável, fornecendo macro e micronutrientes para as culturas e melhorando as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo pela adição de matéria orgânica. Funcionando como um condicionador de solos, atua positivamente em relação a erodibilidade e à degradação potencial dos solos. São reais também as expectativas de agregação de valores econômicos para o suinocultor, obtida mediante reciclagem dos resíduos gerados na atividade. Porém, os efeitos negativos sobre o meio ambiente e sobre a saúde pública são provocados pelo processo, quando descontrolado e indiscriminado. É imperativa a definição e a adoção de critérios que garantam a segurança do uso agrícola do resíduo e assegurem uma relação sustentável e duradoura entre o manejo de dejetos empregado, os suinocultores e agricultores e o meio ambiente um problema de complexa solução (SOUZA et al., 2003).

Não existe solução para o descarte de resíduos orgânicos, mas sim alternativas para minimizar seu efeito poluente e harmonizar os interesses do homem com a qualidade do ambiente (CERETTA & MATTIAS, 2003).

1.2 SISTEMA DE SEMEADURA DIRETA

Da conferência de Estocolmo surgiu o conceito de eco desenvolvimento, do qual derivou o conceito de desenvolvimento sustentável hoje em uso. Aplicado ao setor agrícola, segundo proposto pela FAO (Food Agriculture Organization) “A agricultura sustentável é o manejo e conservação dos recursos naturais e a orientação de mudanças tecnológicas e institucionais de maneira a assegurar a satisfação de necessidades humanas de forma continuada para as gerações presentes e futuras. O desenvolvimento sustentável conserva o solo, a água e recursos genéticos animais e vegetais; não degrada o meio ambiente, é tecnicamente apropriado, economicamente viável e socialmente aceitável” (ROMEIRO,

1997).

As primeiras pesquisas registradas no Brasil sobre plantio direto foram realizadas no Estado do Paraná em 1971 no Instituto de Pesquisa Agropecuária Meridional (IPEAME) na Estação Experimental de Londrina, distrito de Maravilha (DERPSCH, 2002). Em 1972 os trabalhos foram estendidos para a Estação Experimental do IEAME em Ponta Grossa, que gerou a primeira publicação sobre plantio direto no Brasil. Em 1972 o agricultor Herbert Bartz, tornou-se o pioneiro do sistema no Brasil e na América Latina, instalando uma parcela demonstrativa de plantio direto de trigo e como resultado observou que o ensaio sob plantio direto sempre mostrou um melhor desenvolvimento e uma cor mais verde do que o preparo mínimo do trigo do resto da fazenda. Igualmente as pesquisas feitas em diferentes partes do mundo foram fornecendo paulatinamente evidências claras de que o plantio direto é um sistema com muitas vantagens e raras desvantagens quando comparado com o sistema convencional (DERPSCH, 2002).

Inicialmente o plantio direto foi concebido como uma tecnologia eficiente para conservar o solo. Com o tempo, a tecnologia evoluiu para um sistema de produção sustentável com conseqüências econômicas, sociais e ambientais positivas (DERPSCH, 2002).

O sistema plantio direto caracteriza-se pela semeadura realizada diretamente sobre os restos culturais do cultivo anterior, sem nenhum preparo do solo (aração e gradagem). A permanência dos resíduos vegetais na superfície do solo protege-o contra erosão no período entre dois cultivos. A cobertura também contribui para a manutenção de temperaturas mais amenas e maior retenção de água no solo em períodos quentes e de estiagem prolongada. Quanto à fertilidade, quando o solo é manejado sob plantio direto, ocorre um acúmulo de nutrientes e resíduos vegetais nas camadas mais superficiais (COLOZZI et al., 2001). Destaca-se também o controle da erosão, o acúmulo de matéria orgânica, nitrogênio, cátions (aumento CTC) e maior disponibilidade de nutrientes (MIELNICZUK, 1997).

A partir de pesquisas sobre o plantio direto em todo o mundo, durante mais de 60 anos, chega-se à conclusão de que este sistema é capaz de conseguir a tão anelada sustentabilidade agrícola em áreas extensivas. De uma maneira geral, tem sido reconhecido pelos meios técnicos, nacionais e internacionais que o Sistema de Plantio Direto é a maior conquista do século nos campos de manejo do solo e da agricultura sustentável, consolidando a justificativa do clímax vegetal e origem processada em benefício do homem de maneira eficiente, econômica e sustentável (DERPSCH, 2002).

1.3 SOLO: ASPECTOS GERAIS

Considerando a evolução histórica do conceito de solo, mais adequado e mais abrangente, na atualidade pode ser: “Solo: corpo natural da superfície terrestre, constituído de materiais minerais e orgânicos resultantes das interações dos fatores de formação (clima, organismos vivos, material de origem e relevo) através do tempo, contendo matéria viva e em parte modificada pela ação humana, capaz de sustentar plantas, de reter água, de armazenar e transformar resíduos e suportar edificações (BECK et al., 2000)” citado por Meurer (2000).

O solo é formado por três fases: líquida (constituída de água, de minerais e de compostos orgânicos nela dissolvidos), formando a solução do solo (MEURER, 2000), gasosa (os mesmos gases da atmosfera, porém, com diferentes proporções) e sólida. Esta última é composta de partículas minerais de várias formas, tamanhos e características químicas, raízes de plantas, populações de organismos macro e microscópicos vivos e com metabolismo ativo ou dormente, e matéria orgânica em vários estádios de decomposição. A característica estrutural dominante é formada por complexos de argila e matéria orgânica estabilizados em partículas de diferentes tamanhos (areia, silte e argila), formas e arranjos. De modo geral, a fase sólida representa em torno de 45% do volume total, o espaço poroso (fase líquida e gasosa) 50% e a matéria orgânica 5% (incluindo os organismos vivos). A proporção entre as três fases, porém, varia em função do tipo de solo e das condições ambientais (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002).

O solo apresenta características e propriedades morfológicas, físicas e químicas e atividade biológica que são importantes para o seu estudo e compreensão (MEURER, 2000).

A fase aquosa (líquida) que ocupa o espaço poroso do solo constitui a solução do solo. É a parte de um sistema dinâmico e aberto, cuja composição é resultante de inúmeras reações que ocorrem com as outras fases que o constituem. A composição da solução do solo varia muito com o material de origem do solo, com o pH, com as condições de oxi-redução, com o teor de matéria orgânica, com a adição de produtos químicos (fertilizantes, inseticidas, fungicidas, herbicidas) e com seu manejo (MEURER, 2000). Os elementos na solução do solo são influenciados por transformações bióticas e abióticas específicas que regulam os processos de adição e perda, assim como a biociclagem dos mesmos passando por diferentes formas no solo e absorção pela vegetação e microbiota

(SIQUEIRA et al., 1994).

Na fração argila muitos fenômenos ocorrem, entre eles o da troca iônica. Existem duas cargas na natureza: positiva e negativa. A maioria dos solos na crosta terrestre apresenta maior número de cargas negativas do que o número de cargas positivas – são solos eletronegativos. Essas cargas, que estão na superfície dos minerais de argila e da matéria orgânica são capazes de adsorver íons com cargas opostas (cátions): Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , H^+ e etc. Estes cátions adsorvidos podem ser substituídos, isto é, trocados uns pelos outros, fenômeno denominado de troca de cátions, enquanto que, ao conjunto das cargas negativas dá-se o nome de capacidade de troca catiônica - CTC ou T (RESENDE et al., 2002).

O estudo da química do solo fornece informações que permitem caracterizar os processos químicos que nele ocorrem e são importantes para a agricultura e para o ambiente (RESENDE et al., 2002).

A matéria orgânica, juntamente com os componentes inorgânicos da fase sólida, exerce um papel fundamental na química do solo. Ela é gerada a partir da decomposição de resíduos de plantas e animais, sendo formada por diversos compostos de carbono em vários graus de alteração e interação com as outras fases do solo (mineral, gasosa e solução). Apesar de compor menos de 5% na maioria dos solos, apresenta uma alta capacidade de interagir com outros componentes, alterando assim as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, as quais afetam o crescimento e desenvolvimento das plantas. É um componente bastante sensível às condições ambientais e as mudanças nas práticas de manejo agrícola, por isso esta deve ser levada em consideração na avaliação do potencial produtivo do solo e na escolha das práticas de manejo a serem empregadas (MEURER, 2000).

Nos últimos anos, tem aumentado o interesse na utilização do solo como meio alternativo para auxiliar no controle da poluição ambiental. Dessa forma, o solo vem sendo utilizado para descarte de resíduos com potencial poluente, como compostos de lixo, lodos de estações de tratamento, efluentes industriais, entre outros. Essa prática tem sido viável devido a capacidade do solo de inativar diversos íons e compostos orgânicos por adsorção, complexação ou precipitação. Os microrganismos do solo podem, também, decompor compostos de resíduos orgânicos e ter ação sobre organismos patogênicos (MEURER, 2000).

A atividade biológica do solo é decorrente da presença de organismos que habitam esse ambiente, das interações entre eles e as plantas e das transformações bioquímicas que realizam. São de grande relevância para a produtividade agrícola, a reciclagem de nutrientes e a qualidade do ambiente. Os organismos participam de diversas

reações e processos que ocorrem no solo, afetando suas propriedades físicas e químicas. A atividade dos microrganismos está diretamente relacionada à disponibilidade de carbono (MEURER, 2000). A interferência humana tem causado grande impacto nos ciclos biogeoquímicos do C, N, P e S e também do O e H através dos ciclos hidrológicos. O fluxo dos elementos é extremamente complexo e apresenta forte relação e influência do clima e de ações antrópicas, como o desmatamento, poluição química da atmosfera e do solo, o uso de produtos químicos (fertilizantes e pesticidas) (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002). Os microrganismos, através de mecanismos diversos atuam direta ou indiretamente na mineralização, imobilização orgânica, oxidação/redução, solubilização, precipitação e volatilização de elementos no solo como: H, O, C, N, P, S, K, Si, Mg, Fe, Mn, Cr, Cl, As, Se, Zn, Cd e Hg (SIQUEIRA et al., 1994).

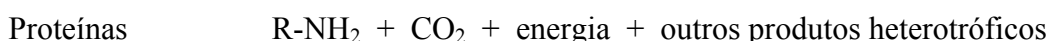
O P remanescente representa o elemento na solução do solo que pode ser absorvido pelas plantas, e ou a quantidade de P adicionada que fica na solução de equilíbrio depois de definido tempo de contado com o solo. Por apresentar estreita correlação com a capacidade tampão (capacidade que o solo tem para manter um nível definido de P na solução do solo) e com a capacidade máxima de adsorção de fosfatos, permite definir as doses de P, para experimentos com nutrientes. Também, presta-se muito bem para estimar o nível crítico do P disponível e a declividade de P disponível como função do P adicionado ao solo (ALVAREZ et al., 2000).

O nitrogênio destaca-se dos demais nutrientes por apresentar acentuado dinamismo no sistema solo e por ser, normalmente, o nutriente exigido em maior quantidade pelas culturas. Esse nutriente apresenta uma dinâmica complexa, traduzida por grande mobilidade no solo e por diversas transformações em reações mediadas por microrganismos. Inclusive, além da movimentação em profundidade, principalmente na forma nítrica, o nitrogênio pode transformar-se para formas gasosas, resultando em perdas por volatilização. O nitrogênio N_2 em forma gasosa ocorre em concentração de 78% da atmosfera terrestre e a maior parte do N encontrado no solo, cerca de 98%, está na forma orgânica, no entanto o nitrogênio não é diretamente disponível para as plantas. Para sua utilização pelas plantas, é preciso que seja transformado em formas inorgânicas ou minerais, através do processo de mineralização. O nitrogênio mineral do solo é representado pelas formas iônicas amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) e, muito raramente, nitrito (NO_2^-). As formas amoniacal e nítrica são prontamente absorvidas pelas plantas (FURTINI et al., 2001).

O íon amônio, pode ser proveniente da mineralização do nitrogênio

orgânico (aplicação de resíduos vegetais ou animais), ou da aplicação de fertilizantes nitrogenados, além da fixação biológica. A mineralização do nitrogênio orgânico deve-se a ação de microrganismos heterotróficos, os quais requerem carbono orgânico como fonte de energia.

Um dos estágios da decomposição de compostos orgânicos nitrogenados é a hidrólise de proteínas com a liberação de amins e aminoácidos. É considerada a primeira etapa da mineralização, sendo denominada de aminação e representada pela reação abaixo:



As amins e aminoácidos liberados são utilizados por vários microrganismos heterotróficos, com a conseqüente liberação do amônio. Esta é considerada a segunda etapa da mineralização, denominada amonificação. A reação abaixo representa a amonificação.



Em condições de pH abaixo de 7,0, praticamente toda amônia é convertida em íons amônio. O amônio é, portanto, a primeira forma de nitrogênio mineral formada, uma forma nitrogenada prontamente disponível para as plantas.

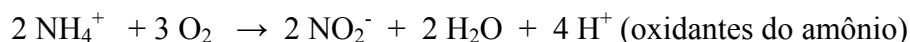


Uma população bem diversificada de bactérias, fungos e actinomicetos participam da reação de amonificação, incluindo tanto microrganismos aeróbicos quanto anaeróbicos.

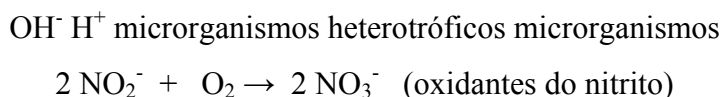
É muito importante considerar que os microrganismos heterotróficos do solo que decompõem a matéria orgânica necessitam de nitrogênio e outros nutrientes prontamente disponíveis. A transformação do nitrogênio mineral em nitrogênio orgânico do protoplasma de microrganismos é denominada de imobilização. Portanto, a mineralização e imobilização são transformações concomitantes.

Os íons amônio produzidos pela mineralização ou adicionados ao solo através de adubações podem ser transformados para nitrato em duas etapas, sendo mediadas

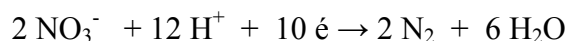
por bactérias do gênero *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, que são quimiautotróficas e obrigatoriamente aeróbias. As bactérias do gênero *Nitrosomonas* promovem a oxidação do amônio para nitrito, numa reação que se destaca no sistema solo pela geração de acidez, conforme a reação:



O nitrito é formado como produto intermediário, pois é rapidamente oxidado a nitrato, pela ação das bactérias do gênero *Nitrobacter*, conforme a reação:



Os íons nitrato produzidos pela nitrificação ou adicionados ao solo através de adubações podem ser perdidos por volatilização, através da redução microbiológica a N_2O e N_2 denominadas de denitrificação, representada pela reação:



Como o solo e a biota terrestre são componentes essenciais de processos, como a ciclagem de energia e dos elementos, que é de grande interesse ecológico e econômico, o entendimento destes no sistema solo-planta-atmosfera e suas interações é essencial para planejar o uso mais adequado dos recursos naturais e dos insumos manufaturados na exploração sustentada dos ecossistemas terrestres (SIQUEIRA et al., 1994).

1.4 MICRORGANISMOS QUE PARTICIPAM DO CICLO DO N NO SOLO

Os microrganismos têm um papel importante no funcionamento e na sustentabilidade do agrossistema porque atuam na gênese e morfologia dos solos, na troca de nutriente solo-planta e, principalmente, na ciclagem de compostos orgânicos, estabelecendo estreita cadeia de relações causa e efeito. Microrganismos promovem a decomposição de resíduos, a mineralização e a absorção de determinados nutrientes pelas plantas, melhorando

sua nutrição, resistência e doenças e a estresses abióticos. Por outro lado, as plantas são fontes de carbono no solo que estimula a atividade microbiana. O aumento nessa atividade promove a agregação de partículas de solo, que, mais bem estruturado, retém mais água e oxigênio, favorecendo o desenvolvimento de plantas e microrganismos, levando o agrossistema a uma nova situação de equilíbrio, provavelmente mais próxima da sustentabilidade (COLOZZI et al., 1999).

1.4.1 Microrganismos amonificadores

Estudos conduzidos por Sanchez et al. (2005) mostram que, aproximadamente, 75% do N adicionado do chorume de suíno está na forma inorgânica, principalmente, como N amoniacal, representando cerca de 57% do N total, o restante se encontra na forma orgânica. Como os amonificadores são capazes de efetuar a transformação do N-orgânico em $N-NH_4^+$, um leve aumento dessa população de microrganismos deve ser atribuído a um menor percentual de N-orgânico adicionado ao solo.

Rocha et al. (2002) avaliando os sistemas de plantio direto e plantio convencional em solos com textura média (Latosolo Vermelho Eutrófico) e argilosa (Latosolo Vermelho Amarelo Eutrófico) sobre o número de microrganismos amonificantes, em experimento conduzido ao longo de 12 meses no campo, concluiu que estes microrganismos foram pouco afetados pelo teor de argila e tipo de manejo dos solos ao longo do período de coleta, nos diferentes agroecossistemas. A incorporação de resíduo com uma relação C:N baixa, de fácil decomposição, contribuiu para a rápida proliferação desse grupo microbiano. Existe uma grande diversidade de microrganismos que são capazes de mineralizar a matéria orgânica do solo além de apresentarem uma grande capacidade de adaptação às condições ambientais adversas. Considerando que os resíduos de suínos são de rápida decomposição e que, provavelmente, esta população se encontra adaptada às doses de chorume aplicadas ao solo ao longo dos oito anos, alterações na população de amonificadores no perfil do solo seriam observadas apenas nas primeiras semanas após adição dos resíduos e em uma única aplicação (JENKINSON & LADD, 1981). Matos et al. (1997) observaram que o número de bactérias total aumentou aproximadamente de 10^6 para 10^8 unidades formadoras de colônias, uma semana após uma única aplicação de dejetos de suínos em um solo, Podzólico Vermelho-Amarelo Câmbico, independente da dose aplicada.

Ao investigar alguns fatores microbiológicos relacionados com os benefícios proporcionados pelo consórcio feijoeiro/milho em relação à presença do feijoeiro e milho em monocultura, em experimentos conduzidos em amostras de solos coletadas um mês após a colheita do milho, classificado como Cambissolo, na camada de 0-10 cm, na região de Irati-Paraná, Hungria et al. (1997) não detectaram diferenças na população de microrganismos oxidantes de amonificadores entre os sistemas de cultivo. Estudando a população de amonificadores em solo argiloso cultivado com cafeeiro, em função da elevação do pH pela calagem Andrade et al. (1995) observaram maior desenvolvimento destes microrganismos em solo com pH 5,3 na projeção da copa e na entrelinha de plantio com pH 5,6. Estudo de microrganismos em solos sob semeadura direta e convencional, sob sistema de rotação e sucessão de cultura, conduzido por 17 anos em um Latossolo Roxo distroférico, não constatou diferenças nos microrganismos amonificadores, provavelmente porque esse grupo inclui diversos microrganismos (HUNGRIA et al., 1997).

1.4.2 Bactérias nitrificadoras

A população viável de bactérias nitrificadoras nos solos apresenta variação sazonal, devido a fatores abióticos, tais como: umidade do solo, vegetação, características físicas, capacidade de retenção de água, e taxa de mineralização. Outra possibilidade para o aumento da população é a presença de nutrientes (NH_4^+) disponível como resultado da mineralização do nitrogênio. Evidentemente no verão ocorre um declínio na população devido à falta de umidade, desidratação das células e limitação do substrato. Os números de células viáveis de bactérias oxidantes do nitrogênio aparentemente são relacionados com N-mineralizado, nitrificação e umidade do solo e nitrogênio mineral e cobertura vegetal (qualidade e quantidade de liteira), topografia e a umidade do solo.

Resultados com menor população de bactérias oxidantes do nitrito com valores em torno de $1,2$ a $9 \cdot 10^4$ células viáveis g^{-1} solo⁻¹ foram obtidos por Singh et al. (2006) apresentando diferenças significativas em função do local e estação do ano. Estes autores utilizaram um solo (Ultisol), caracterizado por textura arenosa, intensa lixiviação, raso, com baixo teor de nutrientes e matéria orgânica e baixa capacidade de retenção de água, sob clima tropical, com o objetivo de determinar o tamanho da população oxidante do nitrito e relacionar com a mineralização, nitrificação e umidade do solo em ecossistemas de floresta e

savana, com diferente densidade de plantas durante as estações do ano.

Com o objetivo de examinar a população viável das bactérias oxidante de amônio e nitrito em solo siltoso, da camada de 0-10 cm, sob efeito das estações, fertilizante químico e orgânico, e adição da matéria orgânica em agroecossistema tropical na Índia, Jha et al. (1996) observaram uma maior população de microrganismos amonificadores e oxidantes do nitrito em torno de $2,00 \cdot 10^5$ e $2,36 \cdot 10^5$ células viáveis g⁻¹ solo⁻¹, respectivamente, para o tratamento com fertilizante químico (80 kg N há⁻¹), durante a estação chuvosa com temperaturas entre 24 a 36°C.

Avaliando bactérias nitrificantes em solo cultivado com cafeeiro, em função da elevação do pH pela calagem, Andrade et al. (1995) observaram aumentos na população de bactérias nitrificadoras, independentemente da dose de calcário aplicada. A maior população de bactérias nitrificadoras na projeção da copa do cafeeiro pode ser devida às aplicações de fertilizantes neste local, que oferecem substrato a esses microrganismos. Em solos sob semeadura direta e convencional, sob diferentes sistemas de rotação e sucessão de culturas, conduzido por 17 anos, em um latossolo roxo distroférico, foram detectadas diferenças significativas na população de bactérias nitrificadoras, responsáveis pelo fornecimento de nitrato, a forma de N preferencialmente utilizada pelas plantas (HUNGRIA et al., 1997).

Estudando o potencial redox e o pH, em solo tratado com doses crescentes de vinhaça, Leal et al. (1983) constataram um decréscimo de Eh, após a incorporação de matéria orgânica, onde a presença de carboidratos na vinhaça é responsável pela sua alta demanda de oxigênio, acarretando abaixamento da pressão parcial de oxigênio no solo tornando o ambiente redutor. O aumento da atividade microbiana e conseqüente aumento da evolução de CO₂ indicam um intenso consumo de O₂ no solo. Os autores verificaram que, quanto maior a dose de vinhaça, menor o valor do potencial redox e maior é o distanciamento do valor de Eh em relação á testemunha.

Sob condições anaeróbias ou de disponibilidade restrita de O₂, o substrato reduzido, tal como os compostos orgânicos da vinhaça, doam elétrons que vão a outros receptores terminais de elétrons, tais como os óxidos de nitrogênio: NO₃⁻, NO₂⁻, NO ou N₂O. Além de doar elétrons, os compostos orgânicos funcionam como fontes de material celular para os microrganismos, que se multiplicam. Pelo menos parte da redução do nitrato no solo no sistema pode ser atribuída a reações de redução, pois foi constatado simultaneamente aumento do teor de nitrito no solo e liberação de N₂O, compostos intermediários no processo de redução do nitrato a N₂, evidenciando processo redutor induzido pela vinhaça. Assim, o NO₃⁻ no solo funcionou como receptor final de elétrons em lugar do O₂ (LEAL et al., 1983).

1.4.3 Bactérias desnitrificadoras

No solo existem diversas espécies de bactérias capazes de realizar a desnitrificação, uma das principais formas de perda do nitrogênio. A maioria das bactérias que participam deste processo é quimioorganotrófica e anaeróbica facultativa (TIEDJE, 1982).

Em experimentos de campo, no quarto ano de aplicação consecutiva de chorume, Barboza et al. (2001), avaliando os desnitrificadores na camada de 0-10 cm do solo, não encontraram diferenças significativas, em função das quantidades de chorume aplicadas. Castro-Filho et al. (2002) avaliando, em área sob plantio direto, as alterações provocadas por diferentes doses de chorume de suínos sobre a infiltração de água no solo, verificaram que aumento das doses de chorume contribuiu para o aumento da infiltração da água no solo.

Alef & Kleiner (1987), ao avaliarem a aplicabilidade da amonificação aeróbica e anaeróbica da arginina em diversas amostras de solos como um indicador da atividade dos microrganismos do solo na superfície, confirmam uma forte influência do potencial redox, demonstrado através da amonificação da arginina, constatando que a condição aeróbica prevalece sobre a anaeróbica.

Andrade et al. (2003) relatam incrementos e menor variabilidade na população de microrganismos amonificadores e nitrificadores em sistema de plantio direto, sendo este sistema menos estressante às populações microbianas, promovendo um equilíbrio entre a biota do solo e os componentes físico-químicos. Quantificações de atividade específica de alguns microrganismos podem indicar alterações que estão ocorrendo em solos cultivados.

1.5 COMUNIDADE MICROBIANA DO SOLO

1.5.1 Biomassa microbiana

A comunidade microbiana no solo é composta por actinomicetos, fungos, bactérias, vírus etc. e tem papel fundamental na ciclagem de nutrientes no solo. De acordo com vários autores (JENKINSON & LADD, 1981; POWLSON et al., 1987; BALOTA et al., 1998; STENBERG et al., 1999; GARCIA et al., 2000; MATSUOKA et al., 2003) o teor de

carbono da biomassa microbiana pode ser utilizado como indicador de qualidade, com sensibilidade para detectar modificações no solo, antes mesmo que os teores de matéria orgânica sejam alterados significativamente.

Para todos os seres do solo são condições básicas, a disponibilidade e qualidade de fontes carbonáceas presentes na matéria orgânica, que se acumulam nos solos (resíduos vegetais e animais) e por eles são reciclados. Para cada estágio de decomposição dos compostos orgânicos há um grupo especializado e predominante de microrganismos. O resultado da nutrição desses seres é a liberação de gás carbônico (CO₂) e substâncias húmicas, que são a base dos ciclos biogeoquímicos, ou da fertilidade natural do solo (SOUZA et al., 2003)

A utilização de resíduos animais na agricultura tem sido amplamente estudada. Quadro et al. (2004) encontraram valores de biomassa microbiana em torno de 600 µg g⁻¹ de CBM para a aplicação de 8 a 24 Mg há⁻¹ de dejetos de suínos. Aumentos nos teores de CBM com a adição de resíduo de suíno no solo em relação ao tratamento controle foram relatados por vários autores (SAVIOZZI et al., 1997; GRIFFITHS et al., 1998, ANDRADE et al., 2000; PLAZA et al., 2004). A adição de microrganismos via resíduos, também, contribui para o aumento do carbono da biomassa microbiana (CBM) no solo (SAKAMOTO & OBA, 1991).

Andrade et al. (2002) em experimento de campo observaram que no terceiro ano de aplicação consecutiva de resíduos de suínos no solo, a biomassa microbiana tende a aumentar em função do tempo com valores médios superiores ao controle em todas as doses aplicadas. Quadro et al. (2004), ao estudarem alterações microbiológicas do solo induzido pela aplicação de doses crescentes de dejetos de suínos, em experimentos conduzidos em casa de vegetação utilizando solo Argiloso Vermelho Amarelo distrófico, após incubação por 160 dias, obtiveram aumentos para as doses de 60 a 24 Mg há⁻¹ seguido por queda no carbono da biomassa no solo com a dose de 30 Mg há⁻¹. As doses elevadas de dejetos também podem ter propiciado condições de baixa disponibilidade de oxigênio, fazendo que fossem criadas condições de stress para a biomassa do solo. Segundo estes autores isto pode ser devido ao fato que a quantidade de substrato facilmente oxidável tenha diminuído, promovendo assim uma diminuição da quantidade de microrganismos que estariam atuando para a degradação do material mais resistente ou recalcitrante ao ataque de microrganismos, conclusão também concordante com Alvarez et al. (1995).

Em experimento de campo, Rochette et al. (2000) relataram flutuação anual do carbono microbiano resultante dos efeitos dos resíduos de suínos no solo após 19 anos de

aplicação consecutiva, apresentando valores médios de 100 a 370 $\mu\text{g C (g de solo)}^{-1}$, sendo linear com as doses aplicadas. Plaza et al. (2004) avaliando durante um período de 4 anos, doses de chorume de suínos, observaram que os valores de CBM demonstram nos solos com resíduos e fertilizante mineral foram similares, entretanto observaram-se diferenças significativas entre o tratamento com resíduo e o controle. Comparando a aplicação de lodo de esgoto com esterco de bovinos sobre mudanças na biomassa microbiana em solo (típico Haploxeralf) com textura arenosa e contendo baixa quantidade de matéria orgânica, seguido por três anos de aplicação sucessiva, Garcia-Gil et al. (2000) observaram incrementos no CBM com adição de ambos, esterco de bovinos e lodo de esgoto.

Efeitos diferenciados na biomassa microbiana podem estar relacionados com a quantidade de carbono orgânico no solo (ANDRADE et al., 2003), a composição do resíduo, ou seja, a qualidade de substrato fornecido ao solo (MOREIRA & SIQUEIRA, 2002), modificações na temperatura e umidade do solo (CATTELAN et al., 1990), as condições climáticas, estação do ano (TATE et al., 1991, ASLAM et al., 1999, ANDRADE et al., 2005), sistema de manejo do solo (BALOTA et al., 1998 e 2003, COLOZZI et al., 1999, MATSUOKA et al., 2003, ANDRADE et al., 2003 e 2005), e principalmente, com as rotações de culturas (BALOTA et al., 2003).

Matos et al. (2005) em experimentos conduzidos em propriedades agrícolas situadas em municípios do Paraná submetido a aplicações de resíduos líquidos de suínos, em solos com diferentes texturas (argilosa, média e arenosa) e cultivos (feijão, soja, milho e pastagem), apresentaram valores médios de nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) de 34 a 100 $\mu\text{g C e } \mu\text{g N g}^{-1} \text{ solo}^{-1}$. Valores menores foram encontrados por Quadro et al. (2004) estudando alterações no nitrogênio da biomassa microbiana induzidas pela aplicação de dejetos de suínos e calcários, em unidades experimentais de plásticos em Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico.

Em estudos de incorporação de palha no solo com textura arenosa, Powlson et al. (1987) observaram valores médios de NBM variaram de 10 a 27 $\mu\text{g N (g solo)}^{-1}$, proporcionando aumentos de 46 a 50% no NBM. Vargas et al. (1998) relatam valores médios de 46 $\mu\text{g N g solo}$ em sistema de plantio direto na camada de 0-5 cm em solo Podzólico Vermelho-Escuro com aporte recente de resíduos vegetais.

Balota et al. (1998) avaliando alterações na atividade microbiana em sucessões de culturas em preparo do solo convencional e plantio direto, em experimento de campo em um Latossolo Roxo distroférico, observaram valores entre 20 a 67 $\mu\text{g N g}^{-1} \text{ solo}^{-1}$, sendo que os acréscimos de NBM variaram de 81 a 114%, tendo a prática do plantio direto

proporcionado maiores valores do que o plantio convencional. Perez et al. (2005) relatam em Latossolo Vermelho-Amarelo argiloso cultivado com soja, sob cerrado e semeadura direta o NBM apresentou em média 41,88 $\mu\text{g N g}^{-1}$ solo. Comparando sistemas radiculares de milho e soja e sua influência na população microbiana conduzido em Latossolo Vermelho-Escuro, textura argilosa e cultivado durante 22 anos sob sistema de plantio direto, Venzke et al. (2005) encontraram 54 a 71 $\mu\text{g N g}^{-1}$ de solo⁻¹ na profundidade de 0-10 cm.

Debosz et al. (2002) encontraram valores de NBM entre 35 a 100 $\mu\text{g N g}^{-1}$ de solo⁻¹ devido aplicação de lodo de esgoto. Estes autores observaram que a flutuação dos valores da NBM apresentou boa sincronia entre os dados do campo e da incubação no laboratório e o aumento do NBM por diversos meses foi paralelo com o acúmulo de N inorgânico no solo. Os valores da BM podem estar relacionados com a qualidade do substrato, uma vez que a biomassa microbiana é controlada não só pelo teor de matéria orgânica acrescentada ao solo, mas também pelo teor de N desses resíduos (WARDLE & HUNGRIA, 1994). O aumento da biomassa microbiana e sua atividade no solo têm implicações práticas importantes na agricultura. Biomassa microbiana maior implica em maior imobilização temporária de C, N e nutrientes e conseqüentemente, menores perdas de nutrientes do sistema solo-planta (COLOZZI et al., 1999).

A relação C/N da biomassa microbiana é considerada um parâmetro importante porque fornece a indicação da composição da microbiota do solo, em termos de grupos microbianos tais como fungos e bactérias. Valores mais altos significam maior população de fungos em relação á bactérias, porque os fungos têm mais carbono em sua biomassa.

A maior relação NBM/N-mineral representa uma maior capacidade da microbiota do solo em armazenar frações significativas do NT, em sua biomassa microbiana representando uma fração lábil deste nutriente para a planta (WARDLE & HUNGRIA, 1994; GAMA RODRIGUES et al., 1997). A porcentagem de C-mic em relação ao C-total no solo, relação C_{mic}/C_{total} , representa a proporção do carbono da biomassa microbiana sobre o carbono total do solo. Plaza et al. (2004) relataram dados de experimento de campo, com tratamentos constituídos por doses de 30 a 150 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, durante um período de quatro anos, foram verificados efeitos significativos nos valores de C mic/Corg de 1,9 para o controle e 2,3 a 3,6 para os tratamentos com adição de resíduo de suínos. Valores inferiores foram relatados por Balota et al. (2003) em estudos de longa duração, mais de 16 anos, sobre os efeitos do sistema de cultivo e rotação de culturas sobre a biomassa microbiana em solos argilosos (Oxisol), na camada de 0-10 cm.

Biomassa microbiana determinada em mata natural comparada com a introdução de pastagem, durante 4 a 15 anos, em Latossolo Vermelho Amarelo distrófico muito argiloso, foi observada maior razão C_{mic}/C_{org} em média de 2,7 em áreas sob pastagem com 4 anos ao encontrado em mata natural valor máximo de 2,0, sendo que pastagens após 10 e 15 anos apresentaram menores valores em torno de 0,5 a 1,8 de C_{mic}/C_{org} do que os da mata natural (GERALDES et al., 1995).

Os microrganismos são os principais mediadores da entrada de C no solo. É relatado que o C orgânico em equilíbrio nos solos agrícolas contém cerca de 2,3 a 4% de C microbiano (INSAM, 1990). A biomassa microbiana pode representar de 1 a 5% do C orgânico total do solo (JENKINSON & LADD, 1981). Contudo, a relação C_{mic}/C_{org} pode variar em uma faixa mais ampla de 0,27% a 7%, conforme revisado por Anderson & Domsch (1989). Anderson & Domsch (1989) sugerem que em solos os valores para a relação C_{mic}/C_{org} divergentes desta faixa poderiam estar ocorrendo perdas ou acúmulos de Corg. Geralmente, solos que foram fertilizados exibem uma maior relação de C_{mic}/C_{org} do que o não fertilizado isto pode ser devido a um estímulo do C microbiano pela adubação, ou uma acelerada depleção do carbono orgânico (INSAM, 1990).

A razão entre C_{mic}/C_{total} é importante quando se considera a biomassa microbiana como uma fração constituinte da matéria orgânica do solo, e essa relação permite acompanhar, de forma mais rápida, as perturbações sofridas pelo desequilíbrio ecológico e variação no total da matéria orgânica ocasionada pelo manejo do solo, pois reage com maior rapidez do que os parâmetros físico-químicos. (BALOTA et al., 1998).

A biomassa microbiana fornece uma indicação da quantidade de nutrientes imobilizados nos compartimentos lábeis da matéria orgânica do solo (JENKINSON, 1981). A qualidade da matéria orgânica também é importante para estimular a biomassa microbiana e adições de resíduos de alta qualidade podem aumentar a relação C_{mic}/C_{org} nos solos (POWLSON et al., 1987).

Quando a entrada em particular de C é igual à saída é atingindo o equilíbrio no solo, não existindo acúmulo ou diminuição da matéria orgânica neste compartimento. Quando o manejo do solo é alterado, a biomassa microbiana responde mais rapidamente do que as próprias mudanças da matéria orgânica no solo, cujas mudanças são relativamente lentas (ANDERSON & DOMSCH, 1989).

Segundo Anderson & Domsch (1989), as porcentagens dos valores obtidos do carbono microbiano sobre o carbono orgânico foram de 2,3% para monocultura e 2,9% para rotação de cultura, evidenciando que práticas de manejo têm uma influência direta sobre

a relação carbono microbiano sobre o carbono orgânico. O fornecimento consecutivo de materiais orgânicos, por exemplo, aplicação de resíduos de suínos no solo está favorecendo a manutenção e acúmulo de matéria orgânica no sistema agrícola. No entanto, baseando-se nos valores da relação C_{mic}/C_{org} , para determinar se o solo está em equilíbrio, é necessário considerar uma série de condições específicas de cada ecossistema (solo, clima, vegetação, e manejos), e esses valores podem não ser aplicáveis para outros solos (ANDRADE et al., 1995).

1.5.2 ATIVIDADE MICROBIANA

A atividade microbiana permite que os nutrientes vegetais sejam assimilados pelas plantas, mobilizando-os, evitando as perdas para o ar, ou pelos movimentos das águas (SOUZA et al., 2003). A atividade microbiana pode ser determinada por vários métodos. Um deles é o método da hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) que, baseia-se no princípio da transformação enzimática de compostos fluorogênicos, em produtos fluorescentes. A fluoresceína é um exemplo desse grupo de compostos. As enzimas responsáveis pela hidrólise de FDA são abundantes no ambiente solo (ADAM & DUNCAM, 2001). Os derivados de fluoresceína são hidrolisados pelas lipases, estereases e parcialmente pelas proteases. A reação pode ser catalisada pelas próprias células ou pelas enzimas extracelulares. Os microrganismos, algas, protozoários e tecidos animais estão habilitados a catalisar a reação. Os ésteres de fluoresceína são compostos não polares, que são facilmente transportados pelas membranas de células vivas. O método apresenta uma vantagem porque detecta células microbianas ativas no solo, na fase de crescimento lag e nunca os esporos ou células na fase estacionária do seu crescimento (MONTEIRO, 2000).

Schnurer & Rosswall (1982) demonstraram que o valor da produção de fluoresceína pela hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) é diretamente proporcional para o crescimento da população microbiana em meio de cultura e solo. A capacidade para hidrólise FDA, neste caso ocorre especialmente entre a maioria dos decompositores como bactérias e fungos. Uma boa correlação foi encontrada entre a hidrólise FDA e a respiração microbiana, sendo que a atividade decompositora apresentou diferenças entre as camadas do solo. Isto foi provavelmente um reflexo da baixa quantidade de matéria orgânica no solo nas maiores profundidades.

A atividade microbiana pode ser medida pelo diacetato de fluoresceína (FDA), Silva et al. (2004) utilizando este método em solos degradados submetidos a reflorestamentos com espécies nativas e exóticas, observaram maior atividade nos tratamentos com reflorestamento com espécies nativas com valores médios de 14,84 μg FDA hidrolisada (g de solo h^{-1}), isto se deve, provavelmente, por este apresentar maior acúmulo de matéria orgânica na superfície do solo, contribuindo como fonte de carbono para recuperação da vida biológica de solos degradados.

A adição de matéria orgânica via lodo de esgoto mostra que mecanismos importantes como produção de enzimas, competição por nutrientes e antibióticos estão envolvidos no controle biológico, resultando em alterações na comunidade microbiana. Manejos através da aplicação de matéria orgânica no solo usando lodo de esgoto como fonte de carbono, foram estudados por Leoni et al. (2006). Esses autores avaliaram os efeitos da incorporação de lodo de esgoto em solo (Oxysol) sobre controle de fungos (*Phytophthora spp.*) em citrus em diferentes estágios de desenvolvimento. Foi incorporados no solo lodo de esgoto nas proporções de 0%, 5%, 10%, 15%, 20 % e 30% (v/v), sendo que no primeiro experimento em vasos na casa de vegetação após 150 dias foram observados efeitos sobre a atividade microbiana, avaliada através FDA com valores médios entre 102 a 162 μg de FDA (g solo h^{-1}), apresentando diferenças significativas entre os tratamentos, com positivo incremento com o aumento das concentrações de lodo.

Em experimento de campo foi avaliadas a atividade microbiana após a incorporação do lodo nas proporções de 0%, 5%, 7,5%, 10% e 15% (v/v), constatando que a comunidade microbiana demonstra máxima atividade aos 5 e 15 dias para liberação de CO_2 e hidrolise FDA, respectivamente. O trabalho mostrou resposta positiva sobre o controle do fungo *Phytophthora spp.* com a incorporação de lodo de esgoto (LEONI et al., 2006).

Avaliando a atividade microbiana em função da adição de lodo de esgoto nas propriedades biológicas de um solo com 11% de argila, 1,6% C-total e pH 6,8, foi observado que, a atividade de hidrolise de FDA, reflete variação na atividade enzimática intracelular, foi imediatamente estimulada pela incorporação do lodo de esgoto, provavelmente, pela presença de microrganismos ativos no resíduo (DEBOSZ et al., 2002).

Araújo et al. (2003) apresentaram valores para a hidrólise FDA variando entre 29,06 a 78,05 μg de FDA (g solo^{-1}), para avaliação dos efeitos da adição de glifosato sobre a atividade microbiana em solos típicos Hapludult (HT, com 45% de argila) e Hapludox (HX, com 86% de argila), com aplicação de 6 e 11 anos e sem aplicação de glifosato, observaram efeitos positivos e significativos sobre atividade microbiológica com o tempo (0

e 32 dias) e a adição de glifosato. Efeitos de longa duração e repetidas aplicações de glifosato no solo mostraram um aumento na atividade microbiana comparado com solos sem histórico de adição de glifosato, demonstrando que repetidas aplicações podem levar a aumentos na atividade microbiana devido à utilização do glifosato como um substrato disponível. Solos com alta atividade microbiana favorecem uma rápida degradação como medido pela liberação de dióxido de carbono que correlaciona com os resultados da atividade microbiana do solo.

Matos et al. (1997) avaliando o efeito da aplicação de dejetos de suínos na população de bactérias em solo experimentos realizados em solo Podzólico Vermelho-Amarelo na camada superficial do solo, constaram que a aplicação de dejetos de suínos proporcionou aumento rápido da população microbiana em média, em razão da carga orgânica viva e dos nutrientes adicionados ao solo.

As bactérias e fungos são os principais grupos de organismos do solo responsáveis por cerca de 90% da atividade da biomassa (SIQUEIRA et al., 1994). A atividade microbiana total prevê de maneira geral a capacidade da alteração da matéria orgânica em habitats naturais sobre cerca de 90% nos fluxos de energia do meio ambiente através da decomposição microbiana, apresentando uma boa correlação com a respiração da biomassa microbiana (ADAM & DUNCAM, 2001).

Segundo Schnurer et al. (1985), os microorganismos do solo constituem um excelente indicador das condições biológicas, além do incremento que causam à produtividade agrícola, e qualquer problema no equilíbrio biológico do solo altera a natureza e a proporção nos processos metabólicos na liberação de CO₂.

A maioria dos dados do fluxo de C-CO₂ atribuída à atividade microbiana coincide com os picos do CBM, porém algumas variações não contribuem para explicar a variabilidade na superfície do solo. Aumentos na respiração seguida da adição de resíduo de suíno podem resultar em um aumento do CBM ou sua atividade. Em geral, o aumento da atividade respiratória tem sido usado para caracterizar os efeitos de distúrbios na biomassa microbiana e sua atividade, seguido por declínio após recuperação das condições de equilíbrio (ROCHETTE et al., 2004).

A evolução do CO₂, como medição da respiração, representa a taxa de decomposição total, uma vez que o CO₂ é liberado durante a biodegradação aeróbica da maioria das substâncias orgânicas (SKAMBRACKS & ZIMMER, 1998). Vários fatores incluindo temperatura, umidade, profundidade do solo, aeração e populações microbianas determinam a taxa de efluxo de CO₂ para a superfície do solo e conseqüentemente a atividade microbiana (BEHERA et al., 1990).

Em geral a atividade microbiana é mais intensa nos primeiros dias de aplicação dos resíduos de suíno ao solo, devido ao processo de degradação do carbono orgânico resultando em maior liberação de CO₂, ocorrendo decréscimos posteriores com a redução do fluxo de CO₂. Esse comportamento é mostrado por Vieira et al. (2004) através de avaliações da emissão de CO₂ advinda do carbono adicionado ao solo via esterco líquido de suínos, durante quatro anos em pastagem natural. A taxa de liberação de C-CO₂ seguiu uma tendência de crescimento, demonstrando que, provavelmente, o crescimento da biomassa microbiana ocorreu decorrente do fornecimento de alimento. Aproximadamente a partir do 15º dia após a aplicação, as taxas começaram a diminuir, tendendo a estabilização. Para as doses de 40 a 80 m³ ha⁻¹ mesmo após a estabilização da taxa permaneceu superior ao controle (VIEIRA et al., 2004).

A utilização de resíduos de suínos, como fertilizante orgânico na agricultura, de maneira consecutiva e por longos períodos, pode resultar em efeitos positivos ou negativos nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, causando um desequilíbrio nos recursos naturais em sistemas agrícolas, sendo necessários estudos destes efeitos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar as alterações nos atributos químicos e microbiológicos de um solo cultivado em sistema de plantio direto com aplicação consecutiva em longo prazo de doses crescentes de resíduos líquidos de suínos (chorume).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Caracterização do solo quanto ao pH, teor de matéria orgânica, acidez trocável, acidez potencial e bases trocáveis.

Determinar a concentração de fósforo remanescente e nitrogênio nas formas de íons amônio, nitrito, nitrato, em três camadas do perfil do solo após aplicação de doses crescentes de 0, 30, 60, 90 e 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de resíduos de suínos.

Avaliar o efeito da adição de doses crescentes de 0, 30, 60, 90 e 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de resíduos de suínos nas taxas de amonificação e nitrificação e no potencial nitrificante no solo sob sistema de plantio direto.

Avaliar os efeitos da aplicação das doses de chorume no solo sobre a população de microrganismos amonificadores e oxidantes no solo.

Quantificar o carbono e nitrogênio da biomassa microbiana e a atividade microbiana através da hidrólise de diacetado de fluoresceína em função das doses aplicadas de 0, 30, 60, 90 e 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de resíduos de suínos.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado utilizando amostras de solo coletadas de um experimento de longa duração instalado na Estação Experimental do Instituto Agronômico do Paraná – IAPAR, em Palotina, Paraná, localizada a uma altitude de 290 m, 24° 17' 02" S e 53° 50' 24" W, com clima subtropical úmido, no ano de 1997. O solo é classificado como Latossolo Vermelho Distroférico (EMBRAPA, 1999), com textura argilosa. Os tratamentos avaliados foram aplicações das doses de chorume de suínos de 0, 30, 60, 90 e 120 m³ há⁻¹ ano⁻¹ em cultivo de sistema de plantio direto, com as rotações soja/trigo (*Glycine max (L.) Merr/Triticum aestivum*); milho/aveia+ervilhaca (*Zhea mays L./Avena sativa+Vicia sativa*); soja/nabo forrageiro (*Glycine max (L.) Merr/Raphanus sativus*). Os resíduos de suínos sempre foram aplicados em duas épocas do ano, metade da dose antes do plantio da cultura de verão e outra metade após colheita de verão e antes do plantio da cultura de inverno. As rotações foram: no verão soja ou milho e no inverno trigo ou aveia com ervilhaca e nabo forrageiro. O delineamento experimental foi de blocos casualizados e neste estudo utilizaram-se três repetições. Os resultados deste trabalho referem-se ao oitavo ano de aplicação consecutiva do chorume de suínos, em setembro de 2005 no florescimento do nabo forrageiro (*Raphanus sativus*).

3.2 COLETA E ARMAZENAGEM DO SOLO

Para as avaliações, foi realizada uma coleta de solo em setembro 2005 durante o florescimento da cultura de nabo forrageiro. As amostras de solo foram retiradas em oito pontos de cada parcela com o auxílio de trado, tipo holandês, em três camadas de 0-10 cm, 10 a 20 cm e 20 a 30 cm de profundidade. As amostras foram transportadas para o laboratório em caixas de isopor. As raízes, restos vegetais e outros fragmentos maiores foram retirados das amostras e estas foram peneiradas em malha de 2 mm, homogeneizadas, divididas em dois grupos de sub-amostras. As sub-amostras para as avaliações

microbiológicas foram armazenadas em sacos plásticos e mantidas em geladeira na temperatura de aproximadamente 5 a 8°C até a realização das análises. Para as análises químicas o grupo de subamostras de solos foi colocado em estufas para secagem à aproximadamente 60° C, por um período de 24 a 48 horas. O solo seco foi triturado em moinho tipo martelo, passado em peneira de 2 mm de diâmetro e mantido em temperatura ambiente. O solo seco moído é denominado de terra fina seca ao ar (TFSA).

3.3 ANÁLISES LABORATORIAIS

3.3.1 Determinação da umidade das amostras de solo

Para a determinação da quantidade de água nas amostras utilizou-se o método da secagem a 105°C até peso constante. Quantidades conhecidas de solo úmido (aproximadamente 10 g) em frascos de vidro de 50 mL foram submetidas à secagem em estufa a 105°C durante 72 h. Antes da retirada das amostras da estufa para um dessecador contendo sílica a temperatura foi reduzida para 50-55°C. Pesou-se novamente e anotou-se a massa de cada béquer contendo a amostra seca. A manipulação dos frascos contendo as amostras foi realizada com o auxílio de uma pinça ou luva de amianto. Os cálculos da umidade das amostras de solo foram realizados utilizando a seguinte fórmula: % Umidade = $(g \text{ solo úmido} - g \text{ solo seco})/g \text{ solo seco} \times 100$.

3.3.2 Análise química do Solo

Os procedimentos para as determinações analíticas de carbono, pH, H+Al, Al³⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, P e K⁺ foram realizadas de acordo com metodologias descritas por Pavan et al., (1992).

3.3.2.1 Determinação do pH

Transferiu-se 8 cm³ de terra fina seca ao ar (TFSA) para um copo plástico de 60 mL e adicionaram-se 20 mL da solução de CaCl₂, 0,01 mol L⁻¹, seguiu-se por agitação durante 15 minutos a 250 rpm e efetuou-se a leitura em potenciômetro após 30 minutos.

3.3.2.2 Determinação da acidez trocável (Al³⁺)

Adicionaram-se 10 cm³ de TFSA a um erlenmeyer de 250 mL com uma solução de 100 mL de KCl 1 mol L⁻¹, com agitação de 15 minutos e as amostras permaneceram em repouso durante uma noite. A seguir, 15 mL do sobrenadante foi transferido para erlenmeyer de 125 mL, adicionou-se 25 mL de água destilada, três gotas da solução de azul de bromotimol 0,5% e foi efetuada a titulação com hidróxido de sódio 0,015 mol L⁻¹. Uma alíquota de 25 mL de KCl 1 mol L⁻¹ foi titulada sem o extrato de solo.

3.3.2.3 Determinação da acidez potencial (H⁺ + Al³⁺)

Adicionou-se 4 mL da solução de SMP (Shoemaker, Maclean e Pratt), que é constituída por cloreto de cálcio, cromato de potássio, acetato de potássio, trietanolamina e p-nitrofenol, em copo plástico contendo a amostra de solo utilizada para determinação do pH em cloreto de cálcio 0,01 mol L⁻¹. Agitou-se por 20 min a 220 rpm seguindo-se por repouso durante uma noite. A seguir, as amostras foram agitadas por 10 minutos, seguindo-se por repouso durante 30 minutos e realizada a leitura do pH com potenciômetro. Para os cálculos foram utilizados os valores da tabela de conversão do pH SMP para H⁺ + Al³⁺.

3.3.2.4 Determinação de Ca^{2+} e Mg^{2+}

Transferiu-se 10 cm³ de TFSA em erlenmeyer de 125 mL, adicionou-se 100 de KCl 1 mol L⁻¹, agitou-se por 15 minutos seguindo-se por repouso durante uma noite. A seguir, uma alíquota do sobrenadante de 0,1 mL e foram adicionados 4,9 mL de solução de lantânio 0,1%. As determinações de cálcio e magnésio foram realizadas por espectrofotometria de absorção atômica (EAA).

3.3.2.5 Determinação de P e K⁺ (Mehlich-1)

Para a extração de P e K⁺ do solo, foram transferidos 5 cm³ de TFSA para um copo plástico de 60 mL, adicionados 50 mL da solução Mehlich-1 (mistura de ácido sulfúrico 0,050 mol L⁻¹ + ácido clorídrico 0,05 mol L⁻¹). Para a determinação de P uma alíquota de 5 mL foi adicionada em tubos de 30 mL e adicionou-se 10 mL de uma solução constituída por molibdato de amônio, ácido sulfúrico e subcarbonato de bismuto, uma pitada de ácido ascórbico seguindo-se por agitação. Após 30 minutos foi efetuada a leitura no espectrofotômetro a 630 nm. Para a determinação de K, foram transferidos 20 mL do extrato-Mehlich-1 para tubo de ensaio de 30 mL e efetuou-se leitura no fotômetro de chama.

3.3.2.6 Determinação de Carbono: Walkey – Black

Foi transferido 1 cm³ de TFSA para erlenmeyer de 250 mL, adicionou-se 10 mL da solução de dicromato de potássio 1 mol L⁻¹ e 10 mL de ácido sulfúrico concentrado. Após 30 minutos, adicionou-se 50 mL de água destilada, 3 mL de ácido fosfórico concentrado e 0,5 mL do indicador difenilamina 1%. As amostras foram tituladas com a solução de sulfato ferroso 1 mol L⁻¹ até coloração verde.

3.3.2.7 Determinação do Fósforo Remanescente

Foi utilizada a metodologia descrita por Alvarez et al. (2000). Pesaram-se 2,5 g de solo úmido em um erlenmeyer de 125 mL e adicionou-se 25 mL da solução de $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ contendo 60 mg L^{-1} de P. Agitou-se por 5 minutos, deixando em repouso durante aproximadamente 16 horas. Após o repouso, tomou-se uma alíquota de 0,5 mL do extrato e 0,5 mL da solução CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$, adicionou-se 9 mL de solução constituída por ácido ascórbico, subcarbonato de bismuto, ácido sulfúrico e molibdato de amônio. Decorridos 30 minutos de reação procedeu-se a leitura no espectrofotômetro em comprimento de onda de 725 nm. A curva analítica foi preparada partir da solução de fosfato diácido de potássio nas concentrações de 0; 0,2; 0,4; 0,6; 0,8 e 1 mg de P L^{-1} . Os valores de fósforo remanescente foram expressos em mg de P por grama de solo seco.

3.3.2.8 Determinação do Nitrogênio Inorgânico (N- NH_4^+ , N- NO_2^- e N- NO_3^-)

Para a determinação dos teores de amônio (N- NH_4^+), nitrito (N- NO_2^-) e nitrato (N- NO_3^-) foi preparado um extrato único utilizando-se 10 g de solo úmido em erlenmeyer de 250 mL contendo 50 mL de solução de cloreto de potássio 2 mol L^{-1} . As suspensões 1:5 (m:v) solo: solução extratora foram agitadas por 1 h, centrifugadas a 2000 rpm por 5 min, filtradas em papel de filtro qualitativo e armazenadas em frascos plásticos de 100 mL a -18°C até a realização das determinações.

3.3.2.8.1 Determinação do N-amônio

Para a determinação da concentração de amônio nas amostras de solo utilizou-se a metodologia descrita por Kempers & Zweers (1986). Foram adicionados 1,0 mL do extrato, 6,0 mL de água deionizada, 1,0 mL da solução de ácido salicílico 5%, 1,0 mL da solução de nitroprussiato de sódio 0,1% e 1,0 mL da solução de hipoclorito de sódio 0,15%, em tubos de ensaio de 25 mL. As amostras foram homogeneizadas em agitador de tubos.

Após 60 minutos, foi efetuada a leitura em espectrofotômetro UV-Vis a 697 nm. Para a construção da curva analítica foram preparados padrões a partir da solução de sulfato de amônio $0,1 \text{ g L}^{-1}$. Pipetaram-se os volumes de 0,5, 1, 2, 4, 6, 8 e 10 mL, em balões volumétricos de 100 mL, onde o volume foi completado com água destilada, resultando nas respectivas concentrações de 0,5, 1,0, 2,0, 4,0, 6,0, 8,0 e 10,0 mg L^{-1} . Pipetou-se 1,0 mL dos padrões e seguiu-se o mesmo procedimento utilizado para as amostras. Os valores do amônio foram expressos em $\mu\text{g de N-NH}_4^+$ (g de solo seco) $^{-1}$.

3.3.2.8.2 Determinação do N-nitrito

Para a determinação da concentração de nitrito utilizou-se a metodologia descrita por Kleinhofs & Warner (1990). Foram adicionados 2,0 mL do extrato, 2,0 mL de solução de sulfanilamida 0,1% em ácido clorídrico 3 mol L^{-1} e 2,0 mL da solução de n-naftil etileno diamina 0,01%, em tubos de ensaio de 25 mL. As amostras foram homogeneizadas e foi efetuada a leitura em espectrofotômetro UV-Vis a 540 nm. Para a construção da curva analítica foram preparados padrões a partir da solução de nitrito de sódio $0,1 \text{ g L}^{-1}$, previamente preparada. Pipetaram-se os volumes de 0,5, 1, 2, 4, 6, 8 e 10 mL, em balões volumétricos de 100 mL e o volume foi completado com água destilada, resultando nas respectivas concentrações de 0,5, 1,0, 2,0, 4,0, 6,0, 8,0 e 10,0 mg L^{-1} . Pipetou-se 2,0 mL dos padrões e seguiu-se o procedimento utilizado para as amostras. Os valores do nitrito foram expressos em $\mu\text{g de N-NO}_2^-$ (g de solo seco) $^{-1}$.

3.3.2.8.3 Determinação do N-nitrato

Para a avaliação da concentração de nitrato utilizou-se a metodologia descrita por Myazawa et al. (1985). Foram adicionados 6,0 mL do extrato em tubos de ensaio de 25 mL. Em seguida, foi efetuada a leitura em espectrofotômetro UV-Vis pela diferença dos comprimentos de onda 210 e 239 nm. Para a construção da curva analítica foram preparados padrões a partir de uma solução de nitrato de potássio $0,1 \text{ g L}^{-1}$. Em balões volumétricos, foram pipetadas alíquotas de 0,5, 1,0; 2,0; 4,0; 6,0; 8 e 10,0 mL e o volume foi completado para 100 mL com água destilada, resultando nas respectivas concentrações de: 0,5, 1,0, 2,0,

4,0, 6,0, 8,0 e 10,0 mg L⁻¹. Pipetaram-se 6,0 mL dos padrões e seguiu-se o procedimento utilizado para as amostras. Os resultados foram expressos em µg de N-NO₃⁻ (g de solo seco)⁻¹.

3.3.2.9 Avaliação do Potencial Nitrificante, Taxa de Nitrificação e Amonificação

O potencial nitrificante foi avaliado utilizando-se a metodologia segundo Berg & Rosswall (1985), descrita por Andrade et al. (1994). Transferiram-se 100 g de solo úmido para frascos de 300 mL com tampa e adicionou-se 2 mL de sulfato de amônio contendo 125 µg de N/g de solo. O solo foi misturado e incubado no escuro, a 25°C, durante 36 dias. Como controle, preparou-se nas mesmas condições, amostras de solo sem a adição de nitrogênio. Os teores de nitrato e amônio foram determinados antes e após a incubação. O potencial nitrificante foi calculado mediante a diferença do teor do nitrato final e nitrato inicial e os resultados foram expressos em µg de N-NO₃⁻ /10 g solo seco. A amonificação foi calculada através da soma do nitrogênio total inicial e a diferença do nitrogênio total final e o nitrogênio adicionado. A porcentagem da taxa de nitrificação foi calculada mediante a razão do resultado por dia da diferença do nitrato final subtraído do inicial e o resultado do teor de amônio adicionado somado a taxa de amonificação.

3.3.3 Avaliações dos Microrganismos Amonificadores, Oxidantes do Nitrito e Desnitrificadores

3.3.3.1 Preparo das suspensões diluídas de solo

Para avaliação da população dos microrganismos amonificadores e nitrificadores foi utilizado a metodologia descrita por Andrade et al. (1994). Foram transferidos 10 g de solo úmido para erlenmeyers de 125 mL contendo 90 mL da solução salina estéril e pérolas de vidro, seguida de agitação por 30 minutos, a 170 rpm. Em câmara de fluxo laminar com filtros, para manter ambiente asséptico, foi transferido 1 mL da diluição 10⁻¹ e realizadas diluições sucessivas do solo até a 10⁻⁹ em tubos com 9 mL de solução salina, esterilizada em autoclave a 121°C. Em seguida as suspensões foram inoculadas nos meios de

cultura específicos para cada microrganismo. Utilizaram-se três diluições decimais e repetições de três tubos para estimar o Número Mais Provável (NMP) de células viáveis dos microrganismos (amonificadores, oxidantes do nitrito e desnitrificadores), realizada com a utilização das tabelas de ocorrência e os limites mínimo e máximo do intervalo de confiança a 95% de probabilidade (ANDRADE et al., 1994).

3.3.3.2 Estimativa da população de microrganismos amonificadores

Foi utilizado o meio de cultura constituído por sais, uma fonte de nitrogênio orgânico e corante para detectar a presença de amônia, proveniente da atividade dos microrganismos. Em tubos de ensaio com 4 mL do meio de cultura líquido Sarathchandra (1978), autoclavado, foram transferidos 1 mL de três suspensões diluídas (10^{-6} a 10^{-8}) com três repetições e incubados no escuro, a 28°C, durante três dias. No terceiro dia de incubação, a determinação do número de células viáveis foi realizada pela observação visual da produção de amônia, ou seja, mudança da coloração laranja para rosa, devido à elevação do pH acima de 7,0. Os tubos com mudança na coloração foram anotados como positivos, presença, e os sem alteração como negativos, ausência de microrganismos amonificadores. A estimativa do número mais provável (NMP) de células viáveis de amonificadores foi realizada utilizando tabelas de probabilidades e os dados expressos em base de solo seco.

3.3.3.3 Estimativa da população de microrganismos nitrificadores

Para a avaliação do crescimento das bactérias oxidantes do nitrito foi utilizado o meio de cultura inorgânico líquido, descrito por Schmidt e Belser (1982). Transferiu-se 1 mL da suspensão diluída de solo para 4 mL do meio de cultura estéril em tubo de ensaio, com três repetições. Incubou-se a 28°C no escuro durante seis semanas. A detecção da presença ou ausência das bactérias nitrificadoras foram utilizados os reagentes de Griess-Ilosvay. Transferiu-se 0,1 mL do meio inoculado para uma placa teste e adicionou-se uma gota do reagente “diazoting reagent” (solução de sulfanilamida) e uma gota do reagente “coupling reagent” (N-naphtyl ethylenediamine hydrochloride). O desenvolvimento da

coloração rosa indica a presença de nitrito e o tubo é anotado como negativo, ausência de bactérias oxidante do nitrito e, se apresentar coloração rosa é anotado como positivo, presença de oxidantes do nitrito. Adotou-se a tabela de três diluições para obter o número mais provável de células viáveis de nitrificadores, expressos em número de células g^{-1} solo seco.

3.3.3.4 Estimativa da população de microrganismos desnitrificadores

A população de microrganismos desnitrificadores foi avaliada segundo método descrito por Tiedje (1982), utilizando-se meio de cultura líquido com extrato de carne, sais e nitrato de potássio. Transferiu-se 1 ml da suspensão de solo para 4 mL do meio de cultura estéril em tubo de ensaio, com três repetições. Incubou-se a 28°C no escuro durante 14 dias. Transferiu-se 0,1 mL do meio inoculado para uma placa teste e adicionou-se uma gota do reagente difenilamina. A coloração azul indica a presença de nitrito e o desenvolvimento de coloração foi considerado evidência de denitrificação. Adotou-se a tabela de três diluições para obter o número mais provável de células viáveis de desnitrificadores, expressos em número de células $(\text{g solo seco})^{-1}$. A microbiota desnitrificadora foi estimada pela técnica do número mais provável (NMP) modificada por Tiedje (1982). Três tubos como replicatas e diluições decimais foram incubadas durante sete dias a 28°C em meio de cultura de extrato de carne contendo 5 mmol L^{-1} de nitrato de potássio. Os resultados foram expressos em NMP por g de solo seco

3.3.4 Determinação do nitrogênio e carbono da biomassa microbiana

O carbono e nitrogênio da biomassa microbiana foram avaliados pelo método de fumigação-extração, segundo metodologia modificada de Vance et al. (1987) para o carbono e de Brookes et al. (1985) para o nitrogênio. Pesaram-se 20 g de solo em um béquer de 50 mL e as amostras foram divididas em fumigadas e não fumigadas. As amostras fumigadas foram condicionadas em dessecador, com presença de 50 mL de clorofórmio purificado, em seguida foram submetidas a vácuo por 5 minutos e incubada por 18 horas no escuro. O mesmo procedimento foi realizado com as amostras não fumigadas sem a presença do clorofórmio.

Após a incubação foram extraídos o nitrogênio e carbono microbiano com 80 mL de sulfato de potássio 0,5 M em erlenmeyer de 250 mL. As amostras foram agitadas por 1 h a 200 rpm, e centrifugadas a 2000 rpm, filtradas com papel qualitativo em frascos plásticos de 100 mL e armazenadas a temperatura de -18°C. A concentração do nitrogênio microbiano no extrato foi determinada pelo método Kjeldahl (BREMNER, 1965), por digestão com ácido sulfúrico concentrado e catalisador constituído de sulfato de potássio e sulfato cuprico (10:1), e determinação pelo método de verde de salicílico, com leitura em espectrofotômetro a 697 nm (KEMPERS et al., 1986). A quantidade de carbono das amostras de solo fumigadas e não-fumigadas foi obtida através da oxidação com dicromato de potássio em meio fortemente ácido. Para uma alíquota de 8 mL do extrato, com adição de dicromato de potássio e ácido sulfúrico, o excesso de dicromato foi titulado com sulfato ferroso amoniacal usando difenilamina como indicador e o teor de carbono foi calculado pela quantidade de dicromato reduzido. A biomassa microbiana, medida como carbono e nitrogênio, foi determinada pela diferença entre as amostras fumigadas e não fumigadas utilizando um fator de correção Kc de 0,33 para o carbono e de 0,54 para o nitrogênio. Os resultados do carbono e nitrogênio da biomassa microbiana foram expressos em μg de C ou μg N (g de solo seco)⁻¹.

3.3.5 Atividade microbiana no solo

A estimativa da atividade microbiana foi efetuada segundo o método de hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) de acordo com Schnurer et al. (1982). Amostras de solo (5 g) foram colocadas em erlenmeyers de 125 mL, acrescentou-se 20 mL de tampão fosfato e adicionou-se a solução de diacetato de fluoresceína para uma concentração final de 2 $\text{mg } \mu\text{L}^{-1}$. Os frascos foram fechados com papel alumínio e colocados em agitador a 150 rpm a 25°C, por 20 minutos. Após esse período de incubação, a reação é interrompida pela adição de 20 mL de acetona. A suspensão de solo foi centrifugada a 2000 rpm por 10 minutos e filtrada em papel qualitativo. Alíquotas de 8 mL do sobrenadante foram utilizadas para análise em espectrofotômetro a 490 nm. A curva de calibração foi realizada nas concentrações de 0, 25, 50, 100, 150 e 200 μg de FDA, previamente hidrolisados pelo calor. Adicionou-se 5 mL de tampão fosfato em tubos de ensaio e volume necessário de solução de FDA para as concentrações acima (0, 25, 50, 100, 150 e 200 μg de FDA). As amostras foram levadas à ebulição por cinco minutos em banho-maria, seguida por resfriamento até a temperatura

ambiente. Pesaram-se 5 g de amostra de solo para cada concentração da curva padrão em erlenmeyer de 125 mL, adicionaram-se as diferentes concentrações de FDA e 15 mL de tampão fosfato, e a seguir foi feito o mesmo procedimento com as amostras de solo. Os resultados foram expressos em μg de fluoresceína hidrolisado (g de solo seco⁻¹).

3.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados obtidos foram submetidos à análise da variância e quando significativo, foi aplicado um teste de comparação de médias. A análise estatística dos dados foi realizada com auxílio do programa estatístico SISVAR Versão 4.6 (FERREIRA, 2003). Os resultados do NMP dos microrganismos foram transformados em \log_{10} antes de serem submetidos à análise estatística. Foram estabelecidas correlações de Pearson a 5 % de probabilidade entre as variáveis estudadas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO

Os resultados de algumas propriedades químicas avaliadas na camada de 0-10 cm do solo sob sistema de plantio direto, em função da adição do chorume, são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Características químicas na camada de 0-10 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.

Doses de chorume	P		C		pH	Al ³⁺	H+Al	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺
	³ m ha	⁻¹ ano	⁻³ mg dm	⁻¹ g kg						
0			30,80 b	22,19	4,97	0,04	4,85 b	4,85	1,92	0,88
30			64,47a	24,79	5,10	0,04	4,61 b	5,67	2,26	0,81
60			68,37a	23,05	4,93	0,03	5,10 b	4,81	2,00	1,04
90			75,03a	23,25	4,97	0,02	5,62ab	4,56	2,01	0,98
120			81,20a	30,44	4,93	0,01	6,20a	5,58	2,08	1,21
DMS			30,23	11,91	0,63	0,11	1,01	2,11	0,79	0,71
CV (%)			17,58	17,91	4,68	141,36	7,16	15,44	14,40	26,74

DMS=diferença mínima significativa; CV=coeficiente de variação. pH medido em solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹. Extratores KCl 1 mol L⁻¹ para as determinações do (Ca²⁺ e Mg²⁺ e H⁺+Al³⁺). Extrator Mehlich-1 para o P e K⁺. Médias seguidas da mesma letra dentro de cada coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey (P > 0,05).

Os resultados mostram aumentos significativos e crescentes dos teores de P disponível, com o aumento das doses de chorume adicionadas, com valores variando de 30 a 81 mg dm⁻³. Verificou-se também, diferenças significativas na acidez potencial (6,20 cmol_c dm⁻³ solo⁻¹) com aplicação da dose de 120 m³ há⁻¹ ano⁻¹, quando comparados aos demais tratamentos (4,85 a 5,62 cmol_c dm⁻³ solo⁻¹). Por outro lado, as adições de chorume no solo não promoveram alterações significativas nos valores de C, pH, Al³⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺, na camada arável de 0-10 cm (Tabela 1). Entretanto, para a concentração de Mg²⁺ observa-se aumentos médios de 37% entre o tratamento controle e o tratamento que recebeu a dose de 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de resíduos de suínos.

Na Tabela 2 são apresentados os resultados das características químicas para a camada de 10-20 cm do solo, sob sistema de plantio direto, em função da adição do chorume.

Tabela 2 – Características químicas na camada de 10-20 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.

Doses de chorume	P		pH	C		Al ³⁺	H+Al	Ca ²⁺		Mg ²⁺		K ⁺
	³ m	⁻¹ ha		⁻¹ ano	⁻³ mg dm			⁻¹ g kg	⁻³ cmol _c dm		⁻¹ solo	
0				9,87 b	13,71	0,16	5,52 b	3,98	1,26 b		0,50	
30				26,57ab	15,09	0,00	4,18ab	4,57	1,68ab		0,77	
60				34,77a	14,04	0,08	5,67ab	4,07	1,56ab		0,82	
90				39,56a	14,16	0,33	6,77a	3,68	1,66ab		0,77	
120				48,73a	14,46	0,07	6,68a	4,84	1,76a		0,83	
DMS				17,79	5,66	0,83	2,31	2,91	0,42		0,71	
CV (%)				23,71	14,58	6,66	129,78	14,87	25,59	9,95	36,17	

DMS=diferença mínima significativa; CV=coeficiente de variação. pH medido em solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹. Extratores KCl 1 mol L⁻¹ para as determinações do (Ca²⁺ e Mg²⁺ e H⁺+Al³⁺). Extrator Mehlich-1 para o P e K⁺. Médias seguidas da mesma letra dentro de cada coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey (P > 0,05).

Para os teores de P disponível no solo sob plantio direto na camada de 10-20 cm, os tratamentos que receberam chorume nas doses de 60 a 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ diferiram significativamente (P<0,05) do tratamento controle, com aumentos crescentes com o aumento das doses, mas sem diferenças significativas entre si (Tabela 2).

Observa-se também na Tabela 2 que as concentrações de H+Al e de Mg²⁺ foram maiores no solo das parcelas com adições de chorume nas doses de 90 e 120 e 120 m³ há⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Entretanto, os valores médios de C, pH, Al³⁺, Ca²⁺ e K⁺, observados nas camadas subsuperficiais do solo, não foram afetados significativamente pela adição de chorume.

Na Tabela 3 são apresentados os resultados das características químicas para a camada de 20-30 cm do solo, sob sistema de plantio direto, em função da adição do chorume.

No solo cultivado sob sistema de semeadura direta, na profundidade de 20 a 30 cm, foram observados aumentos significativos promovidos pela adição de chorume de suínos em relação ao tratamento controle (sem chorume) para a concentração de P na dose de

120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, sem alterações significativas nas demais características avaliadas. No entanto, a concentração de Mg²⁺ e de K⁺ apresentaram aumentos médios de 38% e 90% entre o tratamento controle e a dose de 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente (Tabela 3).

Tabela 3 – Características químicas na camada de 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.

Doses de chorume	P	C	pH	Al ³⁺	H+Al	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺
M ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹	mg dm ⁻³	g kg ⁻¹		-----cmol _c dm ⁻³ solo ⁻¹ -----				
0	3,27 b	11,31	4,83	0,07	4,53	4,39	1,22	0,41
30	6,10ab	12,37	5,17	0,10	4,47	5,82	1,41	0,52
60	7,73ab	11,98	4,93	0,03	4,33	4,47	1,45	0,68
90	8,40ab	10,95	4,80	0,10	4,96	4,05	1,56	0,65
120	13,47a	10,51	5,53	0,02	4,33	4,36	1,68	0,78
DMS	8,01	3,39	0,96	0,25	2,16	2,65	0,53	0,60
CV (%)	38,27	11,04	7,10	150,09	17,75	21,35	13,56	36,77

DMS=diferença mínima significativa; CV=coeficiente de variação. pH medido em solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹. Extratores KCl 1 mol L⁻¹ para as determinações do (Ca²⁺ e Mg²⁺ e H⁺+Al³⁺). Extrator Mehlich-1 para o P e K⁺. Médias seguidas da mesma letra dentro de cada coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey (P > 0,05).

A figura 1 sumariza os dados da distribuição do P disponível (Mehlich-1) no perfil do solo em função das aplicações do chorume, para ilustrar a movimentação deste elemento em solos argilosos cultivados em sistema de plantio direto.

Foram observados aumentos de P até a camada de solo de 20-30 cm de profundidade com aplicação de 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de chorume (Figura 1). A movimentação de P no perfil do solo após aplicações de fertilizantes com fósforo, geralmente, é considerada sendo mínima. Entretanto, existem relatos de percolação de fósforo para as camadas de 30 a 40 cm após altas aplicações de resíduos de animais. Após um período de 14 anos de aplicações de resíduos líquidos de suínos, a lixiviação ou percolação de compostos de fosfato foi sugerida por Hountin et al. (2000), como sendo o processo responsável pela distribuição do P nas camadas do solo. Neste mesmo trabalho, os autores observaram uma alta correlação entre o conteúdo de carbono orgânico e o P orgânico no perfil do solo. Os riscos de maiores perdas de P através da lixiviação parecem ser maiores em solos com alto conteúdo de matéria orgânica e altos conteúdos de P provenientes de fertilizantes de resíduos orgânicos por longos períodos.

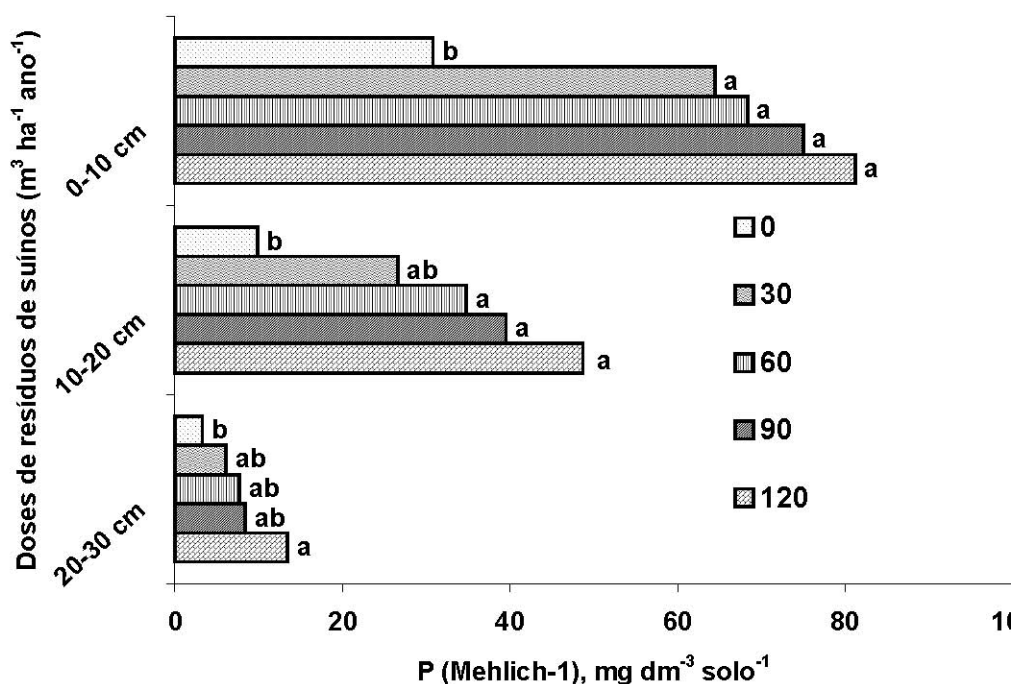


Figura 1 – Concentração de fósforo disponível (Mehlich-1) nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.

4.2 FÓSFORO REMANESCENTE

Na figura 2, são apresentados os teores de P remanescentes no solo nas camadas de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm de profundidades, respectivamente, com diferentes quantidades de resíduo líquido de suínos sob sistema de semeadura direta.

Na camada de 0-10 cm observa-se influência significativa da aplicação de chorume sobre os teores de P remanescente somente entre o tratamento que recebeu a dose de 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ e o tratamento controle. A adição de resíduo de suíno ao solo contribuiu com maior disponibilidade de P remanescente na solução do solo em relação ao controle, resultando em aumentos médios de 24%, 52%, 48% e 68% , para as doses de 30, 60, 90 e 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente (Figura 2).

Para a camada de 10-20 cm houve um comportamento semelhante à superfície do solo. A concentração de P remanescente do solo para o tratamento que recebeu a dose de 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ diferiu-se significativamente das doses de 0 e 30 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, sendo que a adição do resíduo de suíno favoreceu incrementos de P remanescente no solo

(Figura 2). Observaram-se aumentos crescentes de P remanescente em função das doses aplicadas, no entanto, somente a adição da dose de $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ promoveu efeitos significativos em relação aos tratamentos controle e a dose de $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

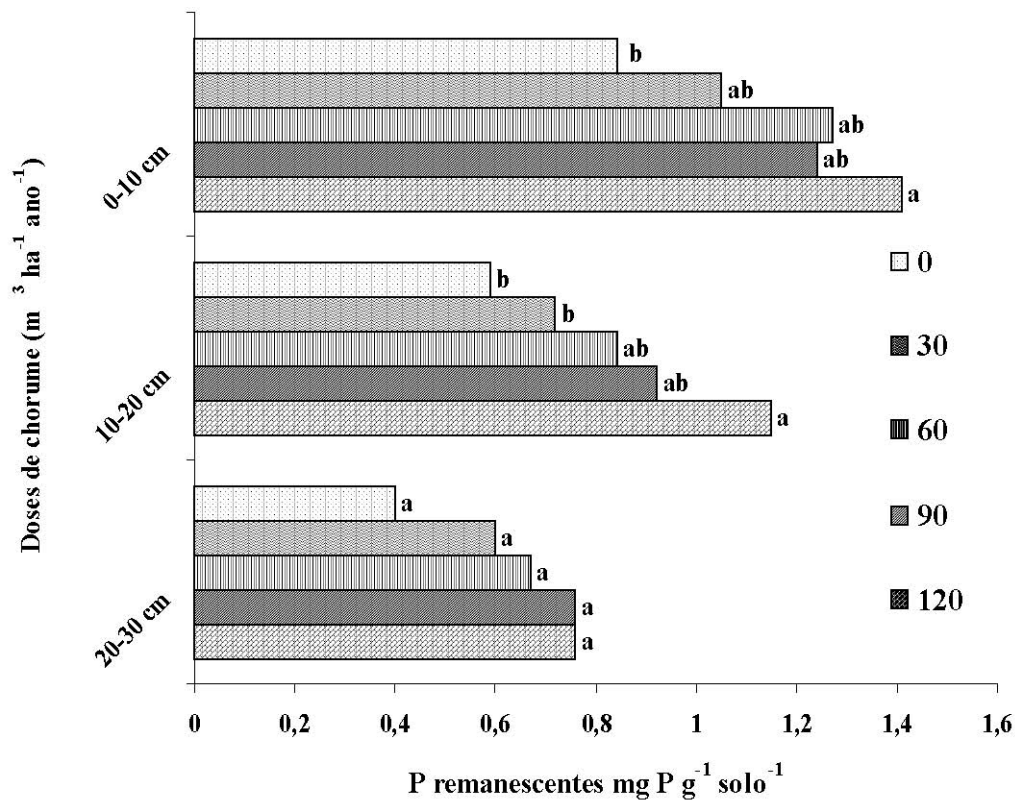


Figura 2 – Teores de P remanescente nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.

Em relação ao controle, os teores de P remanescente no solo resultaram em aumentos médios de 22%, 56%, 42% e 95% , para aplicação de resíduos de suínos nas doses de 30, 60, 90 e $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente, para a camada de 10-20 cm (Figura 2).

Não houve efeitos da adição de chorume sobre o P remanescente na camada de 20-30 cm. Entretanto, comparando os tratamentos sem e com chorume, observa-se aumentos médios de 50%, 68% para as doses de 30, $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente e 90% para as doses de 90 e $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Figura 2).

Maior disponibilidade de P remanescente foi verificada na camada superficial do solo, ocorrendo diminuição para as camadas subsuperficiais. No perfil do solo verifica-se uma redução média nos teores de P remanescente de 72%, 76 % e 55 % entre as camadas de 0-10 cm e 10-20 cm, 10-20 cm e 20-30 cm, e 0-10 cm e 20-30 cm,

respectivamente (Figura 2).

Considerando que foi adicionada a mesma quantidade de P nas amostras de solo, pode-se inferir que à medida que aumenta a quantidade de fósforo adicionado ao solo através das doses de chorume, ocorre a saturação dos sítios de adsorção, pela existência de cargas elétricas de superfície nas partículas minerais e orgânicas, no caso a matéria orgânica e a argila no solo, e conseqüentemente, resulta em aumento da disponibilidade de P na solução do solo. A reação é favorecida pelo baixo pH da solução do solo e ocorre, principalmente com óxido de ferro e alumínio na superfície de óxidos.

Para as duas últimas camadas, a capacidade de adsorção de P foi superior à superfície do solo (Figura 2), isto pode ser devido a maior acidez, teores de argila e principalmente, a presença de óxidos de Fe e Al na fração argila (MENDES, 2002).

4.3 CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIO, NITRATO E N INORGÂNICO TOTAL NO PERFIL DO SOLO

Os teores de amônio (N-NH_4^+), nitrato (N-NO_3^-) e N-inorgânico total, nas camadas de 0-10 cm; 10-20 cm e 20-30 cm de profundidade no perfil do solo cultivado com nabo forrageiro sob sistema de semeadura direta e com aplicações consecutivas de chorume, são apresentados nas tabelas 4, 5 e 6.

As concentrações do amônio (N-NH_4^+) determinadas nas camadas de 0-10 cm; 10-20 cm e 20-30 cm de profundidade do solo, sob sistema de semeadura direta, mostraram valores médios variando entre 30 a 33,0 $\mu\text{g N-NH}_4^+ \text{ g}^{-1} \text{ solo}^{-1}$ e não foi observado efeito significativo da aplicação consecutiva por oito anos das doses de resíduos líquidos de suínos (Tabela 4). Estes resultados corroboram com os dados obtidos por Prando et al. (2004) que não observaram percolação do amônio (NH_4^+) no perfil de Latossolo Vermelho distrófico argiloso após três anos da aplicação de dejetos de suínos nas doses de 25 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ a 100 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Os resultados discutidos neste trabalho foram obtidos quatro meses após a última aplicação do resíduo de suíno, portanto tempo suficiente para ocorrer os processos de mineralização do N orgânico adicionado. O nitrogênio adicionado ao solo proveniente dos resíduos de suínos, que se encontram, principalmente, na forma disponível de N-NH_4^+ , pode ter sido rapidamente oxidado a NO_3^+ . Estes íons (NO_3^-) devem ter sido absorvidos no cultivo do nabo forrageiro, como também lixiviado, volatilizado, imobilizado ou desnitrificado no solo, restando nitrogênio mineralizado a partir da grande quantidade de matéria orgânica dos

resíduos vegetais na superfície do solo, cujos valores para a camada de 30 cm ainda permaneciam em torno de $10 \text{ mg C g}^{-1} \text{ solo}^{-1}$ (Tabela 3).

Tabela 4 – Teores de amônio (N-NH_4^+) nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférrico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições

Doses chorume de suínos 0-10 cm $\text{M}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$	Amônio (N-NH_4^+)		
	10-20 cm	20-30 cm	
	----- $\mu\text{g (g de solo seco)}^{-1}$ -----		
0	29,57	32,93	33,23
30	29,96	31,50	31,67
60	32,35	31,56	31,98
90	31,14	30,77	32,55
120	30,94	32,14	32,93
DMS	5,02	3,46	2,33
Cv (%)	6,07	4,06	2,68

DMS=diferença mínima significativa; CV=coeficiente de variação. Médias seguidas da mesma letra dentro de cada coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($P>0,05$).

O nitrito (N-NO_2^-) no solo, em todos os tratamentos avaliados, não foi detectado devido à baixa sensibilidade do método utilizado. Em todos os tratamentos a concentração do nitrito resultou concentração abaixo de $1 \mu\text{g N-NO}_2^- \text{ g}^{-1} \text{ solo}^{-1}$. Estes resultados concordam com o trabalho de Mantovani et al. (2003), que considerou desprezível a concentração de N-NO_2^- presente nas amostras de solo. Sob condições naturais, em ausência de poluição, a idéia de acúmulo de N-NO_2^- , em ambos os ecossistemas terrestre e aquático, é muito raro (SMITH et al., 1997).

Na Tabela 5 verifica-se que a quantidade de nitrato (N-NO_3^-), independente da profundidade avaliada não sofreu alterações significativas pela adição das doses de chorume.

Observaram-se maiores acúmulos de nitrato com valores médios de $11 \mu\text{g N-NO}_3^- \text{ g}^{-1} \text{ solo}^{-1}$, na camada de 0 - 10 cm de profundidade do solo e com a aplicação da dose de $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, representando aumento de 23% em relação ao controle. Verificam-se concentrações decrescentes dos teores de nitrato no perfil do solo com concentrações médias variando entre 6,3 a $10,8 \mu\text{g N-NO}_3^- (\text{g de solo seco})^{-1}$, indicando uma possível percolação de nitrato através do perfil do solo. Apesar dos valores constantes dos teores de NH_4^+ nas três

camadas, observa-se que os processos de nitrificação foram reduzidos através do perfil do solo. Estes resultados evidenciam que durante o período de avaliação, provavelmente, devido a menor precipitação pluviométrica e/ou a absorção pela cultura (nabo forrageiro) associada ao tipo de manejo do solo (plantio direto), a movimentação desta forma de nitrogênio no perfil do solo foi insignificante (Tabela 5).

Tabela 5 – Teores de nitrato (N-NO_3^-) nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.

Doses de chorume de suínos $\text{M}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$	Nitrato (N-NO_3^-)		
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm
	----- $\mu\text{g (g de solo seco)}^{-1}$ -----		
0	8,73	6,45	6,67
30	8,92	6,26	6,66
60	8,59	6,47	6,62
90	8,54	6,36	6,76
120	10,75	6,36	7,08
DMS	4,76	0,33	0,56
Cv (%)	19,46	1,90	3,09

DMS=diferença mínima significativa; CV=coeficiente de variação. Médias seguidas da mesma letra dentro de cada coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($P>0,05$).

As concentrações de nitrato (Tabela 5) foram inferiores aos teores de amônio (Tabela 4) em todos os tratamentos de chorume e nas três camadas de solo. Resultados similares em condições controladas com o uso de fertilizante a base de uréia foram obtidos por Araújo et al. (2004). Os autores encontraram maiores teores de amônio em relação a nitrato, analisando a movimentação de nitrato e amônio lixiviado em coluna de Latossolo Roxo distroférico indeformado, com textura argilosa, e constataram valores médios em torno de $10 \mu\text{g N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ e valores máximos de amônio em torno de $18 \mu\text{g de N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$.

Smith et al. (1997) observaram que, no processo de nitrificação do amônio ocorre uma diminuição na concentração deste íon e um aumento nas concentrações de nitrato. Nos dejetos de suínos, a maior parte do N presente, em média 55% está na forma de N-NH_4^+ e o restante em média 45% na forma de N-orgânico (GUIDINI et al., 2002). Portanto, quatro meses após a última aplicação pode-se inferir que a maior parte do N-orgânico adicionado na forma de dejetos de suínos já sofreram processos de mineralização e nitrificação, e/ou foram

consumidos pelas culturas, restando no solo apenas a influência dos resíduos vegetais em condições muito próximas ao controle.

A dinâmica do nitrogênio no solo, também pode ser muito semelhante aos estudos conduzidos por Ceretta et al. (2005), em ensaios com água de escoamento da chuva, em solo (Argissolo Vermelho distrófico arênico) com aplicação recente de dejetos líquidos de suínos sob plantio direto de longa duração. Também observaram que as concentrações de N-NH₄⁺ prevaleciam sobre as de N-NO₃⁻. Os valores de nitrato passaram a predominar sobre o N-NH₄⁺ somente após 29 dias após a aplicação do dejetos. A predominância dos íons de amônio ou nitrato, no solo ou na água de escoamento superficial do solo, está diretamente relacionada tanto com a quantidade e com o intervalo entre as aplicações dos resíduos de suínos.

Resultados contrários a este experimento foram obtidos por Prando et al. (2004), no qual avaliaram a movimentação de nitrogênio nas formas de nitrato (NO₃⁻) e amônio (NH₄⁺) no solo, a quantidade de nitrato (NO₃⁻) e amônio (NH₄⁺) percolado e o acúmulo de nitrogênio no solo após três anos de aplicações de dejetos líquidos de suínos em um Latossolo Vermelho distrófico argiloso com cultivos de soja e milho, coletados com trado, em diferentes profundidades (0 a 120 cm). Dejetos de suínos aplicados nas doses de 25m³ ha⁻¹ a 100 m³ ha⁻¹, acarretaram aumento nos teores médios de nitrato no perfil do solo a medida que a profundidade foi aumentando, sendo que os maiores teores foram detectados abaixo de 40 cm de profundidade. Os teores de amônio foram semelhantes ao longo do perfil do solo e menores do que os teores de nitrato, ocasionado pelo constante processo de nitrificação do N orgânico. Também não apresentou efeitos cumulativos com os anos de aplicação.

Aplicações sucessivas de dejetos de suínos, durante três anos, em coluna de solo (Argissolo Vermelho distrófico arênico), mostrou que as concentrações de nitrato na solução do solo variaram em função da quantidade de N aplicado e do estágio de desenvolvimento das culturas (MOREIRA et al., 2002a; MOREIRA et al., 2002b). No primeiro ano, a utilização de dejetos antes da semeadura do milho, resultou em adição de 3,8 vezes mais N, comparado com a aplicação feita no mesmo período no segundo ano. Isso justifica o incremento em relação ao observado no milho cultivado no primeiro ano, nas concentrações de nitrato em média de 35 µg N g⁻¹ solo⁻¹, quatro vezes acima do limite aceitável (10 mg L⁻¹). No segundo ano, 33 dias após a adição do resíduo de suíno, as concentrações foram em média de 20 µg N-NO₃⁻ g⁻¹ solo⁻¹, para a dose de 80 m³ ha⁻¹, isto é, bem menores que as observadas no primeiro ano. Maiores perdas de N ocorreram no estágio inicial de desenvolvimento, onde a demanda de N pela cultura ainda é pequena.

Na Tabela 6 observa-se que não houve efeitos significativos ($P>0,05$) com aplicação de resíduos de suínos sobre os teores de N-mineral, nas três profundidades avaliadas, resultando em valores médios de $39,0 \mu\text{g N-mineral g}^{-1}$ de solo⁻¹, sendo que maiores valores foram observados na camada de 0-10 cm com a dose de $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, que apresentou valores médios de $41,69 \mu\text{g N-mineral g}^{-1}$ solo⁻¹.

Tabela 6 – Teores N-mineral ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$) nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.

Doses chorume de suínos 0-10 cm $\text{M}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$	N-mineral ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$)		
	10-20 cm	20-30 cm	
	----- $\mu\text{g (g de solo seco)}^{-1}$ -----		
0	38,30	39,90	39,9
30	38,88	37,06	38,33
60	40,94	37,38	38,60
90	39,68	36,23	39,31
120	41,69	37,20	40,01
DMS	7,67	4,62	2,30
Cv (%)	7,15	37,58	2,42

DMS=diferença mínima significativa; CV=coeficiente de variação. Médias seguidas da mesma letra dentro de cada coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($P>0,05$).

Comportamento diferente ao N-mineral foi detectado por Cadore et al. (2002). Observaram-se aumentos na quantidade de N mineral no perfil do solo proporcional à quantidade de dejetos aplicada sobre os resíduos culturais da aveia preta e de vegetação espontânea (pousio), avaliado 24 dias após a aplicação de dejetos líquidos de suíno em quatro doses, de 0 a $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, na profundidade de 0 a 60 cm em Argissolo Vermelho Distrófico Arênico. Já na avaliação realizada aos 79 dias, a quantidade de N-NO_3^- na camada de 30-60 cm do tratamento em pousio com a dose de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ supera aquela da aveia. Provavelmente, a vegetação espontânea no pousio tenha sido menos eficiente do que a aveia em absorver o N mineral fornecido pelos dejetos, indicando baixa capacidade de absorção de N, podendo resultar em perdas de N por lixiviação de nitrato, aumentando o potencial de contaminação das águas subterrâneas.

Backendorf et al. (2004) observaram que na cultura da aveia preta após 90 dias de aplicação de chorume de suínos ocorreu diminuição de 80% do N-mineral, ocorrendo variações nas concentrações de nitrato até a profundidade de 90 cm, conforme a nitrificação no solo e a demanda de N da aveia preta.

Neste trabalho, como as avaliações são pontuais, não houve acúmulos de N-mineral no solo. Provavelmente, grande parte do nitrogênio dos dejetos de suínos foi absorvida pelo cultivo do nabo forrageiro, e de acordo com os experimentos conduzidos por Cadore et al. (2002), Moreira et al. (2002a; 2002b) e Backendorf et al. (2004), mostraram que acúmulos e variações nos teores de N mineral no solo, dependem da época e quantidade de resíduos aplicados, do tipo de solo, do sincronismo entre a disponibilidade e necessidade de nitrogênio da planta cultivada.

O nitrato parece ser o problema que mais preocupa com relação à movimentação vertical no solo e uma possível contaminação das águas subsuperficiais, principalmente pela falta de sincronismo entre a disponibilidade de N proveniente do esterco de suíno e a necessidade da cultura em sucessão. Os resultados na literatura sugerem não haver maiores problemas com relação à contaminação das águas subsuperficiais por nitrato e fósforo com a utilização de até 40 m³ ha⁻¹ de esterco líquido de suínos (MOREIRA, et al., 2002a; MOREIRA, et al., 2002b, CERETTA et al., 2005). Entretanto, as perdas de nitrogênio por escoamento, do ponto de vista de nutrição de plantas, são pequenas. Porém as concentrações observadas nos maiores picos preocupam pela possibilidade de eutroficação nos mananciais de água (CERETTA et al., 2005).

Uma indicação positiva destes resultados é a ausência de um aumento e lixiviação do nitrato no solo decorrente das aplicações sucessivas de chorume de suínos na mesma área por mais de oito anos. O N é um elemento que apresenta mobilidade dinâmica no solo, no qual a absorção pelas plantas e os processos microbianos de imobilização e disponibilização são simultâneos. Portanto, temperatura, regime pluviométrico, utilização pelas plantas e componentes do agrossistema justificam esse comportamento do N-mineral neste trabalho. Entender os processos da mineralização do N no solo cultivado pode contribuir para melhor utilizar, preservar N e prevenir contaminação por nitrato.

4.4 EFEITO DA APLICAÇÃO DE CHORUME NA AMONIFICAÇÃO E NITRIFICAÇÃO POTENCIAL NO SOLO

4.4.1 Taxa de amonificação

Não foram observados efeitos significativos ($P>0,05$) da adição de chorume de suínos na taxa de amonificação nas camadas de 0-10 cm e 20-30 cm, no entanto na camada de 0-10 cm a adição de chorume de suínos em todos os tratamentos favoreceu maior amonificação em relação ao controle (Tabela 7).

A amonificação no solo é um processo biológico onde o N amoniacal é liberado dos compostos de N orgânico. Portanto, na camada superficial, a ausência de efeitos significativos com a adição de chorume, possivelmente, foi devido aos resíduos vegetais depositados na superfície no sistema de plantio direto. Isso pode ser corroborado com os dados de amonificação ($\mu\text{g N-NH}_4^+ 10 \text{ g solo}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) obtidos na camada de 10-20 cm, a aplicação consecutiva de chorume de suínos resultou em alterações significativas ($p<0,05$) com aumento no solo das parcelas que receberam a dose de $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em relação ao controle e a dose de $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 7).

Tabela 7 – Taxa de amonificação nas camadas de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.

Doses de chorume $\text{M}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$	Profundidade no perfil do solo (cm)		
	0-10	10-20	20-30
	----- $\mu\text{g N-mineral (10 g solo dia)}^{-1}$ -----		
0	3,41	3,95 b	6,68
30	5,13	7,35a	5,65
60	6,27	6,39ab	4,95
90	6,52	6,37ab	5,91
120	5,75	3,98 b	6,06
DMS	3,33	2,47	4,36
CV (%)	22,91	16,37	27,75

DMS=diferença mínima significativa; CV=coeficiente de variação. Médias seguidas da mesma letra dentro de cada coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($P>0,05$).

Cálculo para a Taxa amonificação: $[\text{N-total}_{\text{final}} - (\text{N}_{\text{adicionado}} + \text{N-Total}_{\text{inicial}})]/\text{dias}$.

Analisando as associações entre a taxa de amonificação e os demais atributos (químicos e microbiológicos) avaliados na camada de 0-10 cm, foi observado que, o fósforo disponível ($r=0,57^*$), a biomassa microbiana de C e N ($r=0,75^{**}$) apresentaram correlações significativas ao nível de 5 e 1%, respectivamente. Por outro lado, a taxa de amonificação, na camada de 0-10 cm, resultou em alta correlação inversa com a taxa de nitrificação ($r=-0,88^{**}$), este resultado é explicado porque o processo de nitrificação ocorre naturalmente nos solos agrícolas e de forma seqüencial em duas etapas de oxidação aeróbica do amônio para nitrato, ocorrendo diminuição nos teores de amônio e aumento na produção de nitrato, envolvendo aos teores de nitrogênio mineral associados a presença de microrganismos no solo.

4.4.2 Nitrificação potencial no solo

Na Tabela 8 são apresentados os dados da nitrificação potencial, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm do perfil do solo, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto.

Tabela 8 – Nitrificação potencial, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.

Doses de chorume M ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹	Profundidade no perfil do solo (cm)		
	0-10	10-20	20-30
	-----µg N-NO ₃ ⁻ (10 g solo dia) ⁻¹ -----		
0	2,19 b	2,69	2,16
30	3,92 a	3,50	2,21
60	4,15 a	2,64	2,22
90	4,08 a	2,45	1,61
120	2,99 b	1,96	2,61
DMS	0,31	0,76	0,84
CV (%)	9,21	29,62	40,11

DMS=diferença mínima significativa; CV=coeficiente de variação. Médias seguidas da mesma letra dentro de cada coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($P > 0,05$).

Cálculo para a Taxa amonificação: $[N\text{-total}_{\text{final}} - (N_{\text{adicionado}} + N\text{-Total}_{\text{inicial}})]/\text{dias}$

A nitrificação potencial representa a capacidade máxima de N-NO_3^- produzida com a adição de uma fonte de N-NH_4^+ no solo. Neste trabalho, a nitrificação potencial foi medida em amostras incubadas em condições controladas de temperatura e umidade por um período de 36 dias.

A nitrificação potencial foi significativamente superior ($P < 0,05$) no solo das parcelas que receberam aplicações das doses de 30, 60 e 90 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ (Tabela 8) do que o controle sem chorume e a dose de 120 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$. Estes resultados foram similares aos obtidos por Barboza et al. (2001), em estudos conduzidos nesta mesma área, os quais observaram aumentos significativos com a aplicação das doses de 30 a 60 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ de chorume no sistema de plantio direto (Tabela 8).

Para as camadas de 10-20 cm e 20-30 cm de profundidade no solo não foram observados efeitos significativos sobre a nitrificação potencial com a adição do resíduo de suíno (Tabela 8).

4.4.3 Taxa de nitrificação no solo

Os dados da taxa de nitrificação potencial no solo, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm do perfil do solo, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto encontram-se na Tabela 9.

Tabela 9 – Taxa de nitrificação, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.

Doses de chorume $\frac{3}{m} \frac{-1}{ha} \frac{-1}{ano}$	Profundidade no perfil do solo (cm)		
	0-10	10-20	20-30
	-----%-----		
0	64,33	68,43	32,33
30	78,33	47,57	41,67
60	67,00	41,50	47,67
90	70,33	38,78	27,00
120	53,00	53,57	44,00
DMS	46,94	41,65	39,53
Cv (%)	26,20	31,01	38,16

DMS=diferença mínima significativa; CV=coeficiente de variação. Médias seguidas da mesma letra dentro de cada coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($P>0,05$).

Cálculo para Taxa nitrificação: $(N-NO_3^-_{final} - N-NO_3^-_{inicial})/[N_{adicionado} + (N-total_{final} - N-Total_{inicial})]/dias * 100$.

As porcentagens de nitrogênio ($N-NO_3^-$) obtidas em relação ao N-mineral variaram entre 53% a 78%, 39% a 68% e 27% a 48%, para as camadas de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm no solo, respectivamente. Nas três camadas do solo, observa-se uma redução na taxa de nitrificação no perfil do solo, evidenciando maior produção de nitrato na superfície (Tabela 9). A presença de alta população de bactérias nitrificadoras, principalmente, na superfície do solo, associada à disponibilidade de nutrientes como, em N, P e fonte de carbono, possivelmente, contribuíram para essa maior intensidade nas taxa de nitrificação no solo. A taxa de nitrificação apresentou alta correlação com a concentração de N-total ($r=0,74^{**}$) no solo na camada de 0 a 10 cm.

Nas três camadas de solo, o processo de nitrificação, produção de nitrato, variou de 27% a 78% entre as profundidades estudadas com aplicação das doses de chorume (Tabela 9), não sendo influenciado pelo pH do solo que apresentou valores entre 4,4 a 5,5 (Tabela 1). A nitrificação é favorecida em condições alcalinas, porém foi observada que, mesmo em pH ácidos, utilizando um solo Latossolo roxo, a nitrificação foi elevada não sendo afetada pela acidez no solo (pH entre 4,0 a 6,3) (ANDRADE et al., 1995; SILVA et al., 2000).

4.5 ALTERAÇÃO NA POPULAÇÃO DE MICRORGANISMOS QUE PARTICIPAM DO CICLO DO N NO SOLO

4.5.1 Microrganismos amonificadores

Na Tabela 10 são apresentados os dados de contagem, em número mais provável (NMP), de microrganismos amonificadores, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm do perfil do solo, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto.

Tabela 10 – Número mais provável (NMP) de microrganismos amonificadores, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.

Doses de chorume M ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹	Profundidade no perfil do solo (cm)		
	0-10	10-20	20-30
	-----Log ₁₀ NMP células viáveis (g de solo seco) ⁻¹ -----		
0	7,48	7,46	7,06
30	7,57	7,33	7,05
60	7,55	7,3	6,59
90	7,69	6,95	6,83
120	8,06	6,87	7,19
DMS	1,44	0,97	0,84
Cv (%)	7,00	5,04	4,51

DMS= diferença mínima significativa; CV= coeficiente de variação. Médias seguidas da mesma letra dentro de cada coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey (P>0,05).

Na camada de 0-10 cm, a adição de 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de chorume de suínos, apresentou tendência a favorecer a multiplicação dos microrganismos amonificadores. Entretanto, este efeito não foi significativo (P>0,05), o mesmo ocorrendo com as demais doses e profundidades avaliadas. A não alteração no tamanho da população deste grupo funcional, possivelmente, relacionou-se com o tempo entre a última aplicação do chorume realizada quatro meses antes e com a época de coleta das amostras, em pleno florescimento do nabo e após uma chuva. Outro fator que contribui para a alta população dos amonificadores é a heterogeneidade destes microrganismos heterotróficos capazes de transformar o N-orgânico no solo.

A população de microrganismos amonificadores na camada de 0-10 cm, independente do chorume aplicado, foi alta comparada com os obtidos por Alves et al. (2004) na mesma região, profundidade e tipo de solo (Latosolo Vermelho distroférico), em área de agricultor, avaliando o efeito do adubo químico e de chorume. Em agroecossistema tropical na Índia, Jha et al. (1996) observaram uma maior população de microrganismos amonificadores em torno de $2,00 \cdot 10^5$, para o tratamento com fertilizante químico (80kg N ha^{-1}) e durante a estação chuvosa com temperaturas entre 24 a 36°C .

Nesta área experimental, o solo foi sempre mantido com cobertura vegetal e cultivado em SPD onde os restos culturais são deixados à superfície, representando um ótimo substrato para o crescimento de microrganismos heterotróficos. A última incorporação de chorume de suínos foi sobre os restos da cultura de verão, no caso a soja, uma leguminosa com alta capacidade de fixar N_2 além de apresentar uma relação C:N baixa, de fácil decomposição, contribuindo para a rápida proliferação desse grupo microbiano.

Estudos conduzidos por Sanchez et al. (2005) mostraram que, aproximadamente, 75% do N do chorume de suínos estão na forma inorgânica, principalmente, como N amoniacal, representando em média, 57% do N total, e o restante se encontra na forma orgânica. Como os amonificadores são capazes de efetuar a transformação do N-orgânico em N-NH_4^+ , um leve aumento dessa população de microrganismos deve ser atribuído a um menor percentual de N-orgânico adicionado ao solo.

Considerando que existe uma grande diversidade de microrganismos capazes de mineralizar a matéria orgânica do solo e, possivelmente, adaptada às doses de chorume aplicadas ao longo dos oito anos e que, os resíduos de suínos são de rápida decomposição, então, alterações na população de amonificadores no perfil do solo seriam observadas apenas nas primeiras semanas após adição dos resíduos. Matos et al. (1997) observaram aumentos no número de bactérias total aproximadamente de 10^6 para 10^8 unidades formadoras de colônias, uma semana após uma única aplicação de dejetos de suínos, independente da dose aplicada.

O NMP de amonificadores na camada 0-10 cm correlacionou-se positivamente com os teores de K^+ ($r=0,66^{**}$), com o P remanescente ($r=0,77^{**}$) e, também, com a atividade microbiana ($r=0,54^*$), medida pelo FDA.

4.5.2 Bactérias nitrificadoras no solo

Os resultados da contagem pelo método do número mais provável (NMP) da população de bactérias oxidantes do nitrito em função da aplicação de chorume, no solo cultivado em sistema de plantio direto, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Número mais provável (NMP) de bactérias oxidantes do nitrito, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférrico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.

Doses de chorume M ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹	Profundidade no perfil do solo (cm)		
	0-10	10-20	20-30
	-----Log ₁₀ NMP células viáveis (g de solo seco) ⁻¹ -----		
0	6,43	6,40a	4,77
30	5,78	6,88a	5,55
60	5,81	6,51a	5,64
90	5,77	5,16 b	4,39
120	6,43	5,06 b	5,90
DMS	1,44	0,78	1,93
CV (%)	8,17	4,82	13,68

DMS= diferença mínima significativa; CV= coeficiente de variação. Médias seguidas da mesma letra dentro de cada coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey (P>0,05).

A população de bactérias oxidantes do nitrito variou de 4,39 a 6,88 em Log₁₀ do NMP de células (g de solo)⁻¹ com o uso de chorume nas doses de 90 e 30 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ nas camadas 20-30 cm e 10-20 cm, respectivamente. Alteração no NMP de oxidantes do nitrito (NO₂⁻), em função do chorume, não foi detectada nas camadas de 0-10 e 20-30 cm de profundidades. Nessas camadas do perfil do solo, a população das bactérias oxidantes do nitrito no solo apresentou correlação apenas com os teores de nitrato no solo (r=0,61**) e amonificadores (r=0,52*), respectivamente. Esses resultados são contrários aos obtidos por Barboza et al. (2001) nesta mesma área, após a cultura de verão, encontrou efeitos significativos do chorume sobre as bactérias oxidantes do nitrito tanto no solo sob plantio direto como no sistema de cultivo convencional.

Entretanto, na camada de 10-20 cm do solo, das parcelas que receberam as doses de 90 e 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, foi observada uma redução significativa (P<0,05) na

população dos oxidantes do nitrito. Nessa profundidade, para a dose de 30 a 60 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, observou-se maior número, provavelmente, devido a maior quantidade de água nas amostras desta camada do solo, na época da amostragem (Dados não apresentados). Essa maior população, na profundidade de 10-20 cm, apresentou correlação positiva com a população de amonificadores ($r=0,55^*$) e bactérias desnitrificadoras ($r=-0,78^{**}$).

Avaliando bactérias nitrificantes em solo cultivado com cafeeiro, em função da elevação do pH pela calagem Andrade et al. (1995) observaram aumentos na população de bactérias nitrificadoras, independentemente da dose de calcário aplicada. A maior população de bactérias nitrificadoras na projeção da copa do cafeeiro pode ser devida às aplicações de fertilizantes neste local, que oferecem substrato a esses microrganismos. Em solos sob semeadura direta e convencional, sob sistema de rotação e sucessão de cultura, conduzido por 17 anos, em um Latossolo Roxo distroférico, foram detectadas diferenças significativas (HUNGRIA et al., 1997). Resultados obtidos por Singh et al. (2006) mostraram uma população de bactérias oxidantes do nitrito, com valores médios menores, em torno de 1,2 a 9,0 10⁴ células viáveis (g solo)⁻¹ e, estes apresentaram diferenças significativas em função do local e estação do ano.

4.5.3 Bactérias desnitrificadoras no solo

No solo sob sistema de semeadura direta, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, os resultados das bactérias desnitrificadores em função da aplicação de chorume encontram-se na Tabela 12.

A população de bactérias que participam do processo de desnitrificação, presentes nas amostras de solo, coletadas nas camadas de 0 a 10 cm e 20 a 30 cm, não foi alterada significativamente ($P>0,05$) em função da aplicação consecutiva de chorume de suínos. Resultados esses com comportamento similar aos relatados por Barboza et al. (2001), para os desnitrificadores na camada de 0-10 cm do solo nesta mesma área experimental, no quarto ano de aplicação consecutiva de chorume.

Tabela 12 – Número mais provável (NMP) de bactérias desnitrificadoras, nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto Palotina, PR. Médias de três repetições.

Doses de chorume M ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹	Profundidade no perfil do solo (cm)		
	0-10	10-20	20-30
	-----Log ₁₀ NMP células viáveis (g solo de seco) ⁻¹ -----		
0	6,78	5,29 b	6,18
30	6,22	5,32 b	5,67
60	6,53	5,45 b	5,67
90	6,56	5,84 b	5,15
120	6,06	7,17a	5,75
DMS	1,26	0,55	1,70
CV (%)	7,3	3,58	11,15

DMS=diferença mínima significativa; CV=coeficiente de variação. Médias seguidas da mesma letra dentro de cada coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey (P>0,05).

Por outro lado, na camada de 10-20 cm de profundidade no perfil do solo, a população destas bactérias desnitrificadoras foi significativamente (P<0,05) maior com a aplicação da dose de 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ em relação os demais tratamentos (Tabela 12). Castro-Filho et al. (2002) avaliando em área sob plantio direto, as alterações provocadas por diferentes doses de chorume de suínos sobre a infiltração de água no solo, verificaram que o aumento das doses de chorume contribuiu para o aumento da infiltração da água no solo. Os resultados destas análises físicas corroboram os maiores teores de umidade para a dose de 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, e conseqüentemente um ambiente mais favorável aos microrganismos desnitrificadores.

Na camada 0-10 cm do solo, foram observadas correlações entre a população de desnitrificadores e o pH (r=0,53**) e negativa com carbono total (r=-0,58**), enquanto, na camada de 10-20 cm esses microrganismos correlacionaram positivamente com o P total (r=0,67**) e P remanescente (r=0,65**). Ulbrich et al. (2004) observaram que aplicação do herbicida glyphosate reduziu a população de desnitrificadores em solo cultivado com milho, enquanto, a presença de tiririca (*Cyperus rotundus*) estimulou esses microrganismos. Esses mesmos autores encontraram uma correlação positiva entre os desnitrificadores e o conteúdo de água no solo.

Elevados teores de matéria orgânica (Tabela 1), mesmo após quatro meses da última aplicação, pode explicar a pouca variação na população de microrganismos

amonificadores. Maiores interferências foram observadas na população de bactérias oxidantes do nitrito (Tabela 11) e desnitrificadoras (Tabela 12) na camada de 10 a 20 cm. Uma maior população de bactérias desnitrificadoras pode ser explicada pela adição da dose de $120\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, possivelmente, provocou uma redução da pressão parcial de O_2 no solo, aumento da umidade e conseqüentemente uma diminuição do potencial redox do solo (decréscimos Eh). Esses aumentos podem estar associados à diminuição nos teores de matéria orgânica e concentração de nitrato, sendo que uma parte pode ser lixiviada ou absorvida pelas plantas.

Comparando a densidade em número mais provável (NMP) de células viáveis dos três grupos funcionais de microrganismos avaliados, observa-se uma maior população de amonificadores, seguidos pelos desnitrificadores e oxidantes do nitrito. Alef & Kleiner (1987), ao avaliarem em diversas amostras de solos, a aplicabilidade da amonificação aeróbica e anaeróbica da arginina como um indicador da atividade dos microrganismos na superfície do solo, confirmaram uma forte influência do potencial redox, demonstrado através da amonificação da arginina, constatando que a condição aeróbica prevalece sobre a anaeróbica.

4.6 EFEITO DO CHORUME NA COMUNIDADE MICROBIANA DO SOLO

4.6.1 Biomassa microbiana

Os dados do carbono da biomassa microbiana (CBM) no solo cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto, na camada de 0-10 cm, são apresentados na Figura 3.

Efeitos significativos foram observados no CBM no solo entre os tratamentos com e sem chorume. Entretanto, a dose de $120 \text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ contribuiu para uma maior biomassa microbiana com valores máximos em média de $550 \mu\text{g de C g}^{-1} \text{solo}^{-1}$ (CBM), sendo similares aos observados por Quadro et al. (2004) que encontraram valores em torno de $600 \mu\text{g g}^{-1} \text{solo}^{-1}$ de CBM para a aplicação de 24Mg ha^{-1} de dejetos de suínos. Aumentos nos teores de CBM com a adição de resíduo de suíno no solo em relação ao tratamento controle, sem resíduos, foram relatados por vários autores (SAVIOZZI et al., 1997; GRIFFITHS et al., 1998; ANDRADE et al., 2000; PLAZA et al., 2004). Sakamoto & Oba (1991) sugerem que a

adição de microrganismos via resíduos, também colabora para o aumento do CBM no solo. Esse incremento na biomassa microbiana pode ser considerado um efeito sinérgico da adição de substrato de C e outros nutrientes e, também, da aplicação de microrganismos presentes no chorume.

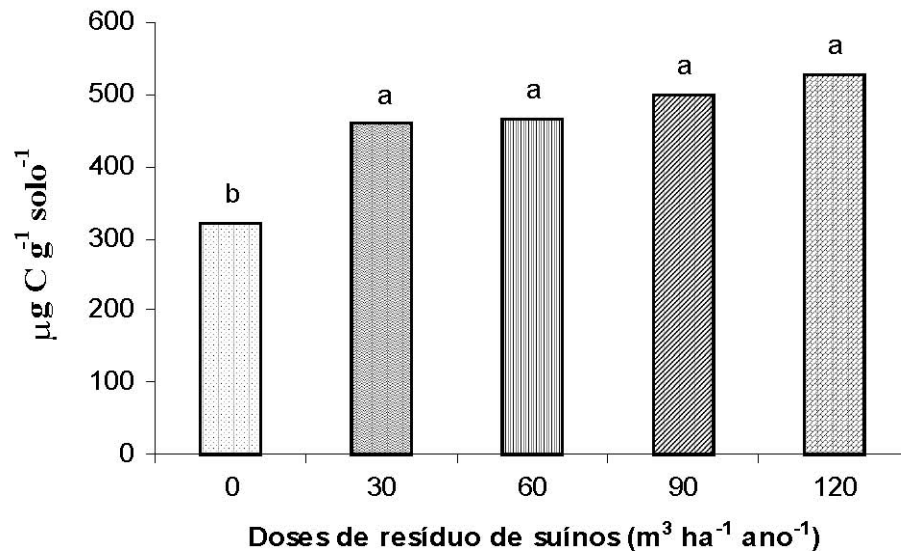


Figura 3 – Carbono da biomassa microbiana na camada de 0-10 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.

Médias seguidas da mesma letra não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($P > 0,05$). Coeficiente de variação ($CV\%$)=11,11 e Diferença mínima significativa (DMS)=136,45.

Comparando os dados do C da biomassa microbiana, no final da cultura de inverno e oito anos após aplicações consecutivas de chorume (Figura 3) com os obtidos por Andrade et al. (2000) neste mesmo experimento, no terceiro ano de aplicação consecutiva e no final da cultura da soja constata-se que a biomassa microbiana tende a aumentar em função do tempo com valores médios superiores ao controle em todas as doses aplicadas. Também, em áreas agrícolas do Paraná, aplicações de diferentes doses de resíduos de suínos, em solos com textura variando de arenosa a argilosa, resultaram em aumentos no CBM com valores médios entre 63 a 365 $\mu\text{g C g}^{-1} \text{ solo}^{-1}$, sendo estes efeitos em função da textura do solo e da quantidade de chorume aplicada (MATOS et al., 2005).

Efeitos positivos da adição de resíduos animais no solo sobre o carbono da biomassa microbiana foram relatados por vários autores, Rochette et al. (2000) relataram

flutuação anual do carbono microbiano resultante dos efeitos dos resíduos de suínos no solo após 19 anos de aplicação consecutiva, Plaza et al. (2004) avaliaram efeitos do chorume de suínos e fertilizante mineral e Garcia-Gil et al. (2000) com aplicação de lodo de esgoto com esterco de bovinos.

A biomassa microbiana, medida como C microbiano no solo, apresentou associações com vários atributos químicos do solo, por exemplo, fósforo total e remanescente ($r=0,70^{**}$, $r=0,56^*$), e os microbiológicos, como a taxa de amonificação ($r=0,75^{**}$), nitrificação ($r=-0,59^*$), N microbiano ($r=0,81^{**}$) e a atividade microbiana medida pelo FDA ($r=0,56^*$). Os resultados obtidos neste trabalho sugerem que com a aplicação consecutiva de chorume após oito anos, avaliada através do carbono da biomassa microbiana, resulta em acúmulos e manutenção da matéria orgânica no solo manejada sob plantio direto, também, proporciona um potencial reservatório de C no solo com menores perdas através da decomposição da matéria orgânica.

Os dados do nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) na camada de 0-10 cm de profundidade no solo, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto com aplicação das doses de chorume de suínos, encontram-se na Figura 4.

Observa-se um aumento significativo ($P<0,05$) no NBM no solo que recebeu aplicação de resíduo na dose de $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ quando comparado ao controle. Verificou-se que não houve efeito no NBM entre as doses de 30 a $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, entretanto maiores valores foram observados na dose de $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Os valores obtidos de NBM variaram entre 76 a $147 \mu\text{g N (g de solo seco)}^{-1}$, e a adição de resíduos líquidos de suíno favoreceu aumentos médios de 76% a 93% de nitrogênio microbiano do solo em relação ao controle. Valores semelhantes foram encontrados por Matos et al. (2005) em experimentos conduzidos em propriedades agrícolas situadas em municípios do Paraná submetido a aplicações de resíduos líquidos de suínos, em solos com diferentes texturas (argilosa, média e arenosa) e cultivos (feijão, soja, milho e pastagem), apresentando valores médios de NBM de 34 a $100 \mu\text{g C e } \mu\text{g N g}^{-1} \text{ de solo}^{-1}$. Valores menores foram encontrados por Quadro et al. (2004) estudando alterações no nitrogênio da biomassa microbiana induzidas pela aplicação de dejetos de suínos e de calcário, em unidades experimentais de plásticos (vasos) em Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico.

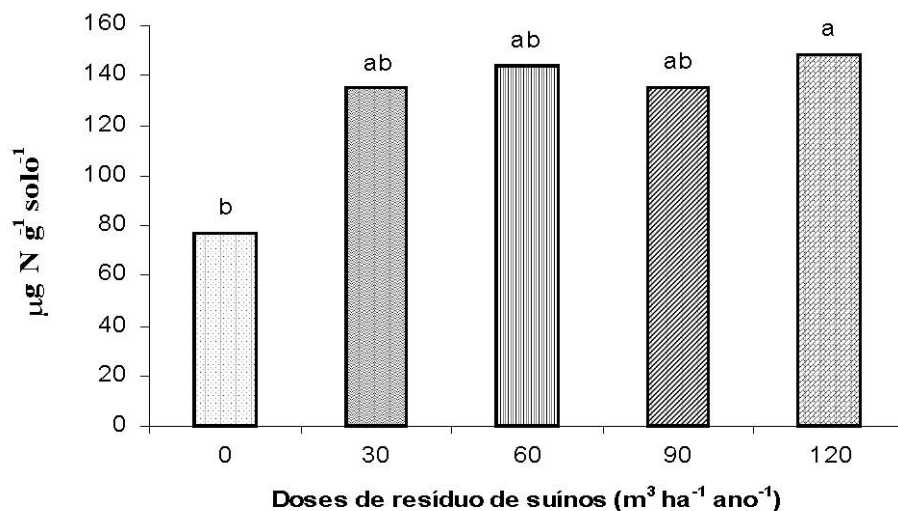


Figura 4 – Nitrogênio da biomassa microbiana na camada de 0-10 cm em Latossolo Vermelho distroférrico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.

Médias seguidas da mesma letra não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($P > 0,05$). Coeficiente de variação ($CV\%$)=20,62 e Diferença mínima significativa (DMS)=70,81.

Neste estudo os valores de NBM observados foram superiores aos relatados em outros trabalhos. Powlson et al. (1987) observaram em estudos de incorporação de palha no solo com textura arenosa, valores médios de NBM variaram entre 10 a 27 $\mu\text{g N g}^{-1} \text{ solo}^{-1}$, proporcionando aumentos de 46 a 50% no NBM. Balota et al. (1998) avaliando alterações na atividade microbiana em sucessões de culturas em preparo do solo convencional e plantio direto, em experimento de campo em um Latossolo Roxo distroférrico, observaram valores de 20 a 67 $\mu\text{g N (g solo)}^{-1}$, sendo que os acréscimos de NBM variaram de 81 a 114%, tendo a prática do plantio direto proporcionado maiores valores do que o plantio convencional.

Os resultados obtidos neste trabalho foram similares aos relatados por Deboz et al. (2002) que encontraram valores de NBM entre 35 a 100 $\mu\text{g N (g de solo)}^{-1}$ devido à aplicação de lodo de esgoto. Estes autores observaram que a flutuação dos valores da NBM apresentou boa sincronia entre os dados do campo e da incubação no laboratório e o aumento do NBM por diversos meses foi paralelo com o acúmulo de N inorgânico no solo. Os valores da BM podem estar relacionados com a qualidade do substrato, uma vez que a biomassa microbiana é controlada não só pelo teor de matéria orgânica acrescentada ao solo, mas também pelo teor de N desses resíduos (WARDLE & HUNGRIA, 1994).

Os valores calculados das relações do carbono e nitrogênio na biomassa microbiana (C-mic/N-mic), carbono microbiano do carbono total no solo (C-mic:C-total) e nitrogênio microbiano do nitrogênio orgânico (N-mic:N-org) e a relação entre ((C-mic/C-total)/(N-mic/N-orgânico)) são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 – Relação carbono e nitrogênio da biomassa microbiana (C-mic/N-mic), porcentagem do C-microbiano (C-mic) em relação ao carbono total (C-mic/C-total), porcentagem do N-microbiano do N-orgânico do solo e a relação entre o (C-mic:C-total)/(N-mic:N-org) na camada de 0-10 em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.

Doses de chorume M ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹	C-mic/N-mic	C-mic:C-total -----(%)------	N-mic:N-org -----(%)------	(C-mic:C-total)/ (N-mic:N-org)
0	4,23	1,49	1,34	1,11
30	3,40	1,86	2,25	0,83
60	3,29	2,05	2,73	0,75
90	3,79	2,17	2,82	0,77
120	3,71	1,79	2,53	0,71

Analisando os valores médios da razão entre carbono e nitrogênio da biomassa microbiana, observa-se que os mesmos apresentaram diferenças com adição de chorume e oscilaram entre 3,29 a 3,79, sendo inferiores ao valor de 4,23 do solo controle, sem aplicação de chorume.

A relação C-mic/N-mic da biomassa microbiana é considerada um parâmetro importante porque fornece a indicação da composição da microbiota do solo, em termos de grupos microbianos tais como fungos e bactérias. Valores mais altos, dessa relação entre o C-mic e o N-mic, significam predominância de uma maior população de fungos em relação á bactérias, porque os fungos têm mais carbono em sua biomassa, principalmente, nas hifas.

A porcentagem de C-mic em relação ao C-total no solo (C-mic:C-total), que representa a proporção do carbono da biomassa microbiana sobre o carbono total do solo apresentou valores médios de 1,49% para o tratamento controle, e variação de 1,79% a 2,17% entre as doses de 30 a 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de chorume aplicadas. A aplicação de resíduo resultou em acréscimos na relação C-mic:C-total de 20 a 46% sob o sistema de semeadura direta em comparação ao controle. Estes resultados foram similares aos relatados por Plaza et al. (2004)

em solo com adição de resíduo de suínos. Valores inferiores são relatados por Geraldtes et al. (1995) em solo de mata natural e pastagem e por Balota et al. (2003) em solo cultivado por diversas rotações.

Anderson & Domsch (1989) sugerem que em solos os valores para a relação C-mic:C-org divergentes desta faixa poderiam estar ocorrendo perdas ou acúmulos de C-orgânico. Geralmente, solos que foram fertilizados exibem uma maior relação de C-mic:C-org do que o não fertilizado isto pode ser devido a um estímulo do C microbiano pela adubação, ou uma acelerada depleção do carbono orgânico no sistema (INSAM, 1990).

Neste trabalho, observa-se que a maior relação C-mic:C-org do tratamento com adição de resíduo de suíno comparado ao controle, indicando maior quantidade de carbono imobilizado na biomassa microbiana, e reforça que o consecutivo fornecimento de materiais orgânicos através da aplicação de resíduos de suínos no solo está favorecendo a manutenção e acúmulo de matéria orgânica neste sistema agrícola. No entanto, baseando-se nos valores da relação C-mic:C-org, para determinar se o solo está em equilíbrio, é necessário considerar uma série de condições específicas de cada ecossistema (solo, clima, vegetação, e manejos), e esses valores podem não ser aplicáveis para outros solos (ANDRADE et al., 1995).

A porcentagem de N-mic em relação ao nitrogênio orgânico apresentou valores médios de 2,00% para o controle e para as doses de resíduo de suíno variaram entre 3,42% a 3,52%. A maior relação N-mic:N-org observada no solo com adição de chorume (Tabela 13) pode representar uma maior capacidade da microbiota do solo em armazenar frações significativas do N em sua biomassa microbiana, representando uma fração lábil deste nutriente para o agrossistema.

A relação entre as porcentagens (C-mic:C-total)/(N-mic:N-org) resultaram em valores médios de 1,11 para o controle e valores decrescentes 0,83 a 0,71 para as doses crescentes de chorume de suínos. Este comportamento evidencia mudanças na comunidade microbiana no sistema de cultivo comparada com o controle, demonstrando maior imobilização do nitrogênio microbiano em relação ao carbono.

4.6.2 Atividade microbiana no solo

Os resultados da atividade microbiana determinada através da hidrólise do diacetato de fluoresceína em função das doses de chorume aplicadas no solo sob sistema plantio direto na camada de 0-10 cm de profundidade são apresentados na Figura 5.

Entre as doses de chorume não foram observadas diferenças significativas ($P>0,05$) na atividade microbiana no solo, no entanto os valores médios foram superiores aos valores do controle.

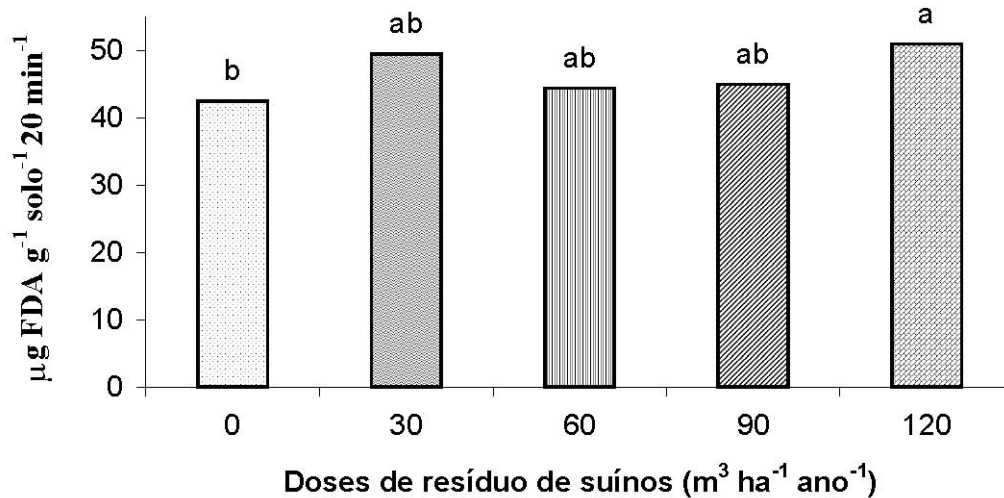


Figura 5 – Atividade microbiana na camada de 0-10 cm em Latossolo Vermelho distroférico submetido à aplicação de resíduo de suíno, cultivado com nabo forrageiro sob sistema de plantio direto. Palotina, PR. Médias de três repetições.

Médias seguidas da mesma letra não apresentam diferenças significativas pelo teste de Tukey ($P>0,05$). Coeficiente de variação ($CV\%$)=6,34 e Diferença mínima significativa (DMS)= 7,92.

Foram observados aumentos significativos ($P<0,05$) na atividade microbiana, com adição chorume na dose de $120 m^3 ha^{-1} ano^{-1}$ em relação ao controle sem adição deste resíduo. Os valores médios da atividade microbiana variaram de 42,55 e 51,04 μg de FDA ($g solo 20 min$)⁻¹ para os tratamentos controle e $120 m^3 ha^{-1} ano^{-1}$ de chorume, respectivamente. Esta diferença na atividade microbiana pode estar relacionada com aumento de substratos de carbono em função da adição dos resíduos líquido de suínos depositado no

solo, provocando alterações na atividade heterotrófica realizada pelos organismos.

Estes aumentos na atividade microbiana em função da adição de resíduos apresentaram comportamentos similares aos relatados por Deboz et al. (2002) utilizando biossólido, Silva et al. (2004) em áreas de reflorestamentos e Leoni et al. (2005) com uso de matéria orgânica para controle de fungos (*Phytophthora spp.*) em citrus.

O método do FDA baseia-se no princípio da transformação enzimática de compostos fluorogênicos, em produtos fluorescentes. A fluoresceína é um exemplo desse grupo de compostos. As enzimas responsáveis pela hidrólise de FDA são abundante no ambiente solo (ADAM & DUNCAM, 2001). Os derivados de fluoresceína são hidrolisados pelas lipases, estereases e parcialmente pelas proteases. A reação pode ser catalisada pelas próprias células ou pelas enzimas extracelulares. Os microrganismos, algas, protozoários e tecidos animais estão habilitados a catalisar a reação. Os ésteres de fluoresceína são compostos não polares e podem facilmente ser transportados pelas membranas de células vivas.

Neste trabalho, observa-se que no oitavo ano de aplicação de resíduos e após quatro meses da última aplicação do resíduo no solo, a atividade microbiana permaneceu superior a testemunha em todas as doses estudadas. Considerando a atividade microbiana, a ausência de efeitos significativos entre as doses de 30 a 90 m e o controle, pode ser devido à alta similaridade com carbono orgânico contido no solo com o respectivo controle, e também pode ser atribuído ao fato do carbono do resíduo de suíno ser facilmente degradado e rapidamente mineralizável pela atividade microbiana através da respiração. Em geral a atividade microbiana é mais intensa nos primeiros dias de aplicação dos resíduos de suínos ao solo, devido ao processo de degradação do carbono orgânico resultando em maior liberação de CO₂, ocorrendo decréscimos posteriores com a redução do fluxo de CO₂.

Quantificações de grupos microrganismos funcionais, com atividade específica no ciclo de nutrientes essenciais ao crescimento de plantas, podem indicar alterações importantes que, podem estar ocorrendo em solo cultivado com adição de resíduos da atividade da suinocultura.

5 CONCLUSÕES

A aplicação de resíduos de suínos no solo aumentou a concentração de P, P remanescente e H+Al na camada de 0-10 cm, enquanto na camada de 10-20 cm houve aumentos nos teores de P, P remanescente, H+Al, Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ . Na camada de 20-30 cm, as doses de chorume proporcionaram maior disponibilidade de P (Mehlich-1), não ocorrendo alterações para as demais características químicas avaliadas.

A nitrificação potencial e a taxa de nitrificação predominaram na camada de 0-10 cm e foi superior no solo que recebeu os resíduos, entretanto houve efeito negativo com a maior dose aplicada.

A taxa de amonificação foi superior nas camadas superficiais quando submetida às doses de resíduos no solo, no entanto houve redução na maior dose na camada de 10-20 cm.

As duas maiores doses de resíduo reduziram a população dos oxidantes do nitrito e aumentou as bactérias desnitrificadoras, porém não houve alterações no número de microrganismos amonificadores.

A aplicação de resíduos de suínos no solo favoreceu incrementos na biomassa, a atividade microbiana e a composição de fungos e bactérias, bem como a relação C-mic/N-mic.

Desse modo, em longo prazo, as aplicações consecutivas de resíduos de suínos, em solo cultivado em sistema de plantio direto, alteraram de forma diferenciada os atributos químicos e microbiológicos no perfil do solo.

REFERÊNCIAS

ADAM, GILLIAN; DUNCAN, HARRY. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using Fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 33, p. 943-951, 2001.

ALEF, K.; KLEINER, D. Estimation of anaerobic microbial activities in soils by arginine ammonification and glucose-dependent CO₂ production. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 19, n. 6, p. 683-686, 1987.

ALVAREZ V. H.; NOVAIS, R. F.; DIAS, L. E.; OLIVEIRA, J. A. Determinação e uso do fósforo remanescente. **Bol. Inf. Soc. Bras. Ci. Solo**, v. 25, p. 27-32, 2000.

ALVAREZ, ROBERTO; DÍAS, RAÚL; BARBERO, NIDIA; SANTANATOGLIA, OSCAR; BLOTTA, LUIS. Soil organic carbon, microbial biomass and CO₂-C production from three tillage systems. **Soil & Tillage Research**, v. 33, p. 17-28, 1995.

ALVES, R. C.; ANDRADE, D. S.; COLOZZI FILHO, A. C.; MATOS, M. A. Microrganismos Amonificadores em Solo Submetido à Aplicação de Resíduos de Suínos em Plantio Direto. In: MATA-Mostra Acadêmica de Estudos em Agronomia, 2004, Londrina. **Resumos**. Londrina: Universidade Estadual de Londrina, PR, de 22 a 24 de novembro de 2004.

ANDERSON, ROY; WU, YOUXIAN. Phosphorus quantity-intensity relationships and agronomic measures of P in surface layers of soil from a long-term slurry experiment. **Chemosphere**, v. 42, p. 161-170, 2001.

ANDERSON, TRAUTE-HEIDI; DOMSCH, K. H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 21, n. 4, p. 471-479, 1989.

ANDRADE, D. S.; COLOZZI FILHO, A.; BALOTA, E. L.; GILLER, K. The soil Microbial Community and Soil Tillage. In: **Soil Tillage in Agroecosystems**. 2003. p. 51-81.

ANDRADE, D. S.; COLOZZI FILHO, A.; BALOTA, E. L.; MATOS, M. A. A semeadura direta aumenta o carbono microbiano no solo. In: Simpósio sobre Plantio Direto e Meio Ambiente – Seqüestro de Carbono e Qualidade da Água, 2005, Foz do Iguaçu. **Resumos**. Foz do Iguaçu, 18 a 20 de maio de 2005.

ANDRADE, D. S.; COLOZZI FILHO, A.; BALOTA, E. L.; OLIVEIRA, E. Avaliações microbiológicas em solo submetido á aplicação de resíduos de suínos em diferentes sistemas de preparo. In: Fertbio 2002 - Agricultura: Bases ecológicas para o desenvolvimento sócio e econômico sustentado, Rio de Janeiro. **Resumos**. Rio de Janeiro: UFRRJ, 2002.

ANDRADE, D. S.; COLOZZI FILHO, A.; PAVAN, M. A.; BALOTA, E. L.; CHAVES, J. C. Atividade microbiana em função da calagem em um solo cultivado com cafeeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 19, p.191-196, 1995.

ANDRADE, D. S.; MIYAZAWA, M.; HAMAKAWA, P. J. Microrganismos amonificadores. In: Hungria, Mariângela; Araújo, Ricardo. **Manual de Métodos Empregados em Estudos de Microbiologia Agrícola**. Brasília: EMBRAPA, 1994. p. 355-359.

ARAÚJO, A. R. DE; CARVALHO, J. L. N.; GUILHERME, L. R. G.; CURTI, N.; MARQUES, J. J. Movimentação de nitrato e amônio em colunas de solo. **Ciênc. Agrotec.**, Lavras, v. 28, n. 3, p. 537-541, maio/jun., 2004.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R.; ABARKELI, R. B. Effect of glyphosate on the microbial activity of two Brazilian soils. **Chemosphere**, v. 52, p. 799–804, 2003.

ASLAM, T.; CHOUDHARY, M. A.; SAGGAR, S. Tillage impacts on soil microbial biomass C, N and P, earthworms and agronomy after two years of cropping following permanent pasture in New Zealand. **Soil & Tillage Research**, v. 51, p. 103-111, 1999.

BACKENDORF, R.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; MARQUES, M. G. Variações no estoque de N mineral do solo na cultura da aveia preta fertilizada com uréia, dejetos de suínos manejados na forma líquida em cama sobreposta. In: Fertbio 2004 - Avaliação das Conquistas: Bases para estratégias futuras, Lages. **Resumos**. Lages: CBCS/UEDESC, 19 a 23 de julho de 2004.

BALOTA, E. L.; COLOZZI FILHO, A.; ANDRADE, D. S.; DICK, RICHARD P. Microbial biomass in soils under different tillage and crop rotation systems. **Biology and Fertility of Soils**, v. 38, p. 15-20, 2003.

BALOTA, E. L.; COLOZZI FILHO, A.; ANDRADE, D. S.; HUNGRIA, M. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 641-649, 1998.

BARBOZA, A. A. L.; COLOZIO, K.; MATOS, M. A.; ANDRADE, D. S.; COLOZZI FILHO, A. Microrganismos nitrificadores e desnitrificadores em solo submetido à aplicação de resíduos de suínos em plantio direto e convencional. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Ciência do Solo: fator de produtividade, competitiva com sustentabilidade, 28, Londrina. **Anais**. Londrina: SBCS, 11 a 06 de julho de 2001. p. 63.

BEHERA, N.; JOSHI, S. K.; PATI, D. P. Root contribution to total soil metabolism in a forest soil from Orissa, Índia. **Forest Ecology and Management**, v. 36, p. 125-134, 1990.

BLACKWELL, P. A.; LUTZHOFT, H. C. H.; MA, H-M.; SORENSEN, H. B.; BOXALL, A. B. A.; KAY, P. Ultrasonic extraction of veterinary antibiotics from soils and pigs slurry with SPE clean-up and LC-UV and fluorescence detection. **Talanta**, v. 64, p. 1058-1064, 2004.

BREMNER, J. M. Total nitrogen. In: BLACK, C. A., 2. ed. Methods of soil analysis. Madison: **American Society of Agronomy**, 1965. p. 1149-1178.

BROOKES, P. C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G.; JENKINSON, D. S. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 17, p. 837-842, 1985.

CADORE, F.; PORT, O.; AITA, C.; CHIAPINOTTO, I. C.; GIACOMINI, S. J.; MARQUES, M. G.; GUIDINI, E. Dinâmica do nitrogênio no solo e produção de fitomassa por plantas de cobertura no outono/inverno com o uso de dejetos de suínos. In: Fertbio 2002 - Agricultura: Bases ecológicas para o desenvolvimento sócio e econômico sustentado, Rio de Janeiro. **Resumos**. Rio de Janeiro: UFRRJ, 2002.

CASTRO FILHO, C.; COSTA, M. A. T.; CAVIGLIONE, J. H. Potencial fertilizante e alterações físicas nos solos decorrentes da utilização do chorume de suínos. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 29, 2003, Ribeirão Preto. **Resumos**. Ribeirão Preto: SBCS, 2003. CD- Rom.

CASTRO FILHO, C.; COSTA, M. A. T. Alterações das características físicas do solo em função da aplicação de chorume suínos e simulação de chuva em área de plantio direto. In: Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água. Cuiabá, 2002. **Anais**. Cuiabá, 2002.

CATTELAN, A. J.; VIDOR, C. Flutuações na biomassa, atividade e população microbiana do solo, em função de variações ambientais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 14, p. 133-142, 1990.

CERETTA, C. A.; BASSO, C.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. L.; BERWANGER, A. L. Dejeito Líquido de suínos: I – perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, nov-dez. 2005.

CERETTA, CARLOS ALBERTO; MATTIAS, JORGE LUÍS. Geração e descarte de dejetos de animais no meio rural. **Ciência Ambiente**, Ed. Pallotti, v. 29, p. 141-152, 2003.

COLOZZI FILHO, A.; ANDRADE, D. S.; BALOTA, E. L. Atividade Microbiana em Solos Cultivados em Sistema Plantio Direto. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, MG, v. 22, n. 208, p. 84-91, jan/fev. 2001.

COLOZZI FILHO, A.; ANDRADE, D. S.; BALOTA, E. L. Comunidad microbiana em suelos em siembra directa. **Siembra Directa en el Cono Sur. Montevideo: PROCISUR**, p. 407-418, 2001.

COLOZZI FILHO, A.; BALOTA, E. L.; ANDRADE, D. S. Microrganismos e processos biológicos no sistema de plantio direto. In: Siqueira, O.; Moreira, F. M. S.; Lopes, A. S.; Guilherme, L. R. G.; Faquim, V.; Furtini Neto, A. E.; Carvalho, J.G. **Inter-Relação Fertilidade, Biologia do Solo e Nutrição de Plantas**. Editores: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, UFL, Lavras, 1999. p. 487-508.

CONAMA. **Resoluções do CONAMA**, Brasília, DF, n. 1, de 23 de janeiro de 1986. Publicado no D. O. U. de 17 /2/86.

DEBOSZ, K.; PETERSEN, SOREN O.; KURE, LIV. K.; AMBUS, PER. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. **Applied Soil Ecology**, v. 19, p. 237–248, 2002.

DERPSCH, ROLF. Evolução do Sistema de Plantio direto no Brasil e no Mundo. 8º Encontro Nacional de Plantio direto na Palha. In: Conservando a água e preservando a vida. **Resumos. Águas de Lindóia**, 17 a 21 de junho de 2002. p. 75-77.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: EMBRAPA Produção de informações, 1999.

FREITAS, RILKE TADEO FONSECA DE. **Manejo de Resíduos da Pecuária**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. p. 6-12.

FURTINI, A. E.; VALE, F. R. DO; RESENDE, A. V. DE; GUILHERME, L. R. G.; GUEDES, G. A. A. **Fertilidade do Solo**. Lavras: Ed. UFLA/FAEPE, 2001. p. 124-148.

GAMA-RODRIGUES, E. F. DA; GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F. DE. Biomassa microbiana de carbono e de nitrogênio de solos sob diferentes coberturas florestais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 21, p. 361-365, 1997.

GARCIA, N. C. P.; SALGADO, L. T.; LIMA, P. C.; MATOS, A. T.; PINTO, C. L. O.; SEDIYAMA, M. A. N.; RUIZ, H. A.; MOURO, W. M.; LOURES, J. L.; RUSSO, J. R. Análise dos efeitos da fertilização contínua com dejetos de suínos sobre as características químicas e físicas do solo e do estado nutricional de diferentes culturas. **Relatório Técnico**. Viçosa: EPAMIG, 2003. p. 70.

GARCÍA-GIL, J. C.; PLAZA, C.; SOLER-ROVIRA, P.; PÓLO, A. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 32, p. 1907–1913, 2000.

GERALDES, A. P. A.; CERRI, C. C.; FEIGL, F. J. Biomassa Microbiana de solo sob pastagens na Amazônia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 19, p. 55-60, 1995.

GRIFFITHS, B. S.; EHEATLEY, R. E.; OLESEN, T.; HENRIKSEN, K. EKELUND, F.; RONN, R. R. Dynamics of nematodes and protozoa following the experimental addition of cattle or pig slurry to soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 30, p. 1379-1387, 1998.

GUIDINI, E.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; CHIAPINOTTO, I. C.; MARQUES, M. G.; LUNKES, A.; CADORE, F. Produtividade de milho com o uso associado de plantas de cobertura e dejetos de suínos em sistema de plantio direto In: *Fertbio 2002-Agricultura: Bases ecológicas para o desenvolvimento social e econômico sustentado*, Rio de Janeiro. **Resumos**. Rio de Janeiro: UFRRJ, 2002.

HODGKINSON, R. A.; CHAMBERS, B. J.; WITHERS, P. J. A.; CROSS, R. Phosphorus losses to surface waters following organic manure applications to a drained clay soil. **Agricultural Water Management**, v. 57, p. 155-173, 2002.

HOUNTIN, J. A.; KARAM, A.; COUILLARD, D.; CESCAS, M. P. Use of a fractionation procedure to assess the potential for P movement in a soil profile after 14 years of liquid pig manure fertilization. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 78, p. 77-84, 2000.

HUNGRIA, M.; ANDRADE, D. S.; BALOTA, E. L.; COLOZZI FILHO, A. **Importância do sistema de semeadura direta na população microbiana do solo.** Comunicado Técnico, EMBRAPA, n. 56, p. 1-9, abril. 1997.

HUNGRIA, M.; ANDRADE, D. S.; COLOZZI FILHO, A.; BALOTA, E. L. Interação entre microrganismos do solo, feijoeiro e milho em monocultura ou consórcio. **Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 32, n. 8, 1997.

INSAM, H. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime? **Soil Biology & Biochemistry**, v. 22, n. 4, p. 525-532, 1990.

JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. **Soil Biochemistry**, v. 5, p. 415-471, 1981.

JHA, P. B., KASHYAP, A. K., SINGH, J. S. Effect of fertilizer and organic matter inputs on nitrifier populations and N-mineralization rates in a dry tropical region, India. **Applied Soil Ecology**, v. 4, p. 231-241, 1996.

JONDREVILLE, C.; REVY, P. S.; DOURMAD, J. Y. Dietary means to better control the environmental impact of copper and zinc by pigs from weaning to slaughter. **Livestock Production Science**, v. 84, p. 147-156, 2003.

KEMPERS, A. J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. **Commun. Soil Sci. Plant Anal.**, v. 17, p. 715-723, 1986.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos.** São Paulo: Agronômica Ceres, 1985. p. 492.

KLEINHOF, A.; WARNER, R. L. Advances in nitrate assimilation. In: Mifflin, B.J.; Stewart, P. J., *The Biochemistry of plants*, London: **Academic Press Inc.**, v. 16, p. 89-120. 1990.

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

KONZEN, E. A.; PEREIRA FILHO, I. A.; BAIA FILHO, A. F. DE C.; PEREIRA, F. A. Utilização de esterco líquido de suínos na adubação do milho. In: Seminário mineiro sobre manejo e utilização de dejetos de suínos, 1., 1995, Ponte Nova. **Anais.** Viçosa: EPAMIG, 1995. p. 88-110.

LEAL, J. R.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; VELLOSO, A. C. X.; ROSSIELLO, R. O. P. Potencial redox e pH: variações em um solo tratado com vinhaça. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7, p. 257-261. 1983.

LEONI, C.; GHINI, R. Sewage sludge effect on management of phytophthora nicotianae in citrus. **Crop Protection**, v. 25, p. 10-22, 2006.

LIMA, JOSÉ MARIA DE; GUILHERME, LUIZ R. G. **Recursos Naturais Renováveis e impacto ambiental: Solo**. Textos Acadêmicos. Lavras: UFLA/FAEPE, 2002. p. 40.

MANTOVANI, J. R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; BARBOSA, J. C. Mineralização de nitrogênio em solo adubado com composto de lixo urbano. In: CBCS 2003 - Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Solo, 29., Alicerce dos Sistemas de produção, 2003, Ribeirão Preto. **Resumos**. Ribeirão Preto: CBCS, 13 a 18 julho de 2003.

MANTOVI, PAOLO; FUMAGALLI, LETIZIA; BERETTA, GIOVANNI PIETRO; GUERMANDI, MARINA. Nitrate leaching through the unsaturated zone following pig slurry applications. **Journal of Hydrology**, v. 316, p. 195–212, 2006.

MATOS, A. T. DE; SEDIYAMA, M. A. N.; FREITAS, S. DE P.; VIDIGAL, S. M.; GARCIA, N. C. P. Características químicas e microbiológicas do solo influenciados pela aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Ceres**, v. 44, n. 254, p. 399-10, 1997.

MATOS, M. A.; ANDRADE, D. S.; COLOZZI FILHO, A. Biomassa Microbiana em diferentes agrossistemas e solos do Paraná, submetidos á aplicação de chorume de suínos. In: Congresso Brasileiro de Microbiologia, 23., 2005, Santos. **Resumos**. Santos: SBM, 22 a 25 de novembro de 2005.

MATSUOKA, M.; MENDES, I. C.; LOUREIRO, M. F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 3, maio/jun. 2003.

MEURER, EGON J. **Fundamentos de Química do Solo**. Porto Alegre: Genesis, 2000.

MENDES, B. R. O uso da análise do fósforo remanescente para avaliação da disponibilidade de P em diferentes tipos de solos. Lavras: UFLA, 2002. **Monografia**. p. 18.

MIELNICZUK, JOÃO. A sustentabilidade Agrícola e o Plantio Direto. Plantio Direto... O caminho para uma agricultura sustentável. In: Palestras do I Congresso Brasileiro de Plantio Direto para uma agricultura Sustentável, 1996, Ponta Grossa. **Resumos**. Ponta Grossa: Ponta Grossa/ IAPAR, 1997. p. 9-14.

MONTEIRO, REGINA TERESA ROSIN. Estimativa da atividade microbiana: método de hidrólise do diacetado de fluoresceína. In: FRIGHETTO, R. T. S. E VALARINI, P. J. , **Indicadores Biológicos e Bioquímicos da Qualidade do Solo**. Documentos, 21. Jaquariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 133-138.

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

MOREIRA, I. L.; BASSO, C.; CERETTA, C. A.; GIROTTO, E.; TRENTIN, E. F.; POCOJESKI, E.; PANDOLFO, C. M. Perdas de nitrogênio e fósforo por lixiviação sob aplicação de dejetos de suínos em sucessões de culturas, durante três anos. In: Fertbio 2002 - Agricultura: Bases ecológicas para o desenvolvimento social e econômico sustentado, 2002, Rio de Janeiro. **Resumos**. Rio de Janeiro: UFRRJ, 2002a.

MOREIRA, I. L.; CERETTA, C. A.; GIROTTO, E.; TRENTIN, E. F.; POCOJESKI, E.; PANDOLFO, C. M. Avaliação de perdas de nitrogênio e fósforo por lixiviação sob aplicação de dejetos de suínos em sucessões de culturas, durante três anos. In: Fertbio 2002 - Agricultura: Bases ecológicas para o desenvolvimento social e econômico sustentado, 2002, Rio de Janeiro. **Resumos**. Rio de Janeiro: UFRRJ, 2002b.

MYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; BLOCK, M. F. M. Determinação espectrofotométrica de nitrato em extratos de solo sem redução química. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 20, n. 1, p. 129-133, 1985.

OLIVEIRA, E.; PARIZOTTO, M. L. V. **Características e uso fertilizante do esterco suíno**. Circular 83, Instituto Agrônomo do Paraná. IAPAR. Londrina. 1994. p. 24.

OLIVEIRA, P. V. A. DE. **Manual de Manejo e Utilização dos Dejetos de Suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1993. p. 188.

PAVAN, M. A.; BLOCH, M. F.; ZEMPULSKI, H. DA C.; MIYAZAWA, M. ; ZOCOLER, D. C. **Manual de análise química de solo e controle de qualidade**. Londrina, (IAPAR-circular, 76) IAPAR, 1992. p. 40.

PERDOMO, CARLOS CLÁUDIO; LIMA, GUSTAVO JULIO MONTEIRO MELLO DE. **Dejetos de Suinocultura**. 2006. Disponível em <http://www.ambientebrasil.com.br/composer.php3?base=./agropecuario/index.html;conteudo=./agropecuario/dejetos_suinos.html>. Acesso em 01 mar. 2006.

PEREZ, KÁTIA SUELI SIVEK; RAMOS, MARIA LUCRECIA GEROSA; MCMANUS' CONCEPTA. Nitrogênio da biomassa microbiana em solo cultivado com soja, sob diferentes sistemas de manejo, nos Cerrados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 2, fev. 2005.

PLAZA, C., HERNÁNDEZ, D., GARCÍA-GIL, J. C. AND POLO, A. Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 36, p. 1577-1585, 2004.

POWLSON , D. S.; BROOKES, P. C. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 19, n. 2, p. 159-164, 1987.

PRANDO, S. C.; MENEZES, J. F. S.; PIMENTA, F. F.; SILVA; S. M. DA; ALVARENGA, R. C.; KONZEN, E. A.; ANDRADE, C. L. T. teor e distribuição de nitrogênio acumulado no perfil do solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos e adubos químicos. In: Fertbio 2004 - Avaliação das Conquistas: Bases para estratégias futuras, Lages. **Resumos**. Lages: CBCS/UDESC, 19 a 23 de julho de 2004.

QUADRO, M. S., CASTILHOS, D. D.; CASTILHOS, R. M. V.; SILVA, D. G. DA; BRISOLARA, C. V. Alterações microbiológicas no solo induzida pela aplicação de dejetos de suínos e calcário. In: Fertbio 2004 - Avaliação das Conquistas: Bases para estratégias futuras, Lages. **Resumos**. Lages: CBCS/UDESC, 19 a 23 de julho de 2004.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B.; CORRÊA, G. F. **Pedologia. Base para distinção de ambientes**. 4. ed., Viçosa: NEPYT, 2002. p 1-13

ROCHA , M. DE M., MINHONI, M. T. DE A. Sistemas de Manejo com a sucessão soja/milho e os microorganismos amonificantes do solo. In: Fertbio 2002 - Agricultura: Bases ecológicas para o desenvolvimento socia e econômico sustentado, 2002, Rio de Janeiro. **Resumos**. Rio de Janeiro: UFRRJ, 2002.

ROCHETTE, PHILIPPE; ANGERS, DENIS A.; CÔTÉ, DENIS. **Soil Carbon and Nitrogen Dynamics Following Application of Pig Slurry for the 19th Consecutive Year. I. Carbon Dioxide Fluxes and Microbial Biomass Carbon**. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, p. 1389-1395, 2000.

ROCHETTE, PHILIPPE; ANGERS, DENIS; CHANTIGNY, MARTIN H.; BERTRAND, NORMAND; CÔTÉ, DENIS. Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Emission following Fall and Spring Application of Pig Slurry to an Agricultural soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 1410-1420, 2004.

ROCHETTE, PHILIPPE; BOCHOVE, ERIC VAN; PRÉVOST, DANIELLE; ANGERS, DENIS A.; CÔTÉ, DENIS; BERTRAND, NORMAND. Soil Carbon and Nitrogen Dynamics Following Application of Pig Slurry for the 19th Consecutive Year. II. Nitrous Oxide Fluxes and Mineral Nitrogen. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, p. 1396-1403, 2000.

ROMEIRO, ADEMAR R. Agricultura sustentável e tecnologia. A sustentabilidade Agrícola e o Plantio Direto. Plantio Direto... O caminho para uma agricultura sustentável. In: Palestras do I Congresso Brasileiro de Plantio Direto para uma agricultura Sustentável, 1996, Ponta Grossa. **Resumos**. Ponta Grossa: Ponta Grossa/ IAPAR, 1997. p. 2-8.

ROPPA, LUCIANO. **A globalização e as perspectivas da produção de suínos no continente sul-americano**. 2003. Disponível em: <www.acsurs.com.br/resumo.html>. Acesso em: 01 mar. 2006.

SAKAMOTO, K.; OBA, Y. Effect of fungal to bacterial biomass ratio on the relationship between CO₂ evolution and total microbial biomass. **Biology and Fertility of Soils**, v. 17, p. 39-44, 1994.

SANCHEZ, M.; GONZALES, J. L. The Fertilizer Value of Pig Slurry. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 1117-1123, 2005.

SARATCHADRA, S. V. Nitrification activities and the changes in the population of nitrifying bacteria in soil perfused with two different H-ion concentration. **Plant and Soil**, v. 50, p. 99-111, 1978.

SARTOR, VALMIR; SOUZA CECÍLIA DE F.; TINOCO, ILDA DE F.F. **Informações básicas para projetos de construções rurais. Instalações para suínos**. Viçosa: Universidade federal de Viçosa, nov. 2004. p. 19.

SAVIOZZI, A.; LEVI-MINZI, R.; FIFFALDI, R.; VANNI, G. Laboratory studies on application of wheat straw and pig slurry and the resulting environmental implications. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 61, p. 35-43, 1997.

SCHMIDT, E. L.; BELSER, L. W. Nitrifying bacteria. In PAGE, A. L. **Methods of Soil Analysis**, part 2, Chemical and Microbiological Properties - Agronomy Monograph, n. 9. ed. 2. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 1027-1042.

SCHNURER, J.; CLARHOLM, M.; ROSSWAL, T. Microbial biomass and activity in agricultural soil with different organic matter contents. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 17, p. 611-618, 1985.

SCHNURER, J.; ROSSWALL, T. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 43, p. 1256-1261, 1982.

SEDIYAMA, M. A.; VIDIGAL, S. M.; GARCIA, N. C. P. Utilização de resíduos da suinocultura na produção agrícola. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 26, n. 224, p. 52-64, 2005.

SHEN, Q. R.; SHEN, Z. G. Effects of pig manure and wheat straw on growth of mung bean seedlings grown in aluminium toxicity soil. **Bioresource Technology**, v. 76, p. 235-240, 2001.

SILVA, C. A.; VALE, F. R. Disponibilidade de nitrato em solos brasileiros sob efeito da calagem e de fontes e doses de nitrogênio. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 35, n. 12, p. 2461-2474, dez. 2000.

SILVA, MICHELLE; SIQUEIRA, EDMAR RAMOS; COSTA, JEFFERSON LUIS DA SILVA. Hidrólise de diacetato de fluoresceína como bioindicador da atividade microbológica de um solo submetido a reflorestamento. **Ciencia Rural**, v. 34, n. 5, sept./oct. 2004.

SINGH, J. S., KASHYAP, A. K. Dynamics of viable nitrifier community, N-mineralization and nitrification in seasonally dry tropical forests and savanna. **Microbiological Research**, v. 161, p. 169-179, 2006.

SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; GRISL, B. M.; HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R. S. **Microorganismos e processos biológicos do solo: Perspectiva ambiental**. Brasília: EMBRAPA, 1994. p. 142.

SISVAR. Versão 4.6 (Build 61). Copyright. **Daniel Furtado Ferreira**, 1999-2003. Disponível em: <www.dex.ufla.br>. Acesso em: 10 janeiro 2006.

SKAMBRACKS, D.; ZIMMER, M. Combined methods for the determination of microbial activity of leaf litter. **Eur. J. Soil Biol.**, v. 34, n. 3, p. 105-110, 1998.

SMITH, R. V.; DOYLE, R. M.; BURNS, L. C. STEVENS, R. J. A model for nitrite accumulation in soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 19, n. 8, p. 1241-1247, 1997.

SOUZA, MARCOS LUIZ DE PAULA, MOTA, ANTONIO CARLOS, DIONÍSIO, JAIR A., FOULER, ROSSANA BALDANZI, BLEY JR, CÍCERO J. Potencialidade, aspectos ambientais e riscos associados á disposição final de esterco suínos líquidos em terras das regiões oeste e sudoeste do estado do Paraná. In: projeto de controle da contaminação ambiental decorrente da suinocultura no estado do Paraná. **Gestão ambiental da suinocultura manual do assistente técnico**. Curitiba, 2003. p. 71-140.

STENBERG, B. Monitoring soil quality of arable land: microbiological indicators. **Soil Plant Science**, v. 49, p. 1-24, 1999.

TATE , K. R.; ROSS, D. J.; RAMSAY, A. J.; WHALE, K. N. Microbial biomass of measurement procedures, temporal variations, and the influence of P fertility status. **Plant and Soil**, v. 132, n. 2, p. 233-241, 1991.

TIEDJE, J. M. Denitrification. In PAGE, A. L. ed. **Methods of Soil Analysis**, part 2, Chemical and Microbiological - Agronomy Monograph, ed. 2., n. 9. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 1011-1026.

ULBRICH, ADOLFO V.; LEITE, CÉLIO ROBERTO F.; SOUZA, JOSÉ ROBERTO P.; ANDRADE, DIVA SOUZA. Ação do imazapic+imazapyr sob a tiririca (*Cyperus rotundus*) e os denitrificadores em milho. **Planta Daninha**, v. 22, n. 4, p. 577-582, 2004.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 19, n. 6, p.703-707, 1987.

VARGAS, L. K.; SCHOLLES, D. Nitrogênio da biomassa microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo, estimado por método de fumigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 411-417, 1998.

VENZKE FILHO, SOLISMAR DE PAIVA; FEIGL, BRIGITTE JOSEFINE; LORIVAL, MARISA DE CÁSSIA PICCOLO; FANTE JR., LORIVAL; SIQUEIRA NETO, MARCOS; CERRI, CARLOS CLEMENTE. Root systems and soil microbial biomass under no-tillage system. **Sci. Agric.** (Piracicaba, Braz.), v. 61, n. 5, p. 529-537, Sept./Oct. 2004.

VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; CERETTA, C. A.; BASSO, C. J. Uso de esterco líquidos de suínos na agricultura e evolução de CO₂. In: Fertbio 2004 - Avaliação das Conquistas: Bases para estratégias futuras, Lages. **Resumos**. Lages: CBCS/UDESC, 19 a 23 de julho de 2004.

WARDLE, D. A.; HUNGRIA, M. A biomassa microbiana do solo e sua importância nos ecossistemas terrestres. In: ARAUJO, R. S.; HUNGRIA, M. **Microrganismos de importância agrícola**. Brasília: Embrapa, 1994. p. 195-216.