

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA - UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS
MESTRADO EM CIÊNCIA DO SOLO

JAMES RODRIGO MARIOTTO

FÓSFORO MICROBIANO E EXTRAÍVEL EM LATOSSOLO COM
ADIÇÃO DE DEJETO SUÍNO SOB PLANTIO DIRETO DE MILHO

Dissertação apresentada ao Centro de Ciências Agroveterinárias da Universidade do Estado de Santa Catarina – CAV/UDESC, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo

Orientador: Dr. Osmar Klauberg Filho

LAGES – SC

2009

Ficha catalográfica elaborada pela Bibliotecária
Renata Weingärtner Rosa – CRB 228/14ª Região
(Biblioteca Setorial do CAV/UDESC)

Mariotto, James Rodrigo

Fósforo microbiano e extraível em latossolo com
adição de dejetos suíno sob plantio direto de milho. /
James Rodrigo Mariotto. – Lages, 2009.
48p.

Dissertação (Mestrado) – Centro de Ciências
Agroveterinárias / UDESC.

1. Solos – Teor de fósforo. 2. Suíno – Esterco.
3. Plantio direto. 4. Milho. I. Título.

CDD – 631.4

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC

CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS

MESTRADO EM CIÊNCIA DO SOLO

**FÓSFORO MICROBIANO E EXTRAÍVEL EM LATOSSOLO COM ADIÇÃO DE
DEJETO SUÍNO SOB PLANTIO DIRETO DE MILHO**

JAMES RODRIGO MARIOTTO

Engenheiro Agrônomo

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do Grau de Mestre no Curso de Mestrado em Ciência do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC.

Aprovado em: **05/02/2009**
Pela Banca Examinadora:

Homologado em:

Dr. Osmar Klauberg Filho
Orientador
UDESC/CAV - Lages – SC

Dr. Paulo Cezar Cassol
Coordenador Técnico do Curso de Mestrado
em Manejo do Solo e Coordenador do
Programa de Pós-Graduação em Ciências
Agrárias – UDESC/CAV - Lages – SC

Dr. Milton da Veiga
EPAGRI/CAMPOS NOVOS - SC

Dr. David José Miquelluti
UDESC/CAV - Lages - SC

Dr. Luciano Colpo Gatiboni
UDESC/CAV - Lages - SC

LAGES
Santa Catarina – Brasil
2009

A meus Pais Antonio e Inalde Mariotto, a
minha namorada Kathilce pelo apoio e
compreensão nessa caminhada, com
amor, *DEDICO*.

AGRADECIMENTOS

A Universidade do Estado de Santa Catarina, em especial ao Departamento de Solos e Recursos Naturais e ao Curso de Mestrado em Manejo do Solo do Centro de Ciências Agroveterinárias.

A meus pais, pelo amor e dedicação em todos os momentos de minha vida.

À minha namorada Kathilce e Ana Carolina.

Ao Prof. Dr. Osmar Klauberg Filho, pela orientação durante o desenvolvimento dos trabalhos realizados.

Ao Prof. Dr. David José Miquelluti, pela colaboração e participação nas análises estatísticas dos dados.

Ao Prof. Dr. Paulo C. Cassol, por ceder à área experimental e pelos dados cedidos para inclusão nesta dissertação.

Ao produtor rural Celso Rettori, pela área cedida e colaboração durante os trabalhos de campo.

Aos professores do Curso de Mestrado em Manejo do Solo, que colaboraram para minha formação nas disciplinas.

Aos bolsistas, que de forma direta ou indireta, colaboraram durante a realização dos trabalhos de campo e de laboratório.

Aos colegas de mestrado, em especial Isabel e Franciani, pela amizade e companheirismo.

A CAPES, pela concessão da bolsa de estudo durante a realização Mestrado.

A meus colegas e amigos, que me apoiaram e colaboraram nesta caminhada.

RESUMO

O fósforo da fração orgânica do solo representa de 15 a 80 %, do fósforo total, sendo fonte para as plantas, quando mineralizado, por isso é de fundamental importância o conhecimento da sua ciclagem e dinâmica no solo. A utilização de adubos orgânicos como o dejetos de suíno promove a entrada de quantidades significativas de fósforo ficando disponível às plantas e para a biomassa microbiana, forma que pode diminuir a adsorção de fósforo no solo. O objetivo do trabalho foi o de avaliar o efeito da adição de doses crescentes de dejetos suínos sobre a compartimentalização de P na biomassa microbiana e outras formas lábeis com a relação com o tempo de aplicação do dejetos. O estudo foi realizado em área experimental localizada no município de Campos Novos, SC, com altitude média de 863 m. O experimento foi instalado em outubro de 2001, sobre um Latossolo Vermelho Distroférrico, em sistema de semeadura direta de milho. Em outubro de 2007 foram aplicados 0, 25, 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹ de dejetos suínos, adubação solúvel e combinação de adubação solúvel com 25 m³ de dejetos suínos (T1, T2, T3, T4, T5, T6 e T7, respectivamente) e em 0; 5; 14; 22; 36 e 61 dias após a aplicação (daa) foram realizadas coletas de solos de 0 a 10 cm de profundidade para a obtenção de curvas de respostas de P microbiano (P-mic), P extraído com resina trocadora de ânions (P-RTA) e P extraído por Mehlich I (P-Mehlich). As análises estatísticas foram realizadas por meio de contrastes nos tratamentos em cada momento de leitura: **C1** = 6T1 - T2 - T3 - T4 - T5 - T6 - T7; **C2** = T6 - T7; **C3** = T7 - T2; **C4** = T2 - T3; **C5** = T3 - T4 e **C6** = T4 - T5, e entre os momentos dentro de cada tratamento: **C1** = 5 daa - 14 daa; **C2** = 14 daa - 22 daa; **C3** = 22 daa - 36 daa e **C4** = 36 daa - 61 daa, testados através do teste “t” de Student com significância de 5%. Os resultados analisados indicaram que os teores de P-mic; P-RTA e P-Mehlich variaram em função da adubação (solúvel e/ou dejetos suínos) dentro dos tempos de amostragem após a aplicação dos tratamentos, variando de 1,80 a 22,59 mg kg⁻¹ para P-mic, de 0,34 a 102,00 mg kg⁻¹ para P-RTA e de 0,94 a 52,31 mg kg⁻¹ para P-Mehlich. Em média 43,24; 51,55; 51,22; 121,23 e 360,57% do P-RTA foram incorporados pela biomassa microbiana nos tempos 5, 14, 22, 36 e 61 daa, respectivamente, com isso minimizando os processos de adsorção de P ao solo.

Palavras-chave: Fósforo microbiano. Dejetos suínos. Plantio direto. Milho.

ABSTRACT

Available phosphorus (P) from soil organic fraction represents 15 to 80% of total-P, being it source for plants when mineralized, so it is very important the knowledge of its cycling process and dynamic in soil. The use of organic fertilizers like pig slurry promotes the input of significant amounts of P available to plants and microbial biomass, leading to a decrease on P adsorption. This work aimed to evaluate the effect of pig slurry application in crescent rates on the dynamic of microbial phosphorus (P_{mic}), Anion membrane exchange (P-RTA) and Mehlich I (P-Melich). Pig slurry (0, 25, 50, 100 and 200 m³ ha⁻¹) was applied on a Brazilian Oxisol and at 0; 5; 14; 22; 36 and 61 days after application (daa) the soil was collected (0-10 cm) to obtain the response curves. The contrasts used was: **C1** = 6T1 - T2 - T3 - T4 - T5 - T6 - T7; **C2** = T6 - T7; **C3** = T7 - T2; **C4** = T2 - T3; **C5** = T3 - T4 e **C6** = T4 - T5 at treatments in the reading moments and the contrasts to: **C1** = 5 daa - 14 daa; **C2** = 14 daa - 22 daa; **C3** = 22 daa - 36 daa e **C4** = 36 daa - 61 daa, at moments in the treatments), tested by "t" test for Student with 5% significance. Data showed that there was a difference between the treatments in sampling time to P-mic, P-RTA and P-Mehlich, ranged of 1,80 at 22,59 mg kg⁻¹ to P-mic, 0,30 at 102,00 mg kg⁻¹ to P-RTA and 0,94 at 52,31 mg kg⁻¹ to P-Mehlich. On average 43,24; 51,55; 51,22; 121,23 e 360,57% of the P-RTA was incorporated by microbial biomass in time, 5, 14, 22, 36 e 61 daa, respectively.

Keywords: Microbial phosphorus. Pig slurry. No-tillage. Maize.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 –	Coordenadas geográficas da área experimental e demonstração do arranjo experimental adotado desde 2001. Tratamentos 1; 2; 3; 4; 5; 6 e 7; correspondendo a Adubação solúvel; adubação solúvel combinado com 25 m ³ ha ⁻¹ de dejetos suíno; 0, 25, 50, 100 e 200 m ³ ha ⁻¹ de dejetos suíno, respectivamente.....	24
Figura 02 –	Distribuidor de dejetos líquidos de suíno utilizado para a aplicação do dejetos na área experimental.....	26
Figura 03 –	Superfície do solo após a aplicação de dejetos suíno.....	27
Figura 04 –	Precipitação e temperatura diária para a cidade de Campos Novos/SC entre o tempo de amostragem de solo. Período de 08 de Novembro de 2007 a 08 de Janeiro de 2008.....	27
Figura 05 –	Termômetro digital com haste de metal utilizado para a aferição da temperatura do solo a 10 cm de profundidade em cada ponto de coleta de solo.....	28

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 –	Valor de pH e teores de matéria seca, macronutrientes e micronutrientes em dejetos suíno (base úmida) empregado em aplicações anuais no experimento.....	25
Tabela 02 –	Teores de Fósforo microbiano (P-mic), Fósforo extraível com resina trocadora de ânions (P-RTA), Fósforo extraível por Mehlich 1 (P-Mehlich) e valores de pH em água e umidade do solo, em Latossolo Vermelho distroférrico com semeadura direta de milho, ao longo de 61 dias após a adubação superficial com diferentes doses de dejetos suíno e adubação solúvel. Dados da safra 2007/2008.....	32
Tabela 03 –	Análise de contrastes entre os tratamentos de adubação, antes da aplicação de dejetos suíno (0 daa), para os teores de P na biomassa microbiana (P-mic - mg kg ⁻¹), teores de P extraível por Resina Trocadora de Ânions (P-RTA - mg kg ⁻¹) e teores de P extraível por Mehlich 1 (P-Mehlich - mg kg ⁻¹).....	33
Tabela 04 –	Relação P-mic:P-RTA em Latossolo Vermelho distroférrico com semeadura direta de milho, ao longo de 61 dias após a adubação com diferentes doses de dejetos suíno. Dados da safra 2007/2008.....	37
Tabela 05 –	Relação P-mic:P-Mehlich em Latossolo Vermelho distroférrico com semeadura direta de milho, ao longo de 61 dias após a adubação com diferentes doses de dejetos suíno. Dados da safra 2007/2008.....	37
Tabela 06 –	Análise de contrastes entre os tratamentos de adubação, em cada tempo de amostragem (5, 14, 22, 36 e 61 daa) para os teores de P na biomassa microbiana (P-mic - mg kg ⁻¹), teores de P extraível por Resina Trocadora de Ânions (P-RTA - mg kg ⁻¹) e por Mehlich 1 (P-Mehlich - mg kg ⁻¹).....	38

Tabela 07 –	Análise dos contrastes em cada tempo de amostragem (5, 14, 22, 36 e 61 daa) nos tratamentos de adubação, para os teores de P na biomassa microbiana (P-mic - mg kg ⁻¹), P extraível por Resina Trocadora de Ânions (P-RTA - mg kg ⁻¹) e P extraível por Mehlich 1 (P-Mehlich - mg kg ⁻¹).....	39
-------------	---	----

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	11
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	14
2.1 DEJETOS SUÍNOS.....	14
2.2 DEJETOS SUÍNOS E ASPECTOS AMBIENTAIS.....	15
2.3 DEJETOS COMO FERTILIZANTES.....	16
2.3.1 Fósforo.....	18
2.3.2 Atividade microbiana e fósforo.....	21
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	23
3.1 ÁREA EXPERIMENTAL.....	23
3.2 TRATAMENTOS E DELINEAMENTO EXPERIMENTAL,.....	23
3.3 AMOSTRAGEM DE SOLO.....	25
3.4 CARACTERÍSTICAS AVALIADAS.....	28
3.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	29
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	30
CONCLUSÕES.....	40
REFERÊNCIAS.....	41

1 INTRODUÇÃO

A suinocultura brasileira constitui atividade predominantemente de pequenas propriedades rurais, e está presente em 46,5% das 5,8 milhões de propriedades existentes no país, empregando mão-de-obra tipicamente familiar (PERDOMO et al., 2006).

Até os anos 70, o volume de dejetos suíno (DS) não era considerado fator preocupante, pois a concentração de animais era pequena e o solo tinha capacidade de suportar as doses de dejetos utilizados como adubação orgânica, sem causar impactos ambientais severos. Com a expansão da atividade suinícola e a intensificação da produção, houve um aumento considerável no volume de dejetos produzido por unidade de área. Este fato, em regiões com alta densidade de suínos, causa impactos significativos no ambiente devido ao lançamento excessivo de dejetos no solo e rios. Os dejetos suínos apresentam grande quantidade de N e P, entre outros nutrientes, que poderão ser absorvidos pelas plantas da mesma forma que os dos fertilizantes minerais. Entretanto, ao contrário dos fertilizantes minerais, os dejetos de suínos possuem composição química muito variável, principalmente em função da alimentação e do manejo da água empregados nos criatórios de suínos.

A aplicação de dejetos pode contribuir para uma agricultura sustentável, fornecendo macro e micronutrientes para as culturas, melhorando propriedades físicas, químicas e biológicas, atuando como um condicionador do solo. Entretanto, sendo o solo o ambiente mais utilizado para o descarte de dejetos suínos, e onde ocorrem fenômenos de tamponamento e reações químicas, este pode apresentar capacidade variada de tolerar a adição de dejetos suínos. Por outro lado, aplicações não controladas de dejetos de suínos no solo podem causar excesso de nitrato e sais, acumulação de fósforo e metais pesados, transporte de patógenos, além da emissão de amônia e metano para a atmosfera. Diversos nutrientes podem ainda ser perdidos por escoamento superficial, dependendo diretamente das doses de dejetos e da forma de aplicação.

Nos estudos sobre uso de dejetos suínos, o fósforo assume posição de destaque devido aos teores elevados nos mesmos, a sua importância para a manutenção de níveis produtivos altos na agricultura moderna e ao seu alto potencial poluidor do solo e das águas. Cerca de dois terços do fósforo presente no dejetos suínos está na forma não solúvel em água, fazendo parte de estruturas orgânicas, as quais propiciam efeito residual ao esterco no fornecimento deste nutriente.

Em sistemas sustentáveis, deve-se manusear o uso de dejetos de tal modo a estabelecer um ambiente propício à produção adequada, sem impactar o ambiente, principalmente em solos fertilizados com altas doses de dejetos ricos em fósforo. Perdas por escoamento superficial de fósforo podem ser altas, causando eutrofização das águas, mesmo em alguns sistemas de manejo conservacionistas, como o plantio direto.

No solo, a biomassa microbiana, definida como a parte viva da matéria orgânica, atua como reservatório dinâmico de nutrientes e como transformadora da matéria orgânica, desempenhando papel fundamental na ciclagem biogeoquímica dos nutrientes e na sua disponibilidade. No caso do fósforo, atua mineralizando e imobilizando o P orgânico, solubilizando o P inorgânico e melhorando a eficiência de utilização do P no caso das associações entre plantas e fungos micorrízicos (Paul & Clark, 1996).

A adição de dejetos animais pode favorecer o aumento da biomassa microbiana nas camadas superficiais do solo, aumentando a eficiência da adubação orgânica pela imobilização microbiana de parte do fósforo presente no dejetos. Em solos com predomínio de caulinita e de óxidos de Fe e Al, como os Latossolos, ocorre forte adsorção dos íons fosfatos, diminuindo com isso o fósforo lábil. Nestes solos onde a adsorção é intensa, a disponibilidade de fósforo é controlada pela sua adsorção, dessorção e precipitação, bem como pela atividade da biomassa microbiana, promovendo a imobilização do P inorgânico e mineralização do P orgânico.

O P_{mic} tem se mostrado promissor para avaliação da dinâmica do fósforo no solo. Em solos sob pastagens os valores de fluxo anual de P_{mic} podem chegar a 23 kg ha⁻¹ano⁻¹ de fósforo, em solos cultivados as reduções podem chegar 7 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (Brookes et al., 1984), o que mostra a importância da biomassa microbiana na ciclagem do fósforo no solo.

O sistema de plantio direto promove o incremento de matéria orgânica no solo resultando, de forma natural um maior teor de P orgânico quando comparado ao sistema convencional.

A biomassa microbiana é utilizada como indicador de qualidade do solo. Entretanto, se conhece pouco sobre a contribuição do fósforo microbiano (P_{mic}) em latossolos com adição de dejetos suínos, em diferentes doses e ao longo do tempo.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da adição de doses de dejetos suíno na imobilização de P pela biomassa microbiana do solo em um Latossolo Vermelho Distroférico sob plantio direto de milho, e sua relação com o tempo de aplicação do dejetos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 DEJETOS SUÍNOS

O uso intensivo do solo, principalmente quando associado a excessiva pulverização do solo aumenta a exposição dos compostos orgânicos à ação de fatores climáticos. Este fato pode resultar em alterações na qualidade do solo, entendida como sua capacidade de manter uma produção de modo sustentável (Costa et al., 2006). Com isso no interesse de aumentar a qualidade do solo buscam-se manejos mais adequados ao propósito, sendo um dos mais utilizados o plantio direto. Determinar a qualidade do solo encontra-se dificuldades por ser dependente de propriedades intrínsecas, de sua interação com o ecossistema (Costa et. al., 2006). A caracterização do sistema de plantio direto (SPD) dá-se pela manutenção de cobertura do solo durante todo o ano, sendo o preparo limitado à linha de cultivo. A cobertura do solo altera o regime térmico, umidade da superfície do solo, diminui perdas de solo por erosão e aumentando a quantidade de matéria orgânica protegida no interior dos agregados (Bayer & Mielniczuk, 1997), aumentando o teor de matéria orgânica ao longo do tempo. O acúmulo de matéria orgânica e de nutrientes favorece o crescimento e atividade microbiana na camada superficial do solo sob o sistema de plantio direto (Vargas & Scholles, 2000). A comunidade microbiana é dependente de fatores abióticos: temperatura, umidade, aeração, disponibilidade de nutrientes e do substrato orgânico, os quais são modificados pelo sistema de manejo, com ou sem revolvimento do solo ou manutenção de cobertura sobre a superfície.

A demanda por produtos de origem animal vem aumentando em todo o mundo, fruto do crescimento demográfico, aumento do poder de compra e urbanização de países em desenvolvimento. Como consequência, há a possível demanda excessiva por grãos para alimentação animal, o que implica em aumento dos custos de produção; ou do potencial poluidor da atividade devido à alta concentração de animais nos pólos produtores.

A suinocultura mundial possui um rebanho de cerca de 787 milhões de cabeças, destes o Brasil mantém em seu rebanho cerca de 37,5 milhões. A China participa com cerca de 51% da produção mundial, seguido pela União Européia, com 20%, Estados Unidos com 10%. O Brasil possui uma produção de 2,79 milhões de toneladas de carne suína, ocupando a quarta posição mundial, posição de destaque, pela qualidade da matéria prima, baixo custo de produção e por apresentar menores problemas ambientais, devido a sua maior área territorial quando comparados à países europeus.

Por possuir grande área territorial, o Brasil é apontado como um país com grande capacidade de expansão da suinocultura mundial, com riscos ambientais menores devido sua baixa densidade animal, cerca de 4,1 suíno/km² (Miranda, 2007). Entretanto, deve-se considerar que a distribuição desigual da suinocultura no país torna a produção concentrada em algumas regiões, como a região Sul. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), metade do rebanho suinícola brasileiro está na região Sul, sendo Santa Catarina o estado com maior rebanho e com a maior densidade. O Oeste catarinense possui um rebanho de 4,15 milhões de cabeças, apresentando a maior densidade suinícola do estado, 462 suíno/km².

2.2 DEJETOS SUÍNOS E ASPECTOS AMBIENTAIS

No Brasil, onde há grandes áreas territoriais disponíveis para a deposição e as condições climáticas intensificam os processos de degradação do dejetos suíno, constituindo em uma vantagem no que se refere ao destino adequado do resíduo, quando comparado a países de clima mais frio. Mesmo com condições favoráveis, há riscos ambientais que devem ser levados em consideração ao modo de disposição final do dejetos suíno (SOUZA et al., 2003).

Com a concentração da suinocultura, ocorre a intensificação da produção de dejetos por unidade de área ao qual deverá ser destinado local adequado, sendo agravado em regiões onde a concentração de produtores é alta, como ocorre no Oeste de Santa Catarina.

Impacto ambiental é, segundo o CONAMA (1986), qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, diretamente 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 naturais.

Em relação ao manejo específico do fósforo presente no dejetos suíno, há grande importância ambiental e agrônômica, uma vez que cerca de dois terços do P está em formas não solúveis em água (CERETTA et al., 2005).

2.3 DEJETOS COMO FERTILIZANTES

O potencial fertilizante é oriundo de sua capacidade de suprir as plantas com os nutrientes necessários ao seu desenvolvimento que estão contidos no dejetos, igual à adubação com fertilizantes minerais. Estudos comprovam o potencial fertilizante do dejetos suíno no suprimento nutricional em milho, pastagens, soja entre outros. Para a região sul do país, há relatos que mostram produtividade com dejetos suíno equivalente à fertilizantes minerais, no oeste de Santa Catarina. Konzen (2003) observou produtividade de 8,1 e 8,44 t grãos ha⁻¹ em plantio direto de milho com doses de 50 e 100 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno, respectivamente. Também obteve em sistema de plantio convencional produtividade de 5,2 a 7,6 t ha⁻¹ de milho em um latossolo da região de Minas Gerais, com aplicação de 45 a 180 m³ ha⁻¹, de dejetos suíno. Quanto ao efeito residual do dejetos suíno, Konzen (2003) relatou que o dejetos é insuficiente mesmo nas maiores doses, por isso tornando-se necessárias aplicações anuais de 45 a 90 m³ ha⁻¹ ano, como adubação de manutenção.

Quando comparados a fertilizantes minerais, que podem ser formulados para as condições de cada cultura e solo, os dejetos de suínos apresentam vários nutrientes em quantidades desproporcionais em relação à necessidade das plantas. É um desafio, o estudo de como os dejetos podem retornar ao solo como uma forma de ciclagem e fonte de nutrientes, possibilitando incrementar a produção e reduzir os custos. Também, faz-se necessário reduzir os riscos de poluição ambiental por perdas de nitrato e fósforo, e acúmulo de cobre e zinco no solo, estabelecendo critérios de manejo, e assim reduzir o impacto ambiental e viabilizar ambientalmente a utilização de dejetos de suínos nos mais diversos manejos de solo.

Com a implantação do sistema industrial de criação, há o aumento considerável na produção de dejetos, que, continua sendo aplicado ao solo como adubação orgânica. Desse modo, torna-se importante fonte poluidora do ambiente:

solo, água e ar. Como efeitos da aplicação em excesso de dejetos suíno têm: possível contaminação da água com patógenos, elevação nos teores de P, N, Cu e Zn, NO_3 , NH_4 , o que pode causar eutrofização de ecossistemas e redução da qualidade do solo e da água. Com isso a situação ambiental crítica de muitas regiões produtoras, como exemplo o oeste catarinense, precisa de maior atenção no que se refere a um manejo adequado dos resíduos.

A possível poluição ambiental causada pelo uso de dejetos suíno leva a busca de soluções que minimizem o potencial poluidor. A utilização como fertilizante do solo apresenta resultados promissores, devido a reciclagem do resíduo e os nutrientes contidos, após a mineralização do resíduo pelos microrganismos do solo. Entretanto, ao contrário dos fertilizantes minerais, sua constituição química é desbalanceada em relação à necessidade de extração das plantas. Desse modo, a aplicação de doses para fornecer o nutriente mais limitante, em excesso e/ou continuadas, podem causar desequilíbrio químico, físico e biológico do solo. A disposição de dejetos suíno ao longo dos anos nas mesmas áreas, pode causar problemas com contaminação de águas subsuperficiais e rios com nitrato e fósforo (L'HERROUX et al., 1997; BASSO, 2003; BASSO et al., 2005; BERWANGER, 2006).

A agricultura intensiva é um dos principais fatores da degradação do solo, principalmente devido às perdas de matéria orgânica (Anderson, 2003). A adição de dejetos animais tem sido usado como um método de manter níveis de nutrientes em solos agriculturáveis e também aumentar a atividade biológica (Senesi, 1989) e favorecer o aumento da biomassa microbiana nas camadas superficiais do solo, aumentando a eficiência da adubação orgânica pela imobilização microbiana de parte do fósforo presente no dejetos. Microrganismos do solo desempenham um importante papel dentro do solo, como transformações químicas de alguns nutrientes, funcionam como fonte e dreno de nutrientes às plantas e alteram as propriedades físicas do solo (Anderson, 2003; Anderson and Domsch, 1980).

O estado de Santa Catarina possui um rebanho de cerca de 5,8 milhões de cabeças, com produção diária estimada em 9,0 litros de dejetos por animal em fase de terminação (Bonafé, 2006), sendo o seu descarte no solo limitado a $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ pela FATMA (IN-11, 2000). Entretanto, os efeitos de diferentes doses e da adição continuada destes dejetos no solo sobre a compartimentalização e disponibilidade do P são pouco conhecidos.

2.3.1 Fósforo

A deficiência de fósforo é a maior restrição para a produtividade agrícola, afetando uma área estimada de 2 bilhões de hectares no mundo. Os solos ácidos altamente intemperizados, deficientes em fósforo, somam mais de 70% dos solos dos trópicos, representando cerca de 50% da América tropical (Fairhurst et al., 1999).

O fósforo constitui 0,1% da crosta terrestre, estando presentes em minerais como a fluorapatita, hidroxiapatita, variscita. Quando em água, as formas freqüentes encontradas são: fosfatos (PO_4^{-3} , HPO_4^{-2} , H_2PO_4^- , H_3PO_4). Sendo uma fonte não renovável e com baixa concentração na biosfera, seu uso deve ser racionalizado, principalmente nas regiões tropicais onde solos com altos teores de óxidos de Fe e Al apresentam grande capacidade de adsorção dos fertilizantes fosfatados adicionados ao solo (Oberson et al., 2001). Para promover um eficiente fornecimento de fósforo ao solo e em menores doses, é necessário maximizar a reciclagem através dos resíduos das culturas e da utilização de fertilizantes orgânicos, principalmente nestes solos tropicais, devido sua alta capacidade de adsorção (Tiessen & Shang, 1998).

Em adubações fosfatadas o fósforo é geralmente pouco aproveitado pelas plantas, em comparação com o volume aplicado no solo, observando-se um aproveitamento por culturas anuais de cerca de 10% do fósforo aplicado (Van Raij, 2004). Este comportamento sugere que o restante do P aplicado é fixado na matriz do solo, sendo esta fixação mais intensa em solos tropicais onde os teores de argila e óxidos são maiores, devido ao alto grau de intemperismo. Solos com predomínio de caulinita e óxidos de Fe e Al como os Latossolos, possuem forte adsorção de íons fosfato diminuindo com isso o fósforo lábil. Nestes solos onde a adsorção é intensa, a disponibilidade de fósforo é controlada pela adsorção, dessorção e precipitação (Novais & Smyth, 1999) e processos biológicos, como a imobilização do P inorgânico e mineralização do P orgânico (Vargas & Hungria, 1997).

A agricultura brasileira passa por uma fase de transição, onde a busca de altos tetos produtivos implica em novas tecnologias e na utilização de quantidades elevadas de fertilizantes minerais. Neste contexto, o fósforo destaca-se como fator produtivo, pela sua deficiência na maioria dos solos intemperizados do Brasil e pela necessidade de aplicações de doses elevadas no solo. O uso excessivo e

indiscriminado e as práticas de manejo inadequadas para a manutenção do fósforo no sistema levam a um aumento da demanda de adubos fosfatados, o que acarreta em maior exploração das reservas fosfáticas. Sendo um recurso natural oriundo de rochas fosfáticas de origem vulcânica e de depósitos sedimentares, sua capacidade de formação é lenta, tornando-se com isso um recurso finito ou limitado. Há tendências de aumento substancial do consumo e a produção de fertilizantes fosfatados no Brasil, baseados em fatores como: a adoção de tecnologias de produção visando o aumento da produtividade de grãos destinados a exportação; a expansão de novas fronteiras agrícolas e condições edafoclimáticas do país, ou seja, devido ao alto grau de intemperismo da maioria dos solos brasileiros, já que o intemperismo acentuado desses solos aumenta sua capacidade de adsorção de fosfato.

A quantidade de P no solo é variável de acordo com o material de origem, do grau de desenvolvimento do solo e da presença de minerais secundários do solo. Solos originados de basalto, quando com alto grau de desenvolvimento onde as perdas são intensas apresentarão fertilidade natural baixa e solos argilosos, em geral possuem teor de P natural maior quando comparados aos solos arenosos. O fósforo no solo pode ser encontrado tanto na fase sólida quanto na solução, sendo que esta última, mesmo em equilíbrio com a fase sólida, apresenta baixa concentração, devido à baixa solubilidade dos compostos. Em geral solos apresentam de 300 a 3400 mg kg⁻¹ de P na fase sólida, constituído por compostos orgânicos e inorgânicos, estando em equilíbrio com o da solução, constituído essencialmente por P na forma inorgânica, em concentração geralmente menor do que 0,1 mg kg⁻¹ (Anghinoni et al., 2004).

Em média 50% do fósforo total estão na forma inorgânica, podendo variar de 10 a 96% nessa forma. Em regiões tropicais e de solos ácidos, o P inorgânico em equilíbrio com o P da solução está ligado com íons Fe e Al, através do processo de adsorção, que consiste na ligação do íon fosfato ao Fe ou Al da superfície dos óxidos ou hidróxidos ou às superfícies das argilas. Nessas regiões, a disponibilidade natural de fósforo às culturas é baixa, uma vez que grande parte do P da fase sólida esta no interior de precipitados de Fe e Al, ficando indisponíveis às plantas. Neste caso mesmo com a aplicação de corretivos do solo para a elevação do pH, o P imobilizado no interior das estruturas dos óxidos de Fe e Al tem baixa reversibilidade para a solução do solo.

Em faixa de pH variando de 4 a 7, o fósforo na solução encontra-se predominantemente nas formas de íons H_2PO_4^- e HPO_4^{2-} , sendo que estas formas estão disponível às plantas em uma concentração muito baixa, geralmente menor que $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ e em alguns solos estando abaixo de $0,05 \text{ mg kg}^{-1}$ (Bissani et al, 2004). Quando da absorção de P da solução pelas plantas, o fósforo da fase sólida é solubilizado para a manutenção do equilíbrio químico entre a fase sólida e a solução. Com base nos princípios do equilíbrio químico, sabe-se que após a absorção pelas plantas, a quantidade de P da fase sólida solubilizada para manter o equilíbrio é sempre menor do que a concentração anterior a absorção pela planta. Em solos onde não é realizada reposição do P extraído pelas culturas, com adubações fosfatadas, haverá redução gradual do nível de fósforo do solo, tanto o total quanto o disponível (lábil).

A biomassa microbiana, definida como a parte viva da matéria orgânica, atua como reservatório dinâmico de nutrientes e como transformadora da matéria orgânica (Jenkinson & Ladd, 1981), desempenhando papel fundamental na compartimentalização do fósforo e na sua disponibilidade. Neste sentido, a biomassa microbiana tem sido utilizada como indicador de qualidade do solo, sendo o fósforo microbiano (P_{mic}) usado para avaliar modificações impostas pelos diferentes sistemas de manejo do solo adotados. Por ser uma fonte de nutrientes, influencia a produtividade das plantas; além disso, o fósforo contido nesta biomassa esta disponível após a mineralização, principalmente na rizosfera, facilitando a absorção pelas plantas.

No plantio direto ocorre a aplicação de fertilizantes fosfatados na camada superficial dos solos, a deposição de restos culturais na superfície e o não revolvimento do solo. Distribuindo-se no perfil do solo em suas formas naturais (lábil, moderadamente lábil e pouco lábil), estando em compartimentos inorgânicos e/ou em compartimentos orgânico, biológicos, como a matéria orgânica e na biomassa microbiana do solo. Quando comparados o sistema de plantio direto com o sistema convencional, nota-se maior quantidade de P orgânico no plantio direto, isto devido a quantidade e a composição do resíduo utilizado. A maior concentração de fósforo lábil no sistema de plantio direto pode ser explicada pela adição do P nas camadas superficiais do solo, ao efeito de concentração, às reações de adsorção e a reciclagem pela mineralização do resíduo (Sá, 2004).

O plantio direto, caracterizado pela permanência de resíduos vegetais na superfície do solo propicia maior proteção do solo contra erosão, diminui a oscilação de temperatura e umidade do solo, contribuindo para a manutenção de temperaturas mais amenas e maior retenção de água no solo em períodos quentes e de estiagem. Essas características determinam alterações qualitativas e quantitativas nos microrganismos e sua atividade no solo. Os microrganismos atuam de forma importante no funcionamento e sustentabilidade do agrossistema, agindo na troca de nutrientes, na ciclagem de compostos orgânicos, promovem a decomposição de resíduos, mineralização e a absorção de nutrientes pelas plantas, melhorando sua nutrição e resistência a doenças e estresses abióticos (COLOZZI FILHO et. al, 1999). Na palhada do plantio direto proliferam vários grupos de microrganismos interagindo e competindo por recursos bióticos e abióticos, mediante relações de predação, parasitismo e mutualismo. Processos estes responsáveis pela mineralização, decomposição e ciclagem de nutrientes no solo. As plantas presentes nesse ambiente são de fundamental importância para a manutenção do equilíbrio do sistema, devido seu papel como modificador do ambiente rizosférico. A rizosfera, sendo o volume de solo que sofre influência das raízes representa uma região de intensa atividade microbiana, principalmente devido a produção de exsudatos radiculares que estimulam o desenvolvimento microbiano, e estes atuam de forma a estimular o desenvolvimento vegetal, pela produção de fitohormônios de crescimento e liberação de nutrientes.

2.3.2 Atividade microbiana e fósforo

Os microrganismos, sendo habitantes do solo, desempenham funções no solo, aumento da disponibilidade do P do solo para a absorção pelas plantas, por meio de mecanismos que afetam a estrutura, a química, a bioquímica e a fisiologia do ambiente radicular, dentro os quais se destacam aumento do sistema radicular pelas associações micorrízicas, e a solubilização e mineralização microbiana do fósforo por bactérias e fungos (ARAUJO & MACHADO, 2006).

A colonização por fungos micorrízicos aumenta a tolerância a estresses bióticos e abióticos, estimulando o maior desenvolvimento vegetal e produtividade. As plantas fornecem carboidratos aos fungos e estes colonizam as raízes, formando hifas que se estendem pela rizosfera, aumentando a superfície de absorção das

raízes. Característica esta que é de grande importância na absorção de nutrientes pouco móveis no solo como P e Zn. Para o caso do fósforo, sua maior absorção devido à associação micorrízica pode ser explicada por mecanismos específicos, propostos por Smith & Read (1997): a) hifas dos fungos absorvem P da solução do solo e translocam para as raízes em um processo rápido; b) a produção de hifas envolve menor consumo de C por unidade de área de absorção, e seu menor diâmetro permite sua entrada nos poros de menor diâmetro; c) as hifas são mais efetivas em competir com microrganismos de vida livre do solo pelo P mineralizado ou solubilizado; d) a cinética de absorção de P nas hifas difere da apresentada pelas raízes, com valores mais baixos de K_m , possibilitando absorção mais efetiva de P em concentrações nas quais a aquisição pelas raízes já teria cessado; e e) raízes micorrizadas podem usar fontes de P que não estejam disponíveis para as demais raízes. A simbiose, mesmo sendo um mecanismo que permite aumentar a absorção de P pelas plantas com menor consumo de energia que a própria produção das raízes, seu custo de manutenção é relativamente alto, representando cerca de 5 a 10% da fotossíntese total (Clarkson, 1985). Por isso, o benefício obtido com a colonização micorrízica varia de acordo com a disponibilidade de P: se o P for extremamente limitante, o crescimento dos simbiontes é inibido; se a disponibilidade de P é baixa, ocorre o maior crescimento do hospedeiro; e em doses elevadas de P, há o desenvolvimento do fungo em detrimento ao hospedeiro.

Microrganismos solubilizadores de fosfato constituem em média de 40% da população dos microrganismos do solo. Esses microrganismos solubilizam fosfatos minerais pela liberação de ácidos orgânicos que agem na estrutura do fosfato de Fe e Al em solos ácidos e de Ca em solos alcalinos. Atuam também na mineralização de fósforo orgânico nos solos. Ainda, a biomassa microbiana do solo é a mediadora das transformações entre os compartimentos orgânicos e inorgânicos, tornando-se a principal fonte de fósforo lábil do solo. A rápida ciclagem do fósforo presente na biomassa microbiana torna esta uma das principais fontes de fósforo disponível para a absorção das plantas e para a imobilização microbiana de fósforo inorgânico, protegendo-o da adsorção físico-química. Bunemann et al., (2004); Agbenim & Adeniyi, (2005) e George et al. (2006), estudando as transformações do fósforo em solos intemperizados e deficientes de fósforo, confirmam que a disponibilidade de fósforo nestes solos depende dos processos biológicos da ciclagem de fósforo, mais do que a liberação do fósforo adsorvido ao solo através dos processos químicos.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA EXPERIMENTAL

O estudo foi realizado em área experimental implantada na propriedade rural de um produtor de suínos afiliado à Cooperativa regional de Campos Novos (Coopercampos), localizada no município de Campos Novos, estado de Santa Catarina, com altitude média de 863 m e as seguintes coordenadas geográficas no ponto central da área do experimento W 51° 21' 47'' e S 27° 23' 34,5'' (Figura 1). O experimento foi instalado em outubro de 2001, sobre um Latossolo Vermelho Distroférrico, com as seguintes características químicas iniciais: pH: 6,1; pH-SMP: 6,0; Al: <0,01 Cmol_c kg⁻¹; Ca: 8,2 Cmol_c kg⁻¹; Mg: 4,6 Cmol_c kg⁻¹; P: 6,4 mg kg⁻¹; K: 67 mg kg⁻¹ e MO: 43 g kg⁻¹ (Moreira, 2004), onde foram estudados os efeitos da adição continuada de doses de dejetos suíno na qualidade do solo, em sistema de semeadura direta de milho.

3.2 TRATAMENTOS E DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

No ano de 2001 foi instalado experimento a campo com uso de dejetos de suíno. Na área experimental foram utilizados anualmente os seguintes tratamentos: T1 (0 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno), T2 (25 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno), T3 (50 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno), T4 (100 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno), T5 (200 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno), T6 (Adubação Solúvel) conforme recomendação da Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC; e T7 (Adubação Solúvel + 25 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno). Os dejetos usados tinham características químicas diferentes entre os anos de aplicação (Tabela 1). Antes da implantação do experimento a área era utilizada para cultivo de plantas de lavoura (milho, soja, feijão, trigo e aveia) e manejada em sistema de semeadura direta. Na safra de 2000/2001, no ano anterior à aplicação dos tratamentos, o agricultor realizou uma adubação com dejetos suíno em toda área, com a dose de 20 m³ ha⁻¹. Os tratamentos estão dispostos em blocos casualizados,

com quatro repetições, totalizando 28 parcelas com área de 75,6 m² (12 m x 6,3 m). As bordaduras das parcelas foram de 1 metro nas cabeceiras e laterais. Todos os anos são cultivados milho (*Zea mays*) e aveia (*Avena strigosa*) em sucessão, manejados em sistema de semeadura direta e os tratamentos são aplicados antes da semeadura do milho.

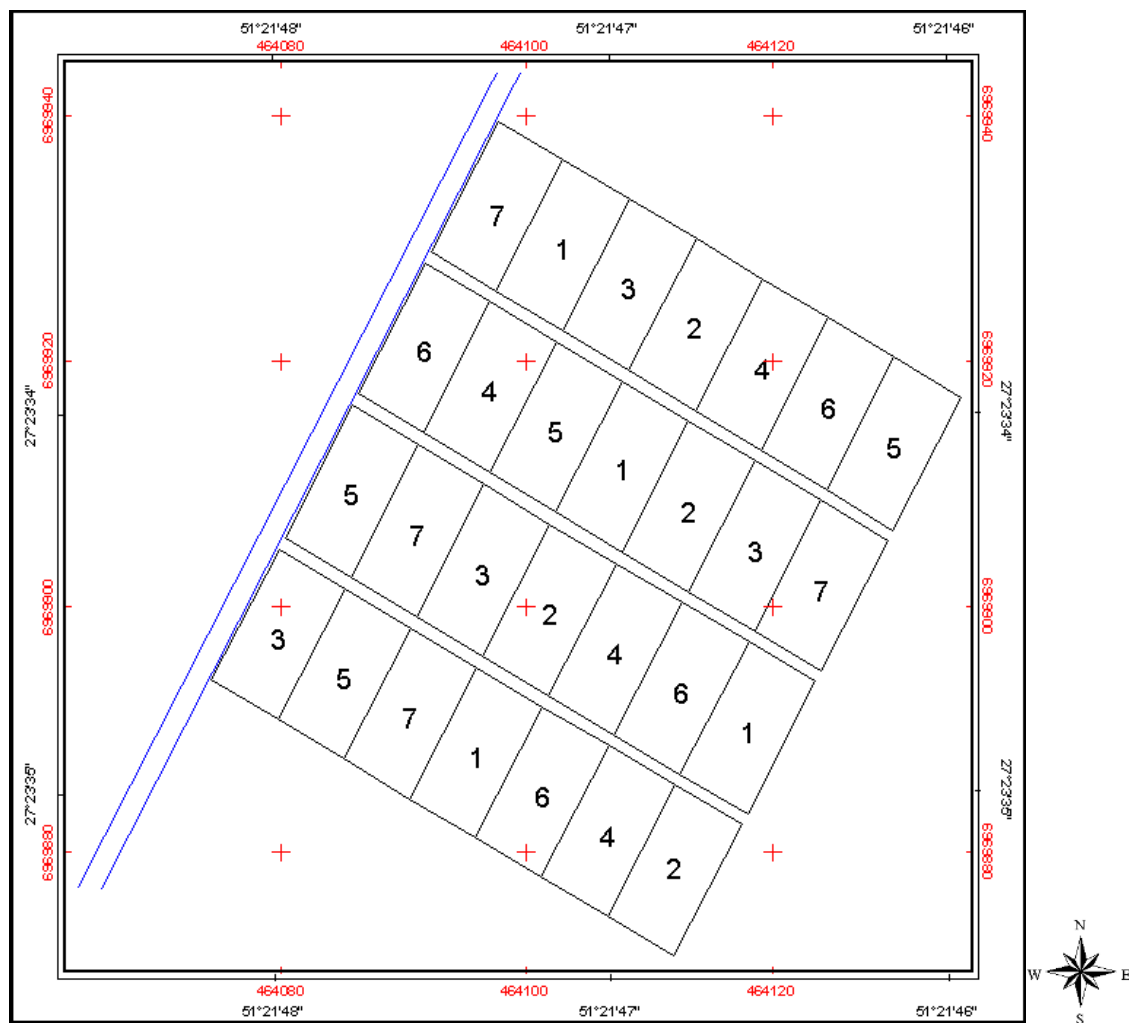


Figura 1- Coordenadas geográficas da área experimental e demonstração do arranjo experimental adotado desde 2001. Tratamentos 1; 2; 3; 4; 5; 6 e 7; correspondendo a Adubação solúvel; adubação solúvel combinado com 25 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno; 0, 25, 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno, respectivamente.

Tabela 1 - Valor de pH e teores de matéria seca, macronutrientes e micronutrientes em dejetos suíno (base úmida) empregado em aplicações anuais no experimento.

Época de aplicação	pH	MS %	Nkg m ³	Pg m ³	Kg m ³	Cag m ³	Mgg m ³	Sg m ³	Cug m ³	Zng m ³	Feg m ³	Mng m ³
out/01	6,7	66	3,4	1,40	1,20	3,30	1,12	ND ¹	1,2	8,0	11,9	5,2
nov/02	7,1	26	2,6	0,97	1,20	1,80	0,71	ND	ND	ND	ND	ND
out/03	6,9	32	2,6	1,12	1,30	2,10	0,85	ND	ND	ND	ND	ND
out/04	7,3	43	3,7	1,43	1,54	2,80	1,20	ND	ND	ND	ND	ND
out/05	7,8	56	3,2	1,51	1,12	1,80	0,90	ND	8,8	3,2	ND	ND
out/06	7,0	114	4,6	2,81	1,68	1,66	0,85	0,84	3,4	4,6	9,0	12,8
nov/07	7,3	55	2,7	1,81	1,11	1,49	0,76	0,51	2,7	4,1	7,8	9,6

¹ ND: Valor não determinado

No tratamento T6 foram utilizados 140 kg ha⁻¹ de nitrogênio em todo o ciclo, sendo 40 kg ha⁻¹ na base e 100 kg ha⁻¹ em cobertura e 70 kg ha⁻¹ de fósforo e 100 kg ha⁻¹ de potássio, ambos aplicados na base. No tratamento T7, além do dejetos suíno, foram utilizados 70 kg ha⁻¹ de potássio aplicado na base e 45 kg ha⁻¹ de nitrogênio aplicado em cobertura. O dejetos suíno aplicado foi coletado na esterqueira da granja de suínos com animais em fase de terminação, em sistema de confinamento, localizada na propriedade onde a área experimental foi implantada. Este material ficou armazenado na esterqueira por aproximadamente 40 dias antes da aplicação. O dejetos foi distribuído a lanço sobre a palhada da aveia (Figura 2), dez dias antes da semeadura do milho, utilizando um distribuidor de dejetos líquido (Figura 3). A vazão do distribuidor foi calculada a campo, antes da aplicação do dejetos, de forma a se obter a metragem cúbica necessária em cada tratamento. Os demais tratamentos também foram aplicados a lanço na superfície.

3.3 AMOSTRAGEM DE SOLO

Entre os meses de novembro e janeiro da safra 2007/2008, após a dessecação da cultura da aveia e na fase inicial da cultura do milho, foram realizadas seis (06) amostragens de solo para a determinação dos teores de fósforo da biomassa microbiana (P_{mic}), fósforo extraível por resina trocadora de ânions (P-RTA), fósforo extraível por Mehlich 1 (P-Mehlich), pH-água, pH-SMP, temperatura e umidade do solo, em resposta aos tratamentos de adubação mineral e/ou com dejetos suíno líquido. A primeira amostragem de solo foi realizada antes da aplicação de dejetos suíno e as subseqüentes com 5, 14, 22, 36 e 61 dias após a aplicação do

dejetos (daa). Em cada parcela experimental foi coletada uma amostra de solo composta por 08 subamostras, utilizando trado do tipo Holandês, na camada de 0-10 cm de profundidade. Em cada ponto de coleta foi realizada uma leitura da temperatura do solo a 10 cm de profundidade. Durante o período das amostragens a precipitação média diária foi de 4,98 mm (Figura 4). Após a coleta, as amostras de solo foram acondicionadas em sacos plásticos e transportadas em caixa térmicas com gelo para o Laboratório de Microbiologia e Fauna do Solo, onde, ainda úmidas foram peneiradas com peneira de 2 mm e metade foi armazenada em sacos plásticos em geladeira durante o período de análise do P-mic e umidade. A metade restante foi seca até se obter terra fina seca ao ar (TFSA) e armazenadas em embalagens de papel em temperatura ambiente para as determinações de P-RTA, P-Mehlich, pH-água e pH-SMP.



Figura 2 – Distribuidor de dejetos líquidos de suínos utilizado para a aplicação do dejetos na área experimental.



Figura 3 – Superfície do solo após a aplicação de dejetos suíno.

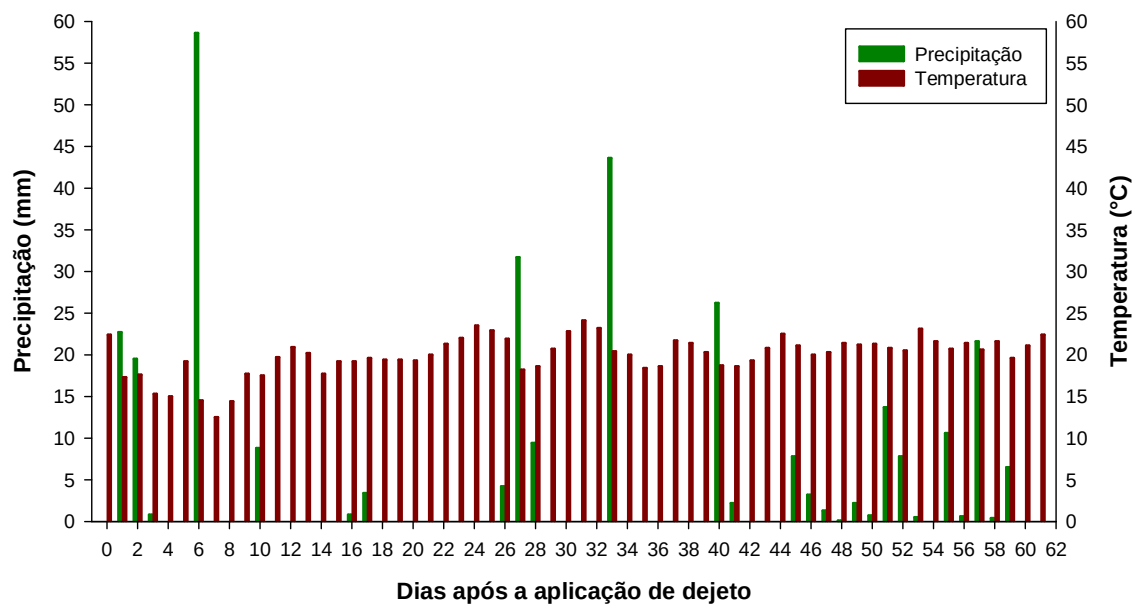


Figura 4 – Precipitação e temperatura diária para a cidade de Campos Novos/SC entre o tempo de amostragem de solo. Período de 08 de Novembro de 2007 a 08 de Janeiro de 2008 (Epagri/EE Campos novos/SC).

3.4 CARACTERÍSTICAS AVALIADAS

Os teores de fósforo na biomassa microbiana do solo (P_{mic}) foram determinados utilizando o método da fumigação com clorofórmio e extração com bicarbonato de sódio, como descrito por Brookes (1982) e Olsen & Sommers (1982). Determinou-se ainda o teor de fósforo extraível, utilizando o método da resina trocadora de anions (RTA), como descrito por Gatiboni (2003); e o teor de fósforo extraível por Mehlich 1, segundo Tedesco (1995) e determinado segundo Murphi & Riley, 1977.

Os valores de pH em água foram determinado utilizando a proporção solo:água de 1:1 e para o pH-SMP com a adição de solução tamponada a pH 7,5 segundo Tedesco (1995). Foram realizadas aferições de temperatura do solo utilizando-se termômetro digital com haste de metal "Multi-stem Thermometer – multi-thermo" com graduação de -50°C a $+150^{\circ}\text{C}$ (Figura 5). O teor de água do solo também foi determinado secando-se o solo em estufa à 105°C por 24 horas. Os valores observados foram utilizados na correção dos teores de P_{mic} determinados em solo úmido.



Figura 5 - Termômetro digital com haste de metal, utilizado para aferição da temperatura do solo a 10 cm de profundidade em cada ponto de coleta de solo.

3.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

As análises estatísticas foram conduzidas a partir dos dados de todas as unidades experimentais incluídas nos tratamentos estudados, de acordo com o delineamento experimental utilizado. Os dados obtidos neste estudo são apresentados como médias $\pm$ desvio padrão. Foram implementadas adotando-se um modelo linear de análise de covariância com medidas repetidas no tempo (LITTEL, et al., 2006). As comparações entre os valores médios, corrigidos em relação aos valores iniciais, de cada uma das variáveis analisadas nos diferentes tratamentos em cada momento de leitura e, entre os momentos dentro de cada tratamento foram efetuadas por meio de contrastes específicos, sendo eles: **C1** = $6T1 - T2 - T3 - T4 - T5 - T6 - T7$; **C2** = $T6 - T7$; **C3** = $T7 - T2$; **C4** = $T2 - T3$; **C5** = $T3 - T4$ e **C6** = $T4 - T5$ para cada momento de leitura e para cada tratamento efetuado: **C1** = 5 daa – 14 daa; **C2** = 14 daa – 22 daa; **C3** = 22 daa – 36 daa e **C4** = 36 daa – 61 daa. Os contrastes foram testados através do teste “t” de Student (STEEL et al., 1997). Para todas as análises utilizou-se o procedimento mixed (LITTEL et al., 2006) do software computacional estatístico SAS® (Statistical Analysis System, 2003). Para todos os testes efetuados foi considerado o nível mínimo de significância de 5%.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A tabela 2 apresenta as estatísticas descritivas (média $\pm$ desvio padrão), para os tratamentos avaliados nos diferentes tempos de amostragem.

Os teores de pH em água, umidade do solo não apresentaram correlação significativa com os teores de P-mic, P-RTA e P-Mehlich do solo, com valores médios de 5,21 a 5,67 entre os tempos de amostragem e de 5,25 a 5,68 entre os tratamentos aplicados para os teores de pH em água, e valores médios para a umidade do solo entre 24,60 a 38,05% entre os tempos de amostragem e de 30,35 a 34,58% entre os tratamentos aplicados (Tabela 2).

Os teores de P na biomassa microbiana (P-mic) variaram de 1,80 a 22,59 mg kg⁻¹ (Tabela 2), sendo o menor valor observado aos 61 daa no tratamento sem adubação (T1) e o maior aos 61 daa com 200 m³ de dejetos suíno (T5) na superfície do solo da área experimental. Em média, o menor valor de P-mic (3,13 mg kg⁻¹) ocorreu quando utilizada adubação solúvel (T6), e o maior (13,39 mg kg⁻¹) com a aplicação de 100 m³ ha⁻¹ de dejetos (T4).

Ao avaliar a dose de 50 m³ ha⁻¹, taxa de adição máxima permitida pelos órgãos oficiais competentes (FATMA), verifica-se que a partir de 14 daa o teor de P-mic em T4 supera o encontrado em T3, sendo 79,2%, 131,4%, 19% e 92% maior em 14, 22, 36 e 61 daa, respectivamente, (Tabelas 2 e 6), o que pode indicar que essa dose mantém níveis elevados de P-mic, o que influenciaria a dinâmica e ciclagem de P no solo, mantendo uma reserva lábil de P no solo, melhorando as condições de absorção de P pelas plantas.

Resultados semelhantes foram obtidos por Matos et al. (2006), que estudou o efeito da adubação orgânica e inorgânica sobre as formas de fósforo nas culturas de milho consorciado com feijão, os quais verificaram que o teor de P-mic na camada de 0 a 10 cm variou de 1,0 a 7,5 mg kg⁻¹, com os maiores valores encontrados no tratamento com adubação mineral combinado com adubo orgânico, neste estudo, o fósforo da biomassa microbiana, foi em média, 262% maior no tratamento com adição de composto orgânico em milho e 164% em média para o sistema

consorciado com feijão. Com isso, pode-se inferir que sistemas de manejo que contribuem para o aumento do P-mic são de grande importância, principalmente para solos tropicais. Neste caso, a biomassa microbiana serve de reservatório de fósforo às plantas, impedindo que parte do fósforo adicionado via orgânica ou mineral seja transformada em formas menos disponíveis para as culturas.

Zamuner et al. (2007), estudando a relação do fósforo orgânico e inorgânico do solo sob diferentes sistemas de preparo do solo, encontraram diferenças significativas na concentração de fósforo microbiano entre os sistemas de preparo do solo, sendo o teor de fósforo microbiano maior no plantio direto do que no convencional em todas as profundidades amostradas. Os teores de P-mic variaram de 33,75, 36,25 e 10,00 mg kg⁻¹ no plantio direto para 9,75, 1,00 e 0,25 mg kg⁻¹ no plantio convencional, respectivamente, nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20. Estas diferenças provavelmente foram devidos às condições físicas, químicas mais favoráveis ao desenvolvimento microbiano encontrado no sistema de plantio direto.

Estes fatos também foram evidenciado por Lukito et al. (1998), que observou que a quantidade de P-mic pode ser aumentada pela adição de fertilizantes, uma vez que a biomassa microbiana atua como dreno de P no solo. No entanto, o processo de imobilização é temporário e o P-mic posteriormente atua como fonte de P, devido a sua alta labilidade, indicando, assim, que os processos biológicos podem minimizar os impactos de práticas agrícolas, contribuindo para a nutrição vegetal em longo prazo (Martinazzo et al., 2007).

É importante destacar que os teores de P-mic antes da aplicação do dejetos suíno (0 daa) possivelmente retratam o efeito acumulado de seis anos de aplicação dos mesmos tratamentos de adubação e na sucessão milho/aveia sob SPD. Os teores mais elevados de P-mic antes da aplicação foram observados nos tratamentos T4 e T5 (17,38 e 10,75 mg Kg⁻¹, respectivamente), enquanto os tratamentos com adubação solúvel (T6 e T7) apresentaram teores 0,41 a 0,68 vezes menores que os observados em D0. Isto aponta para um efeito positivo da adição de dejetos suíno sobre a biomassa microbiana, aumentando o compartimento lábil de P no solo em relação à adubação solúvel, uma vez que, além de P há a entrada de carbono, favorecendo a absorção e desenvolvimento da cultura e diminuindo as perdas por adsorção do P aos colóides do solo.

Tabela 2 – Teores de Fósforo microbiano (P-mic – mg kg⁻¹), Fósforo extraível com resina trocadora de ânions (P-RTA – mg kg⁻¹), Fósforo extraível por Mehlich 1 (P-Mehlich – mg kg⁻¹) e valores de pH em água e umidade do solo (%), em Latossolo Vermelho distroférrico com semeadura direta de milho, ao longo de 61 dias após a adubação superficial com diferentes doses de dejetos suíno e adubação solúvel. Dados da safra 2007/2008.

Tempo (daa)		Tratamentos						
		T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7
0	P-mic	8,57±1,17	7,84±1,14	8,81±1,94	17,38±2,00	10,75±1,46	3,51±1,46	5,86±1,79
	P-RTA	2,37±0,67	4,55±1,25	13,35±6,61	20,98±2,74	55,68±13,51	4,59±1,63	9,87±3,06
	P-Mehlich	1,52±0,29	1,80±0,57	4,43±1,89	6,19±1,79	20,69±2,68	2,13±0,42	3,82±0,95
	pH-água	5,46±0,19	5,47±0,21	5,57±0,26	5,41±0,29	5,47±0,19	5,15±0,09	5,39±0,24
	Umidade	29,36±2,06	32,14±1,03	32,79±1,99	32,78±1,37	32,46±0,43	31,52±1,35	33,17±1,11
5	P-mic	2,01±0,60	10,82±3,26	9,44±1,70	4,79±1,15	10,13±0,29	2,39±1,15	6,03±1,78
	P-RTA	2,57±0,70	11,44±1,28	17,24±1,34	46,57±16,57	101,99±6,89	12,24±1,34	17,18±1,42
	P-Mehlich	1,71±0,57	3,44±0,29	8,03±0,59	20,48±6,24	52,31±5,88	4,63±0,59	6,56±0,32
	pH-água	5,59±0,19	5,37±0,13	5,37±0,27	5,24±0,22	5,54±0,29	5,00±0,08	5,31±0,33
	Umidade	34,24±1,46	37,91±2,09	39,37±0,28	40,17±0,47	40,37±1,63	36,55±1,38	37,73±2,07
14	P-mic	3,53±0,61	6,64±2,43	6,83±1,93	12,24±3,51	5,48±0,43	4,78±1,99	3,26±0,59
	P-RTA	3,06±1,34	8,42±1,17	16,91±5,10	33,12±9,07	84,32±20,87	7,71±1,65	15,74±4,38
	P-Mehlich	1,52±0,65	3,12±0,23	5,83±1,43	19,86±4,58	45,58±14,25	3,34±1,00	6,26±1,84
	pH-água	5,41±0,28	5,25±0,15	5,16±0,27	5,11±0,18	5,24±0,19	5,10±0,47	5,17±0,20
	Umidade	30,55±2,08	35,53±1,29	37,41±7,59	38,02±1,74	39,35±4,06	33,34±1,76	35,17±1,24
22	P-mic	2,77±1,51	4,14±2,46	6,78±0,66	15,69±3,33	15,09±2,40	2,15±1,33	3,54±1,66
	P-RTA	3,55±2,05	5,22±0,43	12,74±3,23	20,54±0,95	84,06±20,88	9,23±4,19	11,67±5,79
	P-Mehlich	1,41±0,61	2,47±0,59	4,37±1,12	8,61±2,64	44,05±10,86	2,95±0,47	4,48±1,71
	pH-água	6,05±0,15	5,55±0,17	5,40±0,48	5,26±0,21	5,25±0,14	5,42±0,16	5,55±0,26
	Umidade	31,59±1,27	29,96±1,19	32,51±2,49	32,67±0,76	35,39±1,40	25,82±9,92	32,62±0,94
36	P-mic	6,72±1,65	4,54±0,69	11,45±2,43	13,65±2,55	7,43±1,59	3,00±0,11	9,45±0,20
	P-RTA	1,74±1,11	4,15±1,01	12,96±2,47	16,02±2,87	44,21±9,63	4,49±1,00	9,95±1,85
	P-Mehlich	1,99±0,98	3,86±0,55	6,15±0,45	13,43±3,93	44,87±8,28	3,58±0,27	4,44±0,48
	pH-água	5,71±0,16	5,62±0,17	5,47±0,26	5,26±0,30	5,29±0,15	5,47±0,17	5,66±0,16
	Umidade	30,53±0,17	34,25±1,18	33,59±1,20	34,89±1,37	35,93±0,74	31,78±1,55	33,70±0,36
61	P-mic	1,80±0,54	2,74±0,21	8,63±0,89	16,59±7,12	22,59±4,34	2,99±0,66	2,25±1,42
	P-RTA	0,39±0,19	0,34±0,11	1,90±0,95	7,35±3,97	14,97±6,81	0,98±0,89	1,80±1,82
	P-Mehlich	0,94±0,16	0,97±0,09	1,53±0,42	5,34±2,49	8,95±3,13	1,35±0,20	2,09±1,03
	pH-água	5,82±0,33	5,77±0,37	5,99±0,30	5,56±0,22	5,55±0,31	5,37±0,15	5,66±0,19
	Umidade	25,82±1,30	23,58±0,62	23,31±3,68	24,35±0,38	24,01±0,84	26,00±1,24	25,11±0,49

Tempo: 0, 5, 14, 22, 36 e 61 dias após a aplicação (daa).

Tratamentos: T1= 0 m³ ha⁻¹ de DS; T2= 25 m³ ha⁻¹ de DS; T3= 50 m³ ha⁻¹ de DS; T4= 100 m³ ha⁻¹ de DS; T5= 200 m³ ha⁻¹ de DS; T6= Adubação Solúvel; T7= Adubação Solúvel + 25 m³ ha⁻¹.

Uma nova adição de dejetos suíno ao solo ocasionou variação nos teores de P_{mic} iniciais (5 a 61 daa), provocando, em alguns momentos, sua redução, porém retornando a valores próximos dos iniciais 61 dias após sua aplicação (Tabela 2 e 3). Tal observação, entretanto, merece investigação adicional por meio de avaliação prolongada e detalhada da dinâmica de imobilização/mineralização do P após a adição de dejetos, o que não pôde ser realizado neste estudo.

Tabela 3 - Análise de contrastes entre os tratamentos de adubação, antes da aplicação de dejetos suíno (0 daa), para os teores de P na biomassa microbiana (P-mic - mg kg⁻¹), teores de P extraível por Resina Trocadora de Ânions (P-RTA - mg kg⁻¹) e teores de P extraível por Mehlich 1 (P-Mehlich - mg kg⁻¹).

Contrastes	Tempo (daa)	P-mic		P-RTA		P-mehlich	
		Estimativa	Prob	Estimativa	Prob	Estimativa	Prob
C1	0	-2,74	0,69	-94,78	0,01	-29,93	0,01
C2		-2,35	0,12	-5,29	0,26	-1,69	0,51
C3		-1,97	0,19	5,33	0,26	2,02	0,43
C4		-0,97	0,52	-8,80	0,06	-2,63	0,31
C5		-8,58	0,01	-7,63	0,10	-1,76	0,49
C6		6,64	0,01	-34,70	0,01	-14,51	0,01

Tratamentos: T1= 0 m³ ha⁻¹ de DS; T2= 25 m³ ha⁻¹ de DS; T3= 50 m³ ha⁻¹ de DS; T4= 100 m³ ha⁻¹ de DS; T5= 200 m³ ha⁻¹ de DS; T6= Adubação Solúvel; T7= Adubação Solúvel + 25 m³ ha⁻¹.

Contrastes: C1 = 6T1 - T2 - T3 - T4 - T5 - T6 -T7; C2 = T6 - T7; C3 = T7 - T2; C4 = T2 - T3; C5 = T3 - T4 e C6 = T4 - T5.

Na análise dos teores de P-extraível (P-RTA e P-Mehlich) apresentaram tendência de variação (Tabela 6), com valores crescentes com o aumento das doses de dejetos suíno (Tabela 2), sendo os teores máximos observados na dose de 200 m³ (T5) em todos os tempos de amostragem. Estes valores variaram de 0,39 a 102,00 mg kg⁻¹ para P-RTA e de 0,97 a 52,31 mg kg⁻¹ para P-Mehlich, ao longo do tempo de amostragem. Aos 5 daa, T5 já apresentou os valores máximos. A partir de 14 daa observou-se uma diminuição gradual para todos os tratamentos, diferindo apenas na quantidade extraída por cada método. Tal diminuição pode estar relacionada ao aumento do volume de raízes de milho e conseqüente aumento na absorção de P a partir de 22 daa, uma vez que, a partir desse momento as plantas de milho já estavam com seu sistema radicular desenvolvido, o que pode estar relacionado com a redução da disponibilidade de P, contudo, são necessários estudos detalhados que envolvam os efeitos do sistema radicular na dinâmica do P sobre os compartimentos de P microbiano e P extraível para a elucidação destas possíveis interações.

O P-RTA apresentou maior capacidade de extração quando comparado com o P-Mehlich. Os teores médios de P-RTA variaram de 2,28 mg kg⁻¹ em T1 a 64,21 mg kg⁻¹ em T5, com extração máxima de 102,00 mg kg⁻¹ aos 5 daa para a maior dose aplicada. Entretanto, para o P-Mehlich verificou-se que os teores extraídos foram em média 50% do que a extraídos pelo P-RTA, variando de 1,51 mg kg⁻¹ em T1 a 36,08 mg kg⁻¹ na maior dose aplicada (T5), com extração máxima de 52,31 mg kg⁻¹ em 5 daa para a maior dose de dejetos suíno (Tabelas 2, 6 e 7). Esta diferença pode ser devido ao fato do método da RTA ser mais eficiente do que o Mehlich 1

para estimativas de teores de fósforo disponível em solos argilosos e por ocorrer readsorção de P durante a extração pelo Mehlich 1, como relatado por Gatiboni (2003). Uma das razões para essa diferença é a redução da disponibilidade ao longo do tempo, que pode indicar maior adsorção ao solo do P adicionado via adubo solúvel ou dejetos, à medida que a adubação fica em contato direto com as partículas do solo por um período maior de tempo, tornando-se menos disponível às plantas. Este fato deve ser avaliado em trabalhos futuros, dada a importância da biomassa microbiana na dinâmica e ciclagem de nutrientes no solo, em especial o fósforo, que apresenta deficiência acentuada, em solos tropicais altamente intemperizados, devido ao alto potencial dos processos de adsorção do íon fosfato aos óxidos e hidróxidos de Fe e Al. Como discutido por Novais & Smyth (1999), onde a disponibilidade de P no solo é dependente de reações físico-químicas, como adsorção, dessorção e precipitação, e por processos biológicos, como a imobilização do P inorgânico e mineralização do P orgânico (Vargas & Hungria, 1997), e em latossolos onde há o predomínio de caulinita e óxidos de Fe e Al, os processos de adsorção podem diminuir a fração disponível de P às plantas (Gatiboni et al., 2005).

Quando comparado os teores extraíveis de P-Mehlich nas doses aplicadas ao longo do tempo de amostragem verifica-se que para T5 ocorre um incremento inicial no teor de P extraível, passando de 20,69 mg kg⁻¹ antes da aplicação do dejetos para 52,31 mg kg⁻¹ aos 5daa, a partir do qual decai gradativamente até 8,95 mg kg⁻¹ em 61 daa, comportamento semelhante foi verificado para T4, partindo de 6,19 mg kg⁻¹ antes da aplicação para 20,48 mg kg⁻¹ em 5 daa, decaindo gradativamente para 5,33 mg kg⁻¹ em 61 daa, (Tabelas 2, 6 e 7) indicando que após 61 daa houve tendência à estabilização do sistema, mesmo para as maiores doses de dejetos aplicadas. De acordo com teores indicados pela COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO (CQFS) – RS/SC, onde os níveis de P são considerados muito altos, quando acima de 12 mg kg⁻¹ para a classe de solo 1 tem-se que tanto T4 quanto T5 não ultrapassaram o limite estipulado pela CQFS – RS/SC.

Corroborando com Ceretta et al. (2003) que, estudando o efeito da aplicação de dejetos suíno (0; 20 e 40 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno), aplicados a cada intervalo de 45 ou 60 dias em um total de 28 aplicações de dejetos suíno, sobre as características químicas de um solo sob pastagem, verificaram que o teor de fósforo disponível no solo aumentou com a aplicação de dejetos de suíno ao longo do tempo. Aos 8,3

meses após a aplicação de esterco, a magnitude do aumento do fósforo disponível na cama da de 0 a 10 cm foi de 242% e 580% com aplicação de 20 e 40 m³ ha⁻¹, respectivamente e aos 48 meses, o aumento verificado foi de 3.943% e 6.710% nas mesmas doses, valores estes extremamente altos. Estes resultados evidenciam o potencial de acúmulo de fósforo no ambiente e a necessidade de se adotar medidas de controle que permitam maior taxa de infiltração da água no solo e sistemas de cultura que proporcionem a produção e manutenção de altas quantidades de resíduos vegetais sobre a superfície do solo visando reduzir o escoamento superficial de água e as perdas de solo, principal agente causador das perdas de fósforo do sistema.

Nziguheba et al. (1998), estudando o efeito da entrada de materiais orgânicos (*Tithonia diversifolia* e milho) e fertilizante fosfatado inorgânico (Super fosfato triplo) sobre as frações do fósforo no solo, verificaram que a aplicação de fontes orgânicas de fósforo com alta qualidade ou uma fonte inorgânica, isoladas ou combinadas, aumentou o teor de fósforo inorgânico lábil, extraído por resina e bicarbonato, com valores variando de 2,53 a 8,09 mg kg⁻¹ na segunda semana após a aplicação dos tratamentos e de 3,64 a 7,94 mg kg⁻¹ na 16ª semana, dependendo da qualidade da adubação adicionada.

A mineralização do fósforo orgânico quando causada pelo manejo inadequado do solo resulta em aumento das deficiências desse nutriente, uma vez que o fósforo passa de formas lábeis para formas menos lábeis. Acredita-se que a manutenção do fósforo em formas orgânicas conduz a sistemas de maior sustentabilidade, pois há o retardamento dos processos de adsorção de P e em sistemas como o plantio direto, onde não há o revolvimento e incorporação de resíduos ao solo, a quantidade de P-mic é maior quando comparado a outros sistemas de preparo (Granastein et al.; Rheinheimer, 2000) além de maiores teores de água no solo e a manutenção de temperaturas ideais para o desenvolvimento da biomassa microbiana. Kwabiah et al. (2003), trabalhando com a disponibilidade de fósforo extraível e resposta do milho a entrada de cultivares de plantas de cobertura e fertilizantes inorgânicos, verificaram que o fósforo extraível com resina para todos os tratamentos utilizados apresentou diminuição significativa após a aplicação dos tratamentos, com valores variando de 4,4 a 43,8 mg kg⁻¹ na 1ª semana e de 3,1 a 26,7 mg kg⁻¹ na 11ª semana após a aplicação dos tratamentos. Sugerindo que esse declínio segundo os autores é devido a alguns fatores: i) transformação e transporte

de fósforo pelos processos de mineralização e imobilização microbiana; ii) sorção de fósforo pelo solo; e/ou iii) absorção pela cultura do milho. Estes fatos evidenciam o papel importante do sistema de manejo do solo na dinâmica e ciclagem de P no solo.

Quando analisado, a relação entre as formas de P-mic e P extraíveis no solo, verificou-se que, em geral, houve a tendência a um incremento na quantidade de P presente na biomassa microbiana ao longo do tempo, como podemos verificar analisando a variação no intervalo 5 a 61 daa, onde os índices médios variaram de 0,43 a 3,61 para P-mic:P-RTA e de 1,05 a 2,76 para P-mic:P-Mehlich (Tabelas 4 e 5). Isso pode indicar que, ao longo do tempo de amostragem, o P adicionado via dejetos foi sendo incorporado pela biomassa microbiana reduzindo os teores de P extraível por RTA e Mehlich 1. Quando comparado o teor antes da aplicação com 61 daa, verifica-se que no compartimento de P-Mehlich, os índices são semelhantes (2,64 e 2,76 respectivamente), o que pode sugerir uma estabilidade do sistema e até mesmo refletir o efeito dos anos antecedentes ao estudo, uma vez que a área está recebendo as mesmas doses de dejetos desde o ano de 2001. Isso não é verificado para o P-RTA, onde os índices médios foram de 1,20 antes da aplicação e 3,61 aos 61 daa, sendo assim necessário aumentar o tempo de amostragem em estudos futuros para a obtenção de dados ao longo dos anos. Verifica-se que, à medida que aumentamos a dose de dejetos suíno de 50 para 100 m³ ha⁻¹ (T3 e T4) a relação diminuiu para o P-mic:P-RTA e para P-mic:P-Mehlich, de 1,26 para 0,37 e de 2,23 para 0,64, respectivamente, provavelmente pelo fato de que a medida que aumentamos a dose de dejetos, a biomassa microbiana pode sofrer limitações de crescimento devido a fatores ambientais restritivos o que não ocorre com o P extraível, onde não há limitação. Este fato pode refletir a importância do P-mic como compartimento de P no solo em médio prazo, principalmente nas menores doses, onde a relação é maior.

Com base na análise dos valores antes da aplicação de dejetos suínos, observaram-se diferenças nos teores de P na biomassa microbiana do solo (P-mic), de P extraível por resina trocadora de ânions (P-RTA) e de P extraível com Mehlich 1 (P-Mehlich) em função dos tratamentos de adubação e do tempo de amostragem após a aplicação dos tratamentos no solo (Tabela 6 e 7). Onde, T1 apresentou teor médio de P-mic menor que a média dos teores observados em todos os outros tratamentos independentemente do tempo de amostragem (Tabela 6).

Tabela 4 – Relação P-mic:P-RTA em Latossolo Vermelho distroférico com semeadura direta de milho, ao longo de 61 dias após a adubação com diferentes doses de dejetos suíno. Dados da safra 2007/2008.

Tratamentos	0 ¹	5	14	22	36	61	Média
	P-mic:P-RTA						
T1 (0 kg P ha ⁻¹)	3,62	0,79	1,15	0,78	3,87	4,57	2,46
T2 (45,25 kg P ha ⁻¹)	1,72	0,95	0,79	0,79	1,09	8,06	2,23
T3 (90,5 kg P ha ⁻¹)	0,66	0,55	0,40	0,53	0,88	4,54	1,26
T4 (181 kg P ha ⁻¹)	0,83	0,10	0,37	0,76	0,85	2,26	0,86
T5 (362 kg P ha ⁻¹)	0,19	0,10	0,06	0,18	0,17	1,51	0,37
T6 (70 kg P ha ⁻¹)	0,77	0,20	0,62	0,23	0,67	3,05	0,92
T7 (22,6 kg P ha ⁻¹)	0,59	0,35	0,21	0,30	0,95	1,25	0,61
Média	1,20	0,43	0,52	0,51	1,21	3,61	

¹ Dias após a aplicação de DS (daa).

Tratamentos: T1= 0 m³ ha⁻¹ de DS; T2= 25 m³ ha⁻¹ de DS; T3= 50 m³ ha⁻¹ de DS; T4= 100 m³ ha⁻¹ de DS; T5= 200 m³ ha⁻¹ de DS; T6= Adubação Solúvel; T7= Adubação Solúvel + 25 m³ ha⁻¹.

Tabela 5 - Relação P-mic:P-Mehlich em Latossolo Vermelho distroférico com semeadura direta de milho, ao longo de 61 dias após a adubação com diferentes doses de dejetos suíno. Dados da safra 2007/2008.

Tratamentos	0 ¹	5	14	22	36	61	Média
	P-mic:P-Mehlich						
T1 (0 kg P ha ⁻¹)	5,64	1,18	2,33	1,97	3,37	1,91	2,73
T2 (45,25 kg P ha ⁻¹)	4,35	3,15	2,13	1,67	1,18	2,83	2,55
T3 (90,5 kg P ha ⁻¹)	1,99	1,17	1,17	1,55	1,86	5,64	2,23
T4 (181 kg P ha ⁻¹)	2,81	0,23	0,62	1,82	1,02	3,11	1,60
T5 (362 kg P ha ⁻¹)	0,52	0,19	0,12	0,34	0,17	2,52	0,64
T6 (70 kg P ha ⁻¹)	1,65	0,52	1,43	0,73	0,84	2,22	1,23
T7 (22,6 kg P ha ⁻¹)	1,53	0,92	0,52	0,79	2,13	1,07	1,16
Média	2,64	1,05	1,19	1,27	1,51	2,76	

¹ Dias após a aplicação de DS (daa).

Tratamentos: T1= 0 m³ ha⁻¹ de DS; T2= 25 m³ ha⁻¹ de DS; T3= 50 m³ ha⁻¹ de DS; T4= 100 m³ ha⁻¹ de DS; T5= 200 m³ ha⁻¹ de DS; T6= Adubação Solúvel; T7= Adubação Solúvel + 25 m³ ha⁻¹.

Já a partir de 22 daa observa-se que os teores de P-mic são maiores nos tratamentos de 100 e 200 m³ ha⁻¹ (T4 e T5). Indicando que a adubação com dejetos suíno pode estimular a atividade microbiana, que atua não só mineralizando o P orgânico, mas também o imobilizando, formando um compartimento lábil de P no solo. Isto pode influenciar a quantidade de P adsorvido no solo, uma vez que ficará temporariamente imobilizado na biomassa microbiana, aumentando o tempo de disponibilidade de P para a absorção das culturas.

Matos (2006), trabalhando com aplicação de chorume de suíno em latossolo vermelho distroférico sob plantio direto, observaram a influencia da aplicação sobre os teores de P remanescente na solução do solo apenas entre o tratamento controle

e a maior dose aplicada ($120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), resultando em aumentos médios de 24%, 52%, 48% e 68%, para as doses de 30, 60, 90 e $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, na camada de 0 a 10 cm, respectivamente. Isso evidencia o fato de que, à medida que aumenta a quantidade de fósforo adicionada ao solo via dejetos, ocorre a saturação dos sítios de adsorção, devido às cargas elétricas das partículas minerais e orgânicas, resultando assim em aumento da disponibilidade de P na solução do solo e consequentemente em maior disponibilidade às plantas.

Tabela 6 - Análise de contrastes entre os tratamentos de adubação, em cada tempo de amostragem (5, 14, 22, 36 e 61 daa) para os teores de P na biomassa microbiana (P-mic - mg kg^{-1}), teores de P extraível por Resina Trocadora de Ânions (P-RTA - mg kg^{-1}) e por Mehlich 1 (P-Mehlich - mg kg^{-1}).

Contrastes	Tempo	P-mic		P-RTA		P-mehlich	
		Estimativa	Prob	Estimativa	Prob	Estimativa	Prob
C1	5	-31,2122	0,0001	-148,7700	0,0001	-66,9480	0,0001
C2		-3,3710	0,0273	-2,5687	0,5525	-0,9052	0,7198
C3		-4,5634	0,0029	3,3508	0,4387	1,8965	0,4550
C4		1,4890	0,3204	-1,8510	0,6718	-2,9925	0,2446
C5		5,6161	0,0016	-25,9096	0,0001	-11,3775	0,0001
C6		-6,0854	0,0003	-39,8656	0,0001	-22,9783	0,0001
C1	14	-17,7497	0,0105	-105,3700	0,0001	-56,6380	0,0001
C2		1,7915	0,2374	-5,6512	0,1925	-1,8852	0,4554
C3		-3,1609	0,0375	4,9233	0,2559	1,9115	0,4514
C4		-0,0835	0,9555	-4,5360	0,3001	-1,1100	0,6653
C5		-4,4414	0,0117	-12,7921	0,0038	-12,9550	0,0001
C6		6,0071	0,0004	-35,6331	0,0001	-16,8758	0,0001
C1	22	-30,4647	0,0001	-79,6630	0,0003	-40,2480	0,0031
C2		-1,1260	0,4570	-0,0712	0,9869	-0,5002	0,8428
C3		-0,3809	0,8004	4,0608	0,3483	0,7740	0,7602
C4		-2,5310	0,0924	-3,5660	0,4189	-0,2950	0,9084
C5		-7,9514	0,0001	-4,3771	0,3153	-3,1650	0,2115
C6		-0,1429	0,9308	-47,9631	0,0001	-26,5958	0,0001
C1	36	-8,8872	0,1956	-38,8555	0,0720	-46,0980	0,0007
C2		-6,1835	0,0001	-3,0912	0,4749	0,1648	0,9479
C3		5,1366	0,0009	3,4133	0,4302	-0,6460	0,7989
C4		-6,8060	0,0001	-4,8585	0,2672	-0,6875	0,7887
C5		-1,2389	0,4768	0,3604	0,9340	-6,2125	0,0151
C6		5,4821	0,0011	-12,6281	0,0187	-22,5933	0,0001
C1	61	-44,6822	0,0001	17,5295	0,4145	3,6520	0,7841
C2		0,9990	0,5092	1,5513	0,7197	0,2798	0,9117
C3		-0,2709	0,8573	-0,9267	0,8302	-0,1035	0,9674
C4		-5,7810	0,0002	2,3840	0,5854	1,0400	0,6852
C5		-6,9964	0,0001	-2,0710	0,6413	-2,7300	0,2808
C6		-6,7404	0,0001	7,9469	0,1364	5,2292	0,2105

Tratamentos: T1= $0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DS; T2= $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DS; T3= $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DS; T4= $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DS; T5= $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DS; T6= Adubação Solúvel; T7= Adubação Solúvel + $25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Contrastes: C1 = T1 - T2 - T3 - T4 - T5 - T6 - T7; C2 = T6 - T7; C3 = T7 - T2; C4 = T2 - T3; C5 = T3 - T4 e C6 = T4 - T5.

Tabela 7 - Análise dos contrastes em cada tempo de amostragem (5, 14, 22, 36 e 61 daa) nos tratamentos de adubação, para os teores de P na biomassa microbiana (P-mic - mg kg⁻¹), P extraível por Resina Trocadora de Ânions (P-RTA - mg kg⁻¹) e P extraível por Mehlich 1 (P-Mehlich - mg kg⁻¹).

Contrastes	Tratamentos	P-mic		P-RTA		P-mehlich	
		Estimativa	Prob	Estimativa	Prob	Estimativa	Prob
C1	T1 0,0 kg P ha ⁻¹	-1,5150	0,3109	-0,4900	0,9092	0,1925	0,9352
C2		0,7575	0,6119	-0,4925	0,9087	0,1100	0,9623
C3		-3,9500	0,0090	1,8125	0,6731	-0,5900	0,8109
C4		4,9200	0,0012	1,3425	0,7547	1,0575	0,6716
C1	T2 45,25 kg P ha ⁻¹	4,1800	0,0058	3,0175	0,4828	0,3200	0,8924
C2		2,4975	0,0961	3,2000	0,4568	0,6425	0,7823
C3		-0,3950	0,7912	1,0725	0,8028	-1,3825	0,5752
C4		1,7925	0,2310	3,8125	0,3755	2,8875	0,2482
C1	T3 90,5 kg P ha ⁻¹	2,6075	0,0824	0,3325	0,9383	2,2025	0,3530
C2		0,0500	0,9733	4,1700	0,3325	1,4575	0,5310
C3		-4,6700	0,0021	-0,2200	0,9591	-1,7750	0,4721
C4		2,8175	0,0608	11,0550	0,0111	4,6150	0,0661
C1	T4 181 kg P ha ⁻¹	-7,4500	0,0001	13,4500	0,0021	0,6250	0,7917
C2		-3,4600	0,0218	12,5850	0,0040	11,2475	0,0001
C3		2,0425	0,1726	4,5175	0,2940	-4,8225	0,0523
C4		-2,9400	0,0505	8,6675	0,0453	8,0975	0,0015
C1	T5 362 kg P ha ⁻¹	4,6425	0,0023	17,6825	0,0001	6,7275	0,0053
C2		-9,6100	0,0001	0,2550	0,9527	1,5275	0,5115
C3		7,6675	0,0001	39,8525	0,0001	-0,8200	0,7395
C4		-15,1625	0,0001	29,2425	0,0001	35,9200	0,0001
C1	T6 70 kg P ha ⁻¹	-2,3850	0,1118	4,5175	0,2929	1,2850	0,5873
C2		2,6350	0,0793	-1,5175	0,7239	0,3950	0,8651
C3		-0,8550	0,5669	4,7400	0,2709	-0,6275	0,7991
C4		0,0175	0,9906	3,5100	0,4144	2,2300	0,3720
C1	T7 22,6 kg P ha ⁻¹	2,7775	0,0645	1,4450	0,7366	0,3050	0,8974
C2		-0,2825	0,8499	4,0625	0,3451	1,7800	0,4445
C3		-5,9150	0,0001	1,7200	0,6889	0,0375	0,9879
C4		7,2000	0,0001	8,1525	0,0595	2,3450	0,3479

Tratamentos: T1= 0 m³ ha⁻¹ de DS; T2= 25 m³ ha⁻¹ de DS; T3= 50 m³ ha⁻¹ de DS; T4= 100 m³ ha⁻¹ de DS; T5= 200 m³ ha⁻¹ de DS; T6= Adubação Solúvel e T7= Adubação Solúvel + 25 m³ ha⁻¹.

Contrastes: C1 = 5 daa – 14 daa; C2 = 14 daa – 22 daa; C3 = 22 daa – 36 daa e C4 = 36 daa – 61 daa.

CONCLUSÕES

1 – A adição de 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suíno promoveu o incremento do P da biomassa microbiana ao longo do tempo de amostragem, sugerindo que o P-mic pode atuar como um compartimento importante de P no solo para a absorção pela cultura de milho.

2 – A adição de fertilizantes solúveis e orgânicos aumentou os teores de fósforo extraíveis por resina trocadora de ânions e por Mehlich 1, apresentando os maiores teores para a dose de 200 m³ ha⁻¹ logo após a aplicação de dejetos,

3 – Os teores de P-RTA e P-Mehlich decresceram ao longo do tempo de amostragem devido ao aumento da absorção de P pela cultura e da adsorção pelos colóides do solo.

4 – Com base nos teores de P a dose de 100 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno não apresentou diferença quando comparado com a dose de 50 m³ ha⁻¹ em 0 e 5 daa, indicando que ao longo dos tempos de amostragem ocorre a estabilização dos teores de P, sugerindo a dose de 100 m³ ha⁻¹ como a recomendada para a aplicação ao solo.

REFERÊNCIAS

AGBENIN, O. J. et al. The microbial biomass properties of a savanna soil under improved grass and legume pastures in northern Nigéria. **Agric. Ecosyt. Environ**, v. 109, p. 245-254, 2005.

ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. Quantities of plant nutrient in the microbial of selected soils. **Soil Sci.**, v. 130, p. 211-216, 1980.

ANDERSON, T. H. Microbial eco-physiological indicators to asses soil quality. **Agr. Ecosyst. Environ**, v. 98, p. 285-293, 2003.

ANGHINONI, I; BISSANI, C. A. Fósforo e adubos fosfatados. In: BISSANI, C. A. et al. (Editores). **Fertilidade dos solos e manejo da adubação de culturas**, Porto Alegre, RS: Genesis, 2004. 328 p. p.117-137.

ARAUJO, A. P.; MACHADO, C. T. de T. Fósforo. In: FERNANDES, M. S. (editor). **Nutrição mineral de plantas**, Viçosa, MG: Sociedade brasileira de ciência do solo, 2006. 432p. p. 253-280.

ASLAM, T.; CHOUDHARY, M. A.; SAGGAR, S.. Tillage impacts on soil microbial 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.

ASSMANN, T. S. et al.. Desempenho da mistura forrageira de aveia-preta mais azevém e atributos químicos do solo em função da aplicação de esterco líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1515-1523, 2007.

AYAGA, G.; TODD, A.; BROOKES, P.C. Enhanced biological cycling of phosphorus increases its availability to crops in low-input sub-Saharan farmin systems. **Soil Biology & Biochemistry**, 38, 81-90. 2006.

BALOTA, E. L. et al.. Microbial biomass in soils under different tillage and crop rotation systems. **Biol. Fertil. Soils**, v. 38, p. 15-20, 2003.

BASSO, C. J. et al.. Dejeito liquido de suínos: II – perdas de nitrogenio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência rural**, Santa Maria, RS. v. 35, n. 6, p. 1305-1312, Nov-dez, 2005.

BAYER, C.; MIELNCZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, p. 105-112, 1997.

BERTOL, I. et al. Erosão hídrica em um nitossolo háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. II – perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Ver. Bras. Ci Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 1045-1054, 2004.

BROOKES, P. C.; et. al. Measurement of soil microbial biomass phosphorus. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 14, 319-329. 1982.

BÜNEMANN, E. K. et al.. Microbial community composition and substrate use in a highly weathered soil as affected by crop rotation and P fertilization. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 336, 889-901. 2004.

CARNEIRO, R. G.; et al. Indicadores biológicos associados ao ciclo do fósforo em solos de Cerrado sob plantio direto e plantio convencional. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, n. 7, p. 661-669, jul. 2004.

CARPENTER-BOGGS, L. et al.. Soil microbial properties under permanent grass, conventional tillage, and no-till management in South Dakota. **Soil & Tillage Research**, v. 71, p. 15-23, 2003.

CERETTA, C. A. et al.. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejeito liquido de suíno. **Ciência rural**, Santa Maria, RS. v. 35, n. 6, p. 1287-1295, nov-dez, 2005.

CERETTA, C. A. et al.. Dejeito liquid de suínos: I – perdas de nitrogenio e fosforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência rural**, Santa Maria, RS. v. 35, n. 6, p. 1296-1304, nov-dez, 2005.

CHEN, C. R. et al. Seasonal changes in soil phosphorus in associated microbial properties under adjacent grassland and forest in New Zealand. **Forest Ecology and Management**, v. 177, p. 539-557, 2003.

COSTA, E. A.; et al. Qualidade de solo submetido a sistemas de cultivo com preparo convencional e plantio direto. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, DF, v. 41, n. 7, p 1185-1191, jul. 2006.

DAROUB, S. H., et al. Phosphorus fractions and fate of phosphorus – 33 in soils under plowing and no tillage. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 64, p. 170-176, 2000.

DEBOSZ, K.; et al. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. **Applied Soil Ecology**, v. 19, p. 237-248, 2002.

DIÈZ, J. A., et al. Evaluation of the application of pig slurry to an experimental crop using agronomic and ecotoxicological approaches. **Journal of environmental quality**, v. 30, p. 2165-2172, 2001.

EDWARDS, R. D. et al. Runoff quality impacts of swine manure applied to fescue plots. **Amer Soc of Agric Engin**, Michigan, USA. v. 36, n. 2, p. 81-86, 1993.

EGHBALL, B. et al.. Plant availability of phosphorus in swine slurry and cattle feedlot manure. **Agron. J.**, v. 97, p. 542-548, 2005.

FAIRHURST, T. et al. The importance, distribution and causes of phosphorus deficiency as a constraint to crop production in the tropics. **Agrofor Forum**, v. 9, p. 2-8, 1999.

FILHO, E. S.. **Influencia da aplicação de dejetos suínos integrada a produção vegetal sobre o comportamento do fósforo em quatro solos do Paraná**. 2006, 141 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba-PR, 2006.

GAMA-RODRIGUES, E. F. da. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (editores) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre, RS: Genesis, 1999. 508 p. p 227-243.

GATIBONI, L. C., **Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas**. Tese de Doutorado. Santa Maria, RS. 2003.

GATIBONI, L. C. et al. Fósforo da biomassa microbiana e atividade de fosfatases ácidas durante a diminuição do fósforo disponível no solo. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v. 43, n. 8, agosto, 2008.

GEORGE, T. S., et al. Depletion of organic phosphorus from oxisols in relation to phosphatase activities in the rhizosphere. **Eur J. Soil Sci**, v. 57, p. 47-57, 2006.

GUERRA, José Guilherme M.; et. al. Conteúdo de fósforo da biomassa microbiana de um solo cultivado com *Brachiaria decumbens* stapf. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 30, n. 4, p. 543-551, Abril de 1995.

GUERRERO, C. et al.. Microbial biomass and activity of an agricultural soil amended with the solid phase of pig slurries. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 3259-3264, 2007.

HA, K. V.; MARSCHNER, P.; BÜNEMANN, E.K. Dynamics of C, N, P and microbial community composition in particulate soil organic matter during residue decomposition. **Plant Soil**, v. 303: 253-264, 2008.

HEATHWAITE, L. et al. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. **J Environ Qual**, Madison, v. 29, n. 1, p. 158-166, 2000.

HOUNTIN, J. A.; et. al. Soil carbon, nitrogen and phosphorus contents in maize plots after 14 years of pig slurry applications. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, vol. 129, p. 187-191, 1997.

KWABIAH, A. B. et al. Phosphorus availability and maize response to organic and inorganic fertilizer inputs in a short term study in Western Kenya. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 95, p. 49-59, 2003.

KWABIAH, A. B. et al. Response of soil microbial biomass dynamics to quality of plant materials with emphasis on P availability. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 35, p. 207-216, 2003.

KWABIAH, A. B. et al. Soil P availability as affected by the chemical composition of plant materials: implications for P-limiting agriculture in tropical Africa. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 100, p. 53-61, 2003.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. V. de. Redução da carga poluente: A questão dos nutrientes. In: SEGANFREDO, M. A. (Editor). **Gestão ambiental na suinocultura**. 1º Ed. Brasília, DF: EMBRAPA, 2007. 302 p. p. 103-118.

KUONO, K.; TUCHIYA, Y.; ANDO, T. Measurement of soil microbial biomass phosphorus by the anion Exchange membrane method. **Soil Biol. Biochem**, Great Britain, v. 27, n. 10, p. 1353-1357, 1995

LITTEL, R. C.; MILLIKEN, G. A.; STROUP, W. W.; WOLFINGER, R. D.; SCHABENBERGER, O. 2006. **SAS® for Mixed Models 2**. Ed. SAS Institute Inc.: Cary, NC, USA. 834 p.

LUKITO, H. P.; KUONO, K.; ANDO, T. Phosphorus requirements of microbial biomass in a regosol and an andosol. **Soil Biol. Biochem.**, Great Britain, v. 30. n. 7, p. 865-872, 1998.

LUPWAYI, N. Z. et al. Phosphorus release during decomposition of crop residues under conventional and zero tillage. **Soil & Tillage Research**, v. 95, p. 231-239, 2007.

MARSHALL, S. K.; LABOSKI, C. A. M. Sorption of inorganic and total phosphorus from dairy and swine slurries to soil. **J. Environ. Qual.**, v. 35, p. 1836-1843, 2006.

MARTINAZZO, Rosane; et al. **Fósforo microbiano do solo sob sistema plantio direto em resposta à adição de fosfato solúvel**, Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 31:563-570, 2007.

MARTIN, R. C. et al. Phosphorus status on Canadian organic farms. **Journal of the Science of food and Agriculture**, v. 87: 2737-2740, 2007.

MATOS, E. da S.; et. al. **Formas de fósforo no solo em sistemas de milho exclusivo e consorciado com feijão sob adubação orgânica e mineral**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 30: 625-632, 2006.

MATOS, M. A. de. **Atributos químicos e microbiológicos do solo após aplicações de resíduos de suínos em sistema de plantio direto**. 2006. 91 f. Dissertação – Universidade Estadual de Londrina, Londrina-PR, 2006.

MIRANDA, C. R. de. Aspectos ambientais da suinocultura brasileira. In: SEGANFREDO, M. A. (Editor). **Gestão ambiental na suinocultura**. 1º Ed. Brasília, DF: EMBRAPA, 2007. 302 p. p. 13-36.

MOREIRA, E. B.. **Efeito fertilizante de dejetos suíno aplicado em lavoura em lavoura sob plantio direto**. 2004. 75 f. Dissertação – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages-SC, 2004.

NZIGUHEBA, G.; MERCKX, R.; PALM, C. A. Soil phosphorus dynamics and maize response to different rates of phosphorus fertilizer applied to an Acrisol in western Kenya. **Plant and Soil**, Netherlands, v. 243, p. 1-10, 2002.

NZIGUHEBA, G. et al.. Soil phosphorus fractions and adsorption as affected by organic and inorganic sources. **Plant and Soil**, Netherlands, v. 198, p. 159-168, 1998.

OBERTSON, A. et al. Phosphorus transformations in a oxisol under contrasting land-use systems: The role of the soil microbial biomass. **Plant and Soil**, Netherlands, v. 237: 197-210, 2001.

OEHL, F. et al. Kinetics of microbial phosphorus uptake in cultivated soils. **Biol Fertil Soils**, v. 34: 31-41, 2001.

OLSEN, S R.; SOMMERS, L. E. **Phosphorus**. In: **Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties**. A.L. Page, R.H. Miller & D.R. Keeney (Eds). Madison, Wisconsin: American Society of Agronomy, 403-427.1982.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry**. San Diego: Academic, 1996. 340p.

PURAKAYASTHA, T. J. et al. Microbial biomass phosphorus and alkaline phosphomonoesterase activity in the rhizosphere of different wheat cultivars as influenced by inorganic phosphorus and farmyard manure. **Biol Fertil Soils**, v. 43, p. 153-161, 2006.

QUALLS, R. G; RICHARDSON, C. J. Phosphorus enrichment affects litter decomposition, immobilization, and soil microbial phosphorus in wetland Mesocosms. **Soil Sci. Soc. Am. J**, v. 64, p. 799-808, 2000.

RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I.; CONTE, E. Fósforo da biomassa microbiana em solos sob diferentes sistemas de manejo. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 24: 589-597, 2000.

ROS, M.; GARCÍA, C.; HERNANDEZ, M. T. Evaluation of different pig slurry composts as fertilizer of horticultural crops: Effects on selected chemical and microbial properties. **Renewable agriculture and food systems**, v. 22, n. 4, p. 307-315, 2007.

SALAS, A. M. et al. The role of particulate organic matter in phosphorus cycling. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 67: 181-189, 2003.

SAS Institute Inc® 2003 **SAS Ver. 9.1.3** SAS Institute Inc.: Cary, NC, USA.
SEGANFREDO, M. A. Uso de dejetos suínos como fertilizante e seus riscos ambientais. In: SEGANFREDO, M. A. (Editor). **Gestão ambiental na suinocultura**. 1º Ed. Brasília, DF: EMBRAPA, 2007. 302 p. p. 13-36.

SEI, F. B. **Indicadores microbiológicos e químicos de um latossolo submetido à adição de dejetos suínos**. 2006. 82 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2006.

SENESI, N. Composted materials as organic fertilizers. **Sci. total Environ.**, 81/82, 521-542, 1989.

SILVA, M. et al. Hidrólise de fluoresceína como bioindicador da atividade microbiológica de um solo submetido a reflorestamento. **Ciência rural**, v. 34, n. 5, sept./oct. 2004.

SIMS, J. T. Environmental soil testing for phosphorus. **J. Prod. Agric.**, v. 6, p. 501-507, 1993.

SHARPLEY, A. N. et al. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **J Soil Water Conserv.**, Ankey, v. 51, n. 2, p. 160-166, 1996.

SHARPLEY, A. N.; et al. Forms of phosphorus in soil receiving cattle feedlot waste. **J. Environ. Qual.**, v. 13, p. 211-215, 1984.

STEEL, R. G. D.; TORRIE, J. H.; DICKEY, D. A. **Principles and procedures of statistics – a biomerical approach**. 3° ed. McGraq-Hill: New York, USA. 666 p. 1997.

STEENHUIS, S. F. et al. Winter-spread manure nitrogen losses. **Amer Soc of Agric Engin**, Michigan, v. 24, n. 3, p. 436-449, 1981.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry**. New York, Jonh Wiley & Sons, 1994. 496p.

STEWART, J. W. B.; TIESSEN, H. Dynamics of soil organic phosphorus. **Biogeochemistry.**, v. 4: 41-60, 1987.

TEDESCO, M. J.; et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2° Ed. rev. e ampl. – Porto Alegre: Departamento de Solos, UFRGS. 1995.

TIESSEN, H. et al. Organic matter turnover in tropical land use systems. **In**. Carbon and nutrient dynamics in natural and agricultural tropical ecosystems. Eds. L. Bergstrom and H. Kirchmann. pp 1-14. CAB International.

TIESSEN, H. et al. Particle size fraction and their use in studies of soil organic matter. II. Cultivation effects on organic matter composition in size fractions. **Soil Sci Soc. Am. J.**, v. 47, p. 507-541, 1983.

TRAN, T. S. et al. Long-term effects of fertilizers and manure application on the forms and availability of soil phosphorus. **Canadian Journal of Soil Science.**, v. 75, p. 281-185, 1995.

VADAS, P. A.; HARMEL, R. D.; KLEINMAN, P. J. A. Transformations of soil and manure phosphorus after surface application of manure to Field plots. **Nutr Cycl Agroecosyst.**, v. 77, p. 83-99, 2007.

VARGAS, L. K.; SELBACH, P. A.; SÁ, E. L. S. de. Alterações microbianas no solo durante o ciclo do milho nos sistema plantio direto e convencional. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, DF, v. 39, n. 8, p. 749-755, ago. 2004.

VILLANI, E. M. A. **Carbono, nitrogênio e fósforo da biomassa microbiana: métodos de avaliação e influencia da adubação fosfatada em plantações de eucalipto**. 2003. 56p. Tese de doutorado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2003.

WHITE, A. K.; METCALF, W. W. Microbial metabolism of reduced phosphorus compounds. **Annual Review Microbiology**, v. 61: 379-400, 2007.

WU, J. et al.. Dynamics in microbial immobilization and transformations of phosphorus in highly weathered subtropical soil following organic amendments. **Plant Soil**, v. 290, p. 333-342, 2007.

YANG, Q. M. et al.. Phosphorus transformation in pig slurry due to diet and intermittent aeration treatments. **Biosystems Engineering**, v. 89, n. 3, p. 355-362, 2004.

ZAMUNER, E. C.; PICONE, L. I.; ECHEVERRIA, H. E.. Organic and inorganic phosphorus in mollisol soil under different tillage practices. **Soil & Tillage Research**, v. 99, p. 131-138, 2008.