



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

MARIA APARECIDA DE MATOS

**ATRIBUTOS QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS EM SOLO
COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS SOB
PLANTIO CONVENCIONAL E DIRETO**

Londrina
2017

MARIA APARECIDA DE MATOS

**ATRIBUTOS QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS EM SOLO
COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS SOB
PLANTIO CONVENCIONAL E DIRETO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Agronomia – Curso de Doutorado da Universidade Estadual de Londrina, área de concentração: Manejo Sustentável do Solo e Engenharia Agrícola, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Agronomia.

Orientador: Prof. Dr. Marco Antonio Nogueira.
Co-orientador: Arnaldo Colozzi Filho.

Londrina
2017

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Matos, Maria Aparecida de.

ATRIBUTOS QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS EM SOLO COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS SOB PLANTIO CONVENCIONAL E DIRETO / Maria

Aparecida de Matos. - Londrina, 2017. 125 f.

Orientador: Marco Antonio Nogueira.

Coorientador: Arnaldo Colozzi Filho.

Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, 2017.

Inclui bibliografia.

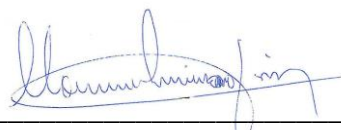
1. Biomassa microbiana. Diversidade microbiana. Enzimas do solo. Fósforo. - Tese. I. Nogueira, Marco Antonio . II. Colozzi Filho, Arnaldo . III. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. IV. Título.

MARIA APARECIDA DE MATOS

**ATRIBUTOS QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS EM SOLO COM
APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS SOB PLANTIO
CONVENCIONAL E DIRETO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em
Agronomia da Universidade Estadual de Londrina,
como requisito parcial à obtenção do título de
Doutor em Agronomia.

BANCA EXAMINADORA



Orientador: Prof. Dr. Marco Antonio Nogueira
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof^a. Dr^a Maria de Fátima Guimarães
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Osmar Rodrigues Brito
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof^a. Dr^a Alexandra Sherer
Universidade Norte do Paraná - UNOPAR

Dr^a Krisle da Silva
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária -
EMBRAPA

Londrina, 30 de março de 2017.

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

AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual de Londrina e ao curso de Pós-graduação em Agronomia, pela oportunidade de realização deste trabalho.

Ao Instituto Agrônomo do Paraná, IAPAR, pela estrutura oferecida para a realização do trabalho de pesquisa.

À Secretaria da Educação do Paraná-SEED/PR, pela liberação para realização do curso no Programa de Pós-Graduação Strictu Sensu/Doutorado-UEL.

Aos professores do curso de Pós-graduação em Agronomia que participaram da minha formação profissional e pelas disciplinas ministradas durante o curso de pós-graduação.

Ao meu orientador pesquisador e prof. Dr. Marco Antonio Nogueira e ao co-orientador pesquisador Dr. Arnaldo Colozzi Filho pela disponibilidade, apoio, orientação, incentivo e paciência durante o desenvolvimento e finalização deste trabalho.

Aos pesquisadores Dr^a Graziela Moraes de Cesare Barbosa, Dr^a. Diva Souza Andrade e Dr. Élcio Libório Balota pelas oportunidades oferecidas e contribuição no meu desenvolvimento profissional.

Agradeço aos professores e pesquisadores integrantes da banca examinadora da tese que se propuseram a avaliar, corrigir, sugerir e que muito contribuíram com este trabalho: Prof^a. Dr^a Maria de Fátima Guimarães, Prof. Dr. Osmar Rodrigues Brito, Prof^a. Dr^a Alexandra Sherer e a pesquisadora Dr^a Krisle da Silva.

Agradeço muito pela colaboração, análises, incentivo e momentos de descontração a Andrea Scaramal, Rosinei A. de Souza, Kelly C. G. P. de Goes, Gabriela Machineski, Nayara S. Cesário, Gisele Milani e Michele R. Lopes.

Agradeço aos funcionários, colaboradores e estagiários do Laboratório de Microbiologia do Solo-IAPAR, Laboratório de Química e Tecido Vegetal-IAPAR, Laboratório de Bacteriologia-IAPAR, Laboratório de Solo e Biotecnologia do Solo- EMBRAPA-soja e Estação Experimental de Palotina-IAPAR, pelo auxílio nas coletas, análise laboratoriais, pela amizade e contribuição na obtenção dos resultados.

Agradeço aos demais colegas do doutorado que me acompanharam nesta trajetória, e a todos que, com boa intenção, colaboraram para a realização e finalização deste trabalho.

MATOS, Maria Aparecida de. **Atributos químicos e microbiológicos em solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos sob plantio convencional e direto.** 2017. 125 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos após 11 e 18 anos de aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) nos atributos químicos e microbiológicos de um LATOSSOLO Vermelho distroférico, textura argilosa, manejado sob plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD), em Palotina, PR, Brasil. Os tratamentos consistiram de aplicações de 0, 30, 60, 90 e 120 m³ de DLS ha⁻¹ ano⁻¹ (½ no inverno e ½ no verão), e dois sistemas de manejo (PC e SPD). O delineamento experimental foi o de blocos casualizados em parcelas subdivididas e quatro repetições. No décimo primeiro ano de aplicações consecutivas de DLS, o solo foi amostrado em dezembro de 2007, nas camadas de 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 e 40-60 cm, 44 dias após a segunda aplicação anual de DLS, e após o cultivo de nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.). No décimo oitavo ano, o solo foi amostrado em outubro de 2014, nas camadas de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm, após 113 dias da segunda aplicação anual de DLS. Após 11 anos, a aplicação de DLS aumentou os teores de P nas camadas de 0-10 cm e 10-20 cm, e de Zn²⁺ na camada de 10-20 cm, e os teores de NO₃⁻ em todas as profundidades. O manejo do solo sob SPD e a aplicação de DLS resultaram em incrementos nos teores de P principalmente na camada de 0-10 cm. A adição de DLS incrementou os teores de nitrato do solo, especialmente sob PC na profundidade de 10-20 cm. O SPD aumentou os teores de P a 0-10 e 10-20 cm, e C orgânico total a 10-20 cm, enquanto que o PC aumentou os teores de NO₃⁻ na camada de 10-20 cm. Após 11 anos, o sistema de plantio direto aumenta o carbono da biomassa microbiana (CBM) e a relação CBM/COT das camadas de 0-10 cm e 10-20 cm do solo. O manejo do solo não influenciou a densidade de bactérias heterotróficas, fungos, microrganismos oxidantes do nitrito e amonificadores em todas as profundidades, sem interação entre manejo do solo e doses de DLS para essas variáveis. Não houve efeito da aplicação de DLS e do acúmulo de Zn²⁺ na biomassa microbiana, densidade de bactérias, de fungos, microrganismos oxidantes de nitrito e amonificadores em todas as profundidades. As análises conjuntas de componentes principais e de agrupamentos dos atributos químicos e microbiológicos mostraram expressiva discriminação entre os manejos sob PC e SPD e doses de DLS, principalmente a 0-10 cm e 10-20 cm de profundidade. Os atributos mais responsivos ao manejo do solo foram os teores de NO₃⁻, Zn²⁺, P, NH₄⁺, MO, o CBM e a relação CBM/COT. Após 18 anos, o SPD aumentou os teores de nutrientes, principalmente P, Zn²⁺, Mn²⁺, NH₄⁺ na camada de 0-10 cm, e Cu²⁺ e Mn²⁺ na camada de 10-20 cm. As aplicações de DLS, independente do manejo do solo, aumentaram linearmente os teores de P, C, MO, Mg²⁺, Cu²⁺, Zn²⁺, Mn²⁺, Na⁺ NO₃⁻ e a condutividade elétrica na profundidade de 0-10 cm, e esses efeitos decresceram com o aumento da profundidade. Os efeitos da aplicação de DLS sobre os atributos químicos do solo sofreram influência do manejo e da profundidade do solo. Em todas as profundidades, a aplicação de DLS, quando associado ao PC, aumentou os teores de P, Cu²⁺ e a condutividade elétrica, enquanto o SPD teve maiores teores de P, Mg²⁺, Zn²⁺ e condutividade elétrica. As concentrações de Cu²⁺ e Zn²⁺ nos dois sistemas ficaram abaixo dos valores críticos estabelecidos pelo CONAMA (2009). O SPD aumentou o CBM, NBM e as atividades enzimáticas β-glicosidase, desidrogenase, fosfatase alcalina, celulase, arilsulfatase e urease do solo na camada de 0-10 cm, enquanto que na camada de 10-20 cm houve incrementos na atividade β-glicosidase e desidrogenase. A aplicação de DLS incrementou a biomassa microbiana e as atividades das enzimas fosfatase ácida e β-

glicosidase na camada de 0-10 cm. No PC, o DLS aumentou a atividade da β -glicosidase, enquanto que no SPD houve acréscimos na biomassa microbiana do solo. Em geral, SPD e a aplicação de DLS melhoram a fertilidade, a biomassa microbiana e atividades enzimáticas do solo. Após 18 anos, a aplicação de DLS não alterou a diversidade e a riqueza da comunidade bacteriana do solo, mas houve mudanças na sua estrutura. Os principais filos bacterianos encontrados no solo avaliado foram: Acidobacteria, Proteobacteria, Verrucomicrobia, Bacteroidetes, Firmicutes e Actinobacteria. A aplicação de DLS aumentou os grupos bacterianos dos filos Verrucomicrobia, Planctomycetes, bactérias não classificadas, Gemmatimonadetes e Firmicutes e reduz os filos TM7, Acidobacteria, proteobacteria, WPS-2 e Bacteroidetes no solo.

Palavras-chave: Biomassa microbiana. Diversidade microbiana. Enzimas do solo. Fósforo. Nitrato. Zinco.

MATOS, Maria Aparecida de. **Chemical and microbiological attributes in soil with application of swine liquid slurry under conventional tillage and no-tillage.** 2017. 125 p. Thesis (Doctoral Degree in Agronomy) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

ABSTRACT

The aim of this research was to evaluate the effects after 11 and 18 years of application of swine liquid slurry (SLS) on chemical and microbiological attributes of a clayey Typic Haplustox managed under conventional tillage (CT) and no-tillage (NT) systems, in Palotina, PR, Brazil. The treatments consisted of applications of 0, 30, 60, 90 and 120 m³ SLS ha⁻¹ year⁻¹ (½ in winter and ½ in summer). The experimental design was in randomized blocks arranged in split-plot with four replications. The first soil sampling occurred in December 2007, the eleventh year of consecutive SLS applications, at 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 and 40-60 cm layers. The second soil sampling occurred in October 2014, the eighteenth year of consecutive SLS applications, at 0-10 cm, 10-20 cm and 20-40 cm layers. After 11 years, the applications of SLS increased the concentrations of P at 0-10 cm and 10-20 cm layer, and Zn²⁺ at 10-20 cm, and the concentrations of NO₃⁻ at all depths. The soil management under NT altered the effect of SLS, increasing the P levels mainly at 0-10 cm of soil depth. The applications of SLS increased the concentration of nitrate in soil, especially under CT at 10-20 cm of soil depth. The NT system increased the concentration of P at 0-10 and 10-20 cm, and COT at 10-20 cm, whereas the CT increased the concentrations of NO₃⁻ at 10-20 cm. After 11 years, the microbial biomass carbon (MBC) and the MBC/COT ratio increased in the soil managed under NT system, at 0-10 cm and 10-20 cm depths. The soil management did not change the density of heterotrophic bacteria, fungi, nitrite oxidizing microorganisms and ammonifiers at all soil depths. There was no interaction between soil management and doses of LPS on these variables. The applications of LPS and accumulation of Zn²⁺ had no effects on microbial biomass, bacterial density, fungi, nitrite oxidizing microorganisms and ammonifiers at all soil depths. The principal component analysis and grouping analysis considering all chemical and microbiological attributes showed expressive discrimination between CT and NT managements and LPS applications, mainly at 0-10 cm and 10-20 cm of soil depth. The most responsive attributes to soil management were the concentrations of NO₃⁻, Zn²⁺, P, NH₄⁺, OM, MBC and the MBC/COT ratio. After 18 years, the NT increased the concentrations of some nutrients in soil, mainly P, Zn²⁺, Mn²⁺, NH₄⁺ at 0-10 cm, and Cu²⁺ and Mn²⁺ at 10-20 cm of soil depth. The application of SLS, regardless of the soil management, increased the levels of P, C, MO, Mg²⁺, Cu²⁺, Zn²⁺, Mn²⁺, Na⁺, NO₃⁻ and electrical conductivity linearly at 0-10 cm, and these effects decreased with soil depth. The effects of the application of SLS on chemical attributes depended on the soil management, and differed with soil depth. At all depths, the application of SLS under CT changed the levels P, Cu²⁺ and electrical conductivity, whereas the NT increased the concentrations of P, Mg²⁺, Zn²⁺ and electrical conductivity. The concentrations of Cu²⁺ and Zn²⁺ in both systems were below the critical values established by CONAMA (2009). The NT system increased the MBC, MBM and the activities of β-glucosidase, dehydrogenase, alkaline phosphatase, cellulase, arylsulfatase and urease at 0-10 cm of soil depth. At 10-20 cm of soil depth under NT, there were increases in the activities of β-glucosidase and dehydrogenase. The applications of SLS increased the microbial biomass and activities of acid phosphatase and β-glucosidase at 0-10 cm of soil depth. The association between SLS and CT increased the activity of β-glucosidase, whereas the application of SLS under NT increased the soil microbial biomass. In general, the effects of NT and the applications of SLS improved the soil

fertility, microbial biomass and enzyme activities. After 18 years, the applications of SLS did not change the diversity and richness of the soil bacterial community, however there were changes in its structure. The main bacterial phyla found in the soil were: Acidobacteria, Proteobacteria, Verrucomicrobia, Bacteroidetes, Firmicutes and Actinobacteria. The applications of SLS increased the bacterial groups belonging to the phyla Verrucomicrobia, Planctomycetes, unclassified bacteria, Gemmatimonadetes and Firmicutes, but reduced the phyla TM7, Acidobacteria, proteobacteria, WPS-2 and Bacteroidetes.

Keywords: Copper. Microbial diversity. Microbial biomass. Nitrate. Phosphorus. Soil enzymes. Zinc.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 3.1** - Localização da área experimental do município de Palotina, PR..... 45
- Figura 3.2** - Variações dos teores de P, COT e NO_3^- , em LATOSSOLO Vermelho distroférico, em função do manejo do solo sob plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD), em profundidade de amostragem..... 52
- Figura 3.3** - Regressão linear do efeito de doses de DLS aplicadas ao solo manejado sob PC ou SPD, no desdobramento da interação manejo do solo e doses de DLS, para os teores de P (0-10 cm e 10-20 cm) em LATOSSOLO Vermelho distroférico..... 55
- Figura 3.4** - Regressão linear para o efeito de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicadas em LATOSSOLO Vermelho distroférico sob plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD) nos teores de NO_3^- (0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm). 58
- Figura 3.5** - Regressão linear para o efeito de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicadas em LATOSSOLO Vermelho distroférico sob plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD) nos teores de Zn^{2+} , na profundidade de 10-20 cm. 59
- Figura 4.1** - Efeito do manejo do solo sob plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD) no carbono da biomassa microbiana (CBM) e na relação CBM/COT em LATOSSOLO Vermelho distroférico, em 4 profundidades..... 74
- Figura 4.2** - Análise de componentes principais referente aos componentes 1 e 2, baseada em 18 variáveis químicas e microbiológicas em LATOSSOLO Vermelho distroférico, que recebeu DLS por 11 anos sob plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD), em 4 profundidades..... 77
- Figura 4.3** - Dendrograma de similaridade baseado em 18 variáveis químicas e microbiológicas, em LATOSSOLO Vermelho distroférico que recebeu DLS por 11 anos, sob plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD), empregando o método de Ward pela distância Euclidiana, em quatro profundidades. 79

Figura 6.1 - Abundância relativa de filos bacterianos, expressos em % de frequências, na profundidade de 0-10 cm, após aplicações de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) por 18 anos.	111
Figura 6.2 - Efeito da aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS), por 18 anos, na abundância relativa de filos bacterianos, expressos em % de frequências, na profundidade de 0-10 cm.	112
Figura 6.3 - Efeito da aplicação de $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos (D30), por 18 anos, na abundância dos principais filos das comunidades bacterianas em relação ao controle (D0), pelo teste t de White com medida não paramétrica.	113
Figura 6.4 - Efeito da aplicação de $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos (D60), por 18 anos, na abundância dos principais filos das comunidades bacterianas em relação ao controle (D0), pelo teste t de White com medida não paramétrica.	114
Figura 6.5 - Efeito da aplicação de $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos (D90), por 18 anos, na abundância dos principais filos das comunidades bacterianas em relação ao controle (D0), pelo teste t de White com medida não paramétrica.	114
Figura 6.6 - Efeito da aplicação de $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos (D120), por 18 anos, na abundância dos principais filos das comunidades bacterianas em relação ao controle (D0), pelo teste t de White com medida não paramétrica.	114
Figura 6.7 - Agrupamento (heatmap) de filos das comunidades bacterianas em solo com e sem aplicação de dejetos líquidos de suínos, por 18 anos, em LATOSSOLO Vermelho distroférico, por comparação múltipla por Tukey-Kramer ($p < 0,05$).	116

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1	- Principais enzimas indicadoras da qualidade do solo.....	33
Tabela 3.1	- Características físico-químicas do dejetos líquido de suínos (DLS) utilizado na área experimental em 2007.	45
Tabela 3.2	- Resultados da análise de variância para efeito do manejo do solo (MS), das doses de dejetos líquido de suínos (DLS), da interação entre o MS x DLS, e do desdobramento da interação DLS no plantio convencional [DLS (PC)] e DLS no sistema de plantio direto [DLS (SPD)] para NO_3^- , NH_4^+ , P, C, M.O., pH, H^+Al , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Cu^{2+} e Zn^{2+} em amostras obtidas em quatro profundidades de um LATOSSOLO Vermelho distroférico em ensaio de longa duração com aplicações de DLS e MS em Palotina PR.	47
Tabela 3.3	- Efeito das doses de dejetos líquido de suínos (DLS), na média dos manejos do solo, nos teores de P, NO_3^- e Zn^{2+} em LATOSSOLO Vermelho distroférico.....	54
Tabela 4.1	- Características físico-químicas do dejetos líquido de suínos (DLS) utilizado na área experimental. Os nutrientes são representados por seus teores totais.	68
Tabela 4.2	- Valores médios para os atributos químicos do solo, após 11 aplicações de dejetos líquidos de suínos (DLS) sob plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD), em 4 profundidades.....	70
Tabela 4.3	- Efeito do manejo do solo (MS), das doses de dejetos líquido de suínos (DLS), da interação entre MS e DLS, desdobramento do efeito de DLS no plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD) e os respectivos valores de <i>P</i> do teste F nos atributos microbiológicos, em LATOSSOLO Vermelho distroférico, em 4 profundidades.....	72
Tabela 5.1	- Características físico-químicas do dejetos líquido de suínos (DLS) utilizado na área experimental no ano de 2014.....	88
Tabela 5.2	- Efeito do manejo do solo (PC e SPD) por 18 anos nos atributos químicos em LATOSSOLO Vermelho distroférico, em três profundidades.....	91
Tabela 5.3	- Efeito da aplicação de doses de dejetos líquido de suínos (DLS), independente do manejo do solo, por 18 anos, nos atributos químicos	

	em LATOSSOLO Vermelho distroférico, na profundidade de 0-10 cm.....	92
Tabela 5.4	- Efeito da aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS), independente do manejo do solo, por 18 anos, nos atributos químicos em LATOSSOLO Vermelho distroférico, na profundidade de 10-20 cm.....	93
Tabela 5.5	- Efeito da aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS), independente do manejo do solo, por 18 anos, nos atributos químicos em LATOSSOLO Vermelho distroférico, na profundidade de 20-40 cm.....	93
Tabela 5.6	- Efeito da aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) sob PC e SPD, por 18 anos, nos atributos químicos em LATOSSOLO Vermelho distroférico, na profundidade de 0-10 cm.....	94
Tabela 5.7	- Interação entre manejo do solo (MS) e doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) nos teores de Zn^{2+} ($mg\ kg^{-1}$), por 18 anos, em LATOSSOLO Vermelho distroférico, na profundidade de 0-10 cm.	94
Tabela 5.8	- Efeito da aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) sob PC e SPD, por 18 anos, em atributos químicos em LATOSSOLO Vermelho distroférico, na profundidade de 10-20 cm.....	95
Tabela 5.9	- Efeito da aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) sob PC e SPD, por 18 anos, em atributos químicos de um LATOSSOLO Vermelho distroférico, na profundidade de 20-40 cm.....	95
Tabela 5.10	- Efeito do manejo do solo (PC e SPD), por 18 anos, nos atributos microbiológicos em LATOSSOLO Vermelho distroférico, em três profundidades.....	96
Tabela 5.11	- Efeito da aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS), independente do sistema de manejo do solo, nos atributos microbiológicos em LATOSSOLO Vermelho distroférico, nas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm.....	98
Tabela 5.12	- Efeito da aplicação de DLS sob PC e SPD, por 18 anos, nos atributos microbiológicos em LATOSSOLO Vermelho distroférico, nas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm.....	99
Tabela 6.1	- Características físico-químicas do dejetos líquidos de suínos (DLS) utilizado na área experimental.	108

Tabela 6.2 - Efeito da aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS), por 18 anos, nas classes dos principais Filos de maior ocorrência em LATOSSOLO Vermelho distroférico, na profundidade de 0-10 cm.....	118
Tabela 6.3 - Número de Unidades Taxonômicas Operacionais (OTUs) formadas (97 % de similaridade), estimativa dos índices de riqueza (Chao1) e diversidade (Shannon) em LATOSSOLO Vermelho distroférico, com aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos por 18 anos.	119

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
2	REVISÃO DE LITERATURA	18
2.1	CARACTERÍSTICAS DO SOLO	18
2.2	PLANTIO CONVENCIONAL E SISTEMA DE PLANTIO DIRETO.....	20
2.3	DEJETOS DA SUINOCULTURA	21
2.4	EFEITOS DA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS E DO MANEJO NOS ATRIBUTOS DO SOLO.....	22
2.4.1	Efeitos nos Atributos Químicos.....	22
2.4.2	Efeitos nos Atributos Microbiológicos.....	27
	REFERÊNCIAS	35
3	ARTIGO A: DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS APLICADOS EM LONGO PRAZO EM SOLO SOB DIFERENTES MANEJOS	42
3.1	RESUMO.....	42
3.2	ABSTRACT	42
3.3	INTRODUÇÃO	43
3.4	MATERIAL E MÉTODOS	44
3.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
3.6	CONCLUSÕES	60
	REFERÊNCIAS	61
4	ARTIGO B: ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS EM SOLO COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS SOB DIFERENTES MANEJOS	61
4.1	RESUMO.....	65
4.2	ABSTRACT	65
4.3	INTRODUÇÃO	66
4.4	MATERIAL E MÉTODOS	67
4.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	69
4.6	CONCLUSÕES	81
	REFERÊNCIAS	82

5	ARTIGO C: ATRIBUTOS QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS APÓS 18 ANOS DE APLICAÇÕES DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS EM SOLO SOB DIFERENTES MANEJOS	85
5.1	RESUMO.....	85
5.2	ABSTRACT	85
5.3	INTRODUÇÃO.....	86
5.4	MATERIAL E MÉTODOS	88
5.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	89
5.6	CONCLUSÕES	101
	REFERÊNCIAS	102
6	ARTIGO D: DIVERSIDADE GENÉTICA DA COMUNIDADE BACTERIANA DO SOLO APÓS 18 ANOS DE APLICAÇÕES DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS	105
6.1	RESUMO.....	105
6.2	ABSTRACT	105
6.3	INTRODUÇÃO.....	106
6.4	MATERIAL E MÉTODOS	107
6.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	109
6.6	CONCLUSÕES	120
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	121
	REFERÊNCIAS	123

1 INTRODUÇÃO

A intensificação da suinocultura gera grandes quantidades de dejetos líquidos de suínos (DLS), que podem ser utilizados em solos agrícolas como fonte de nutrientes. Estes DLS podem complementar ou suprir integralmente as exigências nutricionais das culturas anuais ou pastagens, sendo uma alternativa de disposição ambiental, e ainda podem contribuir economicamente reduzindo os custos de produção.

A aplicação de DLS associados aos sistemas de plantio em diferentes manejos, principalmente em sistemas conservacionistas, que preconizam a manutenção e conservação de resíduos vegetais na superfície do solo, pode potencializar os teores de matéria orgânica e aumentar os teores de macro e micronutrientes no solo. Estes efeitos são considerados positivos, visto que podem melhorar a fertilidade do solo e a produtividade das culturas, além de favorecer incrementos da microbiota do solo e da sua atividade, devido ao fornecimento de substratos como fonte de C e energia pela matéria orgânica.

O solo é o habitat que apresenta uma imensa diversidade de microrganismos, os quais podem interagir com os demais componentes do solo e plantas, além de atuarem em transformações bioquímicas importantes para os ecossistemas. Dessa forma, as atividades metabólicas da microbiota são importantes do ponto de vista ecológico e biotecnológico tanto em ecossistemas naturais como sistemas agrícolas. Em geral, os microrganismos do solo estão relacionados com a decomposição e síntese da matéria orgânica e aos ciclos biogeoquímicos do C, N, P, S, disponibilizando nutrientes aos vegetais e para a própria microbiota do solo. Entretanto, apesar da abundância de microrganismos no solo, a grande maioria ainda é desconhecida, devido a sua incapacidade de serem cultivados em laboratório.

Aplicações sucessivas de dejetos ao solo associados ao manejo sob plantio convencional (PC) ou sistema de plantio direto (SPD) podem afetar negativamente as características químicas, físicas e biológicas do solo, devido ao acúmulo de alguns nutrientes como Cu^{2+} , Zn^{2+} e P, salinização do solo, e podem aumentar os riscos de lixiviação de P, especialmente em solos arenosos, e além de lixiviação de NO_3^- .

A produção de alimentos depende dos sistemas agrícolas que por sua vez dependem da qualidade do solo. Portanto, estudos sobre os efeitos da aplicação de DLS manejado sob PC e SPD, em longo prazo, sobre os atributos químicos e microbiológicos do solo, são essenciais para gerar conhecimento e orientar práticas que possam conservar e manter a diversidade microbiana, a qualidade do solo, e ao mesmo tempo manter a sua capacidade produtiva.

As hipóteses testadas neste trabalho foram: a) a aplicação em longo prazo de dejetos líquidos de suínos (11 e 18 anos) em solos manejados sob sistema de plantio direto (SPD) causa alterações diferenciadas nas propriedades químicas e microbiológicas em profundidade em relação ao solo manejado sob plantio convencional (PC); b) As aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos (DLS), em longo prazo (11 e 18 anos), causam aumentos diferenciados de alguns nutrientes, na composição e na atividade da comunidade microbiana do solo sob diferentes sistemas de manejo; c) Aplicações de doses de DLS alteram a diversidade e estrutura da comunidade bacteriana do solo sob sistema de plantio direto.

O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos da aplicação de dejetos líquidos de suínos em atributos químicos e microbiológicos de um LATOSSOLO Vermelho distroférico argiloso sob plantio convencional e plantio direto, após 11 e 18 anos de aplicações sucessivas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 CARACTERÍSTICAS DO SOLO

Com uma população global que, segundo estimativas, ultrapassará 9 bilhões até 2050, agravada pela competição por recursos hídricos e terrestres e pelo impacto das mudanças climáticas, a segurança alimentar atual e futura depende de nossa capacidade de aumentar os rendimentos e a qualidade dos alimentos usando a mesma área de solo atualmente em uso. Dessa forma, o sistema alimentar dos seres vivos e a agricultura dependem do recurso natural solo, que fornece nutrientes, água, oxigênio e suporte às raízes de plantas produtoras de alimentos. No entanto, a sua qualidade e capacidade produtiva podem ser comprometidas com a intensificação do uso do solo para a produção agrícola (FAO, 2015).

O solo é composto de minerais, gases, água, substâncias orgânicas e microrganismos interagindo mutuamente. As proporções relativas desses quatro componentes variam de solo para solo, e em um mesmo solo, de acordo com as condições climáticas, a presença de plantas e manejo (BRADY; WEIL, 2009; ROCHA et al., 2009). De modo geral, a proporção ideal dessas fases é representada por 50% para a fase sólida, sendo 45% de origem mineral e 5% de matéria orgânica, incluindo os organismos vivos, a fase líquida por 25% e de fase gasosa por 25% (MALAVOLTA, 1976).

A fase líquida representa a solução do solo que é constituída por eletrólitos, quase em equilíbrio, por numerosos materiais orgânicos e inorgânicos, os quais foram dissolvidos da fase sólida. É na solução do solo onde estão dissolvidos os nutrientes para as plantas e onde ocorre a maioria dos processos químicos e biológicos. A fase gasosa é constituída pelos mesmos componentes da atmosfera, no entanto difere quantitativamente, devido à respiração das raízes e dos microrganismos na decomposição da matéria orgânica, além de outras reações de consumo de O_2 e liberação de CO_2 (ROCHA et al., 2009). Os constituintes da solução do solo são influenciados por transformações bióticas e abióticas que regulam os processos de adição e perda, assim como a biociclagem dos mesmos passando por diferentes formas até serem absorvidos pela vegetação e pela microbiota (SIQUEIRA et al., 1994).

A fase sólida é composta de partículas minerais de várias formas, tamanhos e características químicas, raízes de plantas, populações de organismos macro e microscópicos, metabolicamente ativos ou dormentes, e matéria orgânica em vários estádios de humificação. 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 (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). As cargas negativas que se originam nos minerais pela

substituição isomórfica são importantes na adsorção e trocas de cátions com a solução do solo, indispensáveis à nutrição vegetal (MEURER, 2000). Durante o processo de absorção de nutrientes, alguns cátions ao serem absorvidos pelas raízes exigem a liberação de prótons em contrapartida para manutenção do balanço de cargas, o que contribui para os processos naturais de acidificação do solo. No entanto, a maior parte da acidez do solo é proveniente de processos metabólicos que envolvem raízes e microrganismos, que pela produção de dióxido de carbono que leva à formação de ácido carbônico, além da produção de ácidos orgânicos fracos (BAIRD, 2002).

A matéria orgânica do solo consiste em uma grande variedade de substâncias orgânicas provenientes de resíduos de plantas e animais, incluindo os organismos vivos (ou biomassa microbiana do solo), bem como restos de organismos que são continuamente decompostos pelos microrganismos enquanto novas substâncias são sintetizadas (BRADY; WEIL, 2009). A matéria orgânica é de fundamental importância no solo, onde interage nas propriedades físicas, químicas e biológicas, melhorando a fertilidade, a formação de agregados e a aeração, aumenta a capacidade de retenção de água e capacidade de troca catiônica e aniônica, além de ser reserva de macro e micronutrientes, atua no tamponamento pelo controle do pH, contém substâncias ativadoras ou inibidoras do crescimento microbiano e participa nos processos de floculação e quelação, entre outros (LUCHESE, 2002).

O húmus contém compostos orgânicos complexos, relativamente resistentes à mineralização, que se acumulam no solo em uma fração coloidal. Por causa de suas superfícies com cargas elétricas, tanto as substâncias húmicas como as argilas atuam como ligantes entre as partículas do solo e, por isso, ambos têm um papel importante na formação da sua estrutura. As cargas do húmus, como as das argilas, atraem e mantêm tanto os nutrientes iônicos como moléculas de água (BRADY; WEIL, 2009). A capacidade de troca de cátions (CTC) dos minerais varia entre 1 a 150 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, sendo maior quanto maior a superfície específica do mineral. Já as substâncias húmicas, devido ao grande número de grupos funcionais carboxílicos e fenólicos podem apresentar até 400 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (BAIRD, 2002).

A atividade biológica é essencial para a saúde do solo e conseqüentemente do ambiente, pelo papel que desempenha nos ciclos biogeoquímicos não apenas nos ambientes naturais, mas também nos agrícolas. As diversas reações e processos realizados por microrganismos influenciam também nas propriedades físicas e químicas do solo. Por sua vez, o carbono tem papel central na interação entre os componentes químicos, físicos e biológicos do solo (MEURER, 2000).

As atividades antrópicas têm provocado muitos impactos negativos na qualidade do solo pela alteração no padrão de entrada de carbono, pelo revolvimento do horizonte superficial, expondo-o ao sol e ao impacto das gotas de chuva, e pelo seu uso como destinatário final de resíduos urbanos, industriais e agroindustriais de forma descontrolada. Entretanto, uso de práticas de conservação e manejo do solo adequados podem assegurar sua capacidade de produzir alimentos e reduzir os danos ambientais das atividades agrícolas para atender as demandas da sociedade (LEPSCH, 2016).

2.2 PLANTIO CONVENCIONAL E SISTEMA DE PLANTIO DIRETO

A forma de manejo do solo denominada plantio convencional (PC) consiste no revolvimento da camada superficial do solo por meio de uma aração primária com arado de discos, aivecas ou grade aradora pesada, seguida de operações secundárias de preparo, com duas gradagens niveladoras, feitas com a finalidade de criar condições até então consideradas favoráveis para o estabelecimento da cultura (CEPA, 1999), que visam descompactar o solo superficialmente e nivelar a camada arável, incorporar corretivos (calcário), fertilizantes e resíduos vegetais e promover o controle de plantas daninhas. Entretanto, entre os efeitos colaterais dessa prática estão a compactação subsuperficial, com aumento da resistência à penetração das raízes, exposição à erosão hídrica e eólica, sistema radicular malformado, atraso na emergência de plântulas após chuvas intensas pelo selamento superficial, maior dependência do uso de combustíveis, redução do teor de matéria orgânica no solo, entre outros (ALBURQUERQUE FILHO et al., 2017).

O manejo do solo em sistema de plantio direto (SPD) caracteriza-se pela semeadura realizada diretamente sobre os restos culturais do cultivo anterior, com revolvimento do solo restrito à linha de semeadura. A permanência dos resíduos vegetais na superfície do solo protege-o contra os impactos das gotas de chuva e reduz a erosão, especialmente no período entre dois cultivos. A cobertura do solo também contribui para a manutenção de temperaturas mais amenas e maior retenção de água em períodos quentes e de estiagem prolongada. Quanto à fertilidade, o SPD favorece o acúmulo de resíduos vegetais nas camadas mais superficiais, o que resulta no aumento dos teores de matéria orgânica, CTC, nitrogênio e de outros nutrientes (MIELNICZUK, 1997).

Uma agricultura sustentável visa 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 os recursos genéticos animais e vegetais; não degrada o meio ambiente, é tecnicamente apropriado, economicamente viável e socialmente aceitável” (ROMEIRO, 1997). O Brasil é líder mundial no uso do SPD, que ocupa mais da metade de sua área plantada. Esse sistema é considerado como uma forma de agricultura conservacionista, pois contribui significativamente para a conservação do solo e da água (BRASIL, 2014a).

2.3 DEJETOS DA SUINOCULTURA

A suinocultura é uma das principais fontes de renda em algumas regiões do Brasil e grande parte da produção é realizada em pequenas propriedades. O Brasil é o quarto maior produtor mundial de suínos, com mais de 37 milhões de cabeças por ano, sendo Santa Catarina, Paraná e Rio Grande do Sul os principais estados produtores (BRASIL, 2014b).

Essa atividade produz quase 300 milhões de litros de dejetos líquidos de suínos (DLS) por dia, representando uma produção de mais de 100 milhões de metros cúbicos por ano. O elevado volume de resíduos se deve ao método de produção intensiva que é caracterizado por confinamento dos animais e o uso de grandes volumes de água para a remoção de dejetos das unidades de produção que são destinadas para tanques de armazenamento (BALOTA et al., 2012).

Até a década de 70, os dejetos de suínos não constituíram fator preocupante, pois a concentração de animais era pequena e não havia preocupação com relação a cuidados com o ambiente, sendo utilizados como adubo orgânico em solos agrícolas (OLIVEIRA, 1993). A composição química do dejetos de suínos é variável, em função da idade dos animais, dos sistemas de manejo e do tempo de armazenamento do resíduo. Em geral, apresenta pH na faixa alcalina, altos teores de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, sódio, ferro, magnésio, zinco e cobre, que podem ser reciclados em solos agrícolas e absorvidos pelas culturas, além de altos teores de carbono orgânico (SOUZA et al., 2003). Conseqüentemente, a suinocultura é considerada uma atividade com alto potencial poluente, atribuído à alta carga orgânica e mineral presentes nos dejetos dos animais. Essa mistura é também denominada de chorume, e inclui fezes, urina, água dos bebedouros e água usada na higienização das instalações, além de resíduos de ração, pelos e demais resíduos decorrentes do processo criatório (KONZEN, 1983).

Alguns problemas ambientais podem ser gerados por aplicações não controladas de resíduos de suínos aos solos, tais como, excesso de nitrato, fosfatos, sais, metais

potencialmente tóxicos (cobre e zinco), compostos xenobióticos, produtos farmacológicos-antibióticos, patógenos e emissões de gases poluentes. O acúmulo dessas substâncias no solo pode causar toxicidade às plantas e aos microrganismos, afetando a saúde humana e ambiental (JONDREVILLE et al., 2003; PLAZA et al., 2004). Em agroecossistemas sustentáveis, os dejetos de animais devem ser manuseados de modo a favorecer a produção e ao mesmo tempo não colocar em risco a qualidade de águas superficiais e subterrâneas, especialmente em solos arenosos (HOUNTIN et al., 2000).

Diversas alternativas têm sido propostas para o uso desses resíduos na agropecuária, principalmente como fonte de nutrientes (KONZEN et al., 1995, SEDIYAMA et al., 2005). A aplicação de resíduos ao solo pode favorecer suas características químicas, como um condicionador do solo e fonte de nutrientes para as culturas, contribuindo com a redução de custos com fertilizantes industrializados. Além disso, pode também melhorar as propriedades físicas e biológicas do solo pela adição de carbono orgânico (KONZEN et al., 1995, SEGANFREDO, 2007; SOUZA et al., 2003). Entretanto, o uso descontrolado e indiscriminado desses resíduos pode trazer efeitos negativos sobre o ambiente e sobre a saúde pública. Por essa razão, são necessários critérios que garantam a segurança do uso agrícola do resíduo e que assegurem uma relação sustentável e duradoura entre o uso de dejetos, os objetivos dos produtores e o meio ambiente (SOUZA et al., 2003).

2.4 EFEITOS DA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS E DO MANEJO NOS ATRIBUTOS DO SOLO

O efeito da aplicação de resíduos urbanos e agroindustriais ao solo, como forma de reciclar nutrientes e também dar um destino mais adequado no ambiente, pode variar de acordo com o manejo do solo, como, por exemplo, o manejo em PC ou sob SPD.

2.4.1 Efeitos nos Atributos Químicos

O estudo sobre atributos químicos 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).

Diversos estudos na literatura revelam aumento dos teores de P em resposta à aplicação de DLS. Após sete anos, os teores de P aumentam até 25 cm de profundidade com adição de DLS em ARGISSOLO Vermelho arenoso, cultivado em SPD (CERETTA et al., 2010). Em LATOSSOLO Vermelho, após nove anos de aplicação de 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹

ano⁻¹ de DLS em solo sob SPD, os teores de P chegaram a 30 mg dm⁻³. Similarmente, em LATOSSOLO cultivado por 15 e 20 anos sob SPD os teores a 0-10 cm chegaram a 31 mg dm⁻³ e 60 mg dm⁻¹, respectivamente (SCHERER; NESI; MASSOTTI, 2010)). Em longo prazo o P orgânico proveniente da aplicação de DLS e da decomposição dos resíduos vegetais sob SPD contribuem para aumentos do P orgânico no solo até 100 cm profundidade, como observado em solo franco argiloso (Gleysol) que recebeu 30 a 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de DLS por 14 anos (HOUNTIN et al., 2000), em Alissolo Crômico Órtico, com 15% argila que recebeu 20 a 40 m³ ha⁻¹ (CERETTA et al., 2003); e por Veiga et al. (2012) em LATOSSOLO Vermelho distroférico, que recebeu 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ por nove anos.

A fração inorgânica do P em DLS encontra-se principalmente na forma de ortofosfatos dos íons H₂PO₄⁻ e HPO₄²⁻ e uma menor porcentagem está na forma de P orgânico que pode ser facilmente mineralizada pelos microrganismos do solo (CERETTA et al., 2010; SHEN et al., 2011). Em geral, cerca de 70% do P em esterco apresentam-se na forma de P-lábil, como P-inorgânico (SHEN et al., 2011). Um estudo sobre as frações de P em solo que recebeu DLS indicou que 25% está na forma orgânica (Porg) e 75% na forma inorgânica (Pi) (HOUTIN et al., 2000). A fração inorgânica pode formar estruturas cristalinas ou amorfas de fosfato de ferro e alumínio, ou ficar adsorvida em superfícies de carbonatos ou sesquióxidos de P, ou ligada ao Ca na superfície de minerais.

Desta forma, a maior fração do P em LATOSSOLO permanece fixada à fase sólida por ligações covalentes à superfície de partículas da fração argila, óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, minerais de argila, caulinita, além da fração orgânica. Os óxidos de ferro e alumínio apresentam cargas dependentes de pH, e em solos ácidos prevalece a formação de cargas positivas que adsorvem os íons ortofosfato. À medida os teores de P na solução do solo diminuem em razão da absorção pelas culturas, o P fixado pode sofrer solubilização por difusão e ser deslocado da fase sólida para a solução do solo (RAIJ, 1981). Entretanto, quanto mais tempo as ligações covalentes se estabilizam com a fase sólida, menor será a reversibilidade da reação, tornando grande parte do P indisponível (LUCHESE; FAVERO; LENZI, 2002).

A aplicação de DLS ao solo deve ser criteriosa e seguir especificações técnicas, pois doses acima da capacidade de retenção/depuração do solo ou acima da necessidade nutricional das plantas podem aumentar os riscos de lixiviação do P solúvel, especialmente em solos arenosos, devido à saturação dos sítios de adsorção, e também de nitrato, podendo causar eutrofização de corpos hídricos (AITA; GIACOMINI, 2008; CAPOANE et al., 2015; GUARDINI et al., 2012; HOUNTIN et al., 2000).

Dependendo das condições de manejo do solo, as partículas de solo associadas aos fosfatos podem ser erodidas facilmente para os recursos hídricos, e podem potencializar a liberação e enriquecimento de P dissolvido em água, e consequente eutrofização deste ambiente. Em sistemas não conservacionistas, como PC, devido a suscetibilidade à erosão, maiores são os riscos de perdas de P por escoamento superficial associado às partículas de solo. Já em solo sob SPD, observam-se perdas de P nas formas livres (HPO_4^{2-} e H_2PO_4^-) (GIROTTO et al., 2010), o que aumenta o potencial de contaminação de águas superficiais e subsuperficiais (CERETTA et al., 2010). Dessa forma, atividades agrícolas que resultem em acúmulo de P no solo devem ser adequadamente manejadas para não comprometer a qualidade dos ecossistemas aquáticos. Por exemplo, o monitoramento de bacia hidrográfica próxima a áreas de intensas atividades agropecuárias detectou teores de P totais em águas pluviais que ultrapassaram o limite de $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ para a classe 3 do Conama nº 357 (2009) (CAPOANE et al., 2015). A concentração $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ é suficiente para a manutenção de fitoplânctons, mas o crescimento é estimulado com teores entre $0,03$ a $0,10 \text{ mg L}^{-1}$, resultando na degradação da qualidade das águas. Apesar de sua carga orgânica, a adição de DLS não alterou significativamente os teores de matéria orgânica do solo (BALOTA et al., 2014; HERNANDEZ et al., 2007; PLAZA; GARCIA-GIL; POLO, 2007), uma vez que a fração orgânica contida no resíduo é de fácil degradação e não propicia a formação de formas humificadas estáveis.

Em estudo com aplicação de dejetos de suíno até $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ por 9 anos em LATOSSOLO Vermelho, os teores de matéria orgânica também não foram alterados (VEIGA et al., 2012). Por outro lado, outros trabalhos indicaram aumento do teor de matéria orgânica com a aplicação de DLS em LATOSSOLO Vermelho eutroférico com 60% de argila em SPD (BALOTA; MACHINESKI; MATOS, 2012); em LATOSSOLO Vermelho houve aumentos no C orgânico do solo em doses de até $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ cultivado com a sucessão milho/aveia/preta em SPD (MAFRA et al., 2014). Nesses casos, o aumento do C orgânico pode ser um efeito indireto do DLS, que ao fornecer nutrientes estimula o crescimento vegetal e aumenta a quantidade de resíduos vegetais que retornam ao solo, resultando em aumento nos teores de C orgânico.

Alterações nos teores de carbono orgânico total (COT) do solo nem sempre são observadas em curto prazo. Em um LATOSSOLO Vermelho eutroférico sob SPC há 8 anos e PC há 6 anos com soja e milho em sucessão, não houve diferenças no COT a 0-10 cm manejado sob PC e SPD, mas apenas a 10-20 cm ocorreu maiores teores de C sob SPD em comparação ao PC (CARNEIRO et al., 2009).

Geralmente os teores de C se estabilizam no SPD após 10 anos de conversão de PC para SPD, mas depende de vários fatores relacionados ao manejo, como espécies vegetais envolvidas, intensidade de cultivo, etc. A adoção do SPD após 12 anos resultou em teores de C no solo semelhantes aos do cerrado natural (SIQUEIRA NETO et al., 2010). Assim, o tempo de cultivo e o uso de coberturas de inverno sob SPD favorecem o estoque de C no solo. A adoção do SPD associado ao cultivo de coberturas de inverno por 19 anos resultou em maior teor de COT no SPD a 0-20 cm em relação ao PC, mas não houve alteração a 20-40 cm em LATOSSOLO Vermelho escuro no cerrado de Minas Gerais (CALEGARI et al., 2008).

Todavia, o tempo de cultivo e o uso de coberturas de inverno sob SPD é um dos fatores que favorece maiores estoques de C no solo. Por exemplo, resultados publicados por Calegari et al. (2008) mostram que após 19 anos a adoção do SPD associado ao cultivo de coberturas de inverno resultou em maior quantidade de COT no SPD em relação ao PC na camada de 0-20 cm, sendo equivalentes entre os sistemas na camada de 20-40 cm em LATOSSOLO Vermelho Escuro (Typic Haplustox) no cerrado de Minas Gerais, Brasil.

Alguns autores observaram que a aplicação de DLS incrementou os teores de K^+ na camada superficial de solos com textura variando de 15 a 42% de argila, com a adição de doses até $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS (CERETTA et al., 2003; GUARDINI et al., 2012). Trabalhos conduzidos em LATOSSOLOS, após 3 anos de aplicação de doses de DLS e sistemas de manejo PC e SPD não afetaram os teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ no solo (BALOTA; MACHINESKI; MATOS, 2012). Por outro lado, pesquisas de longa duração, entre 9 a 20 anos, observaram maiores teores de K^+ em LATOSSOLOS e sem efeitos nos conteúdos de Ca^{2+} e Mg^{2+} quando fertilizado com doses de DLS entre 30 e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ sob SPD (SCHERER; NESI; MASSOTTI, 2010; VEIGA et al., 2012).

Em geral, sucessivas aplicações de resíduo animal alteram o pH do solo que tende a variar na faixa de 5,0 a 6,0 (LOURENZI et al., 2011), mas isso depende dos valores iniciais de pH. Os valores de pH do solo se situaram entre 5,1 a 5,3 após aplicações de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS, em Argissolo Vermelho Distrófico típico a 8 cm de profundidade, cultivado durante oito anos em SPD, sem efeitos na acidez potencial (LOURENZI et al., 2011). Em um LATOSSOLO Vermelho distroférico cultivado por 3 anos sob SPD ou PC, não houve alterações no pH com a aplicação de DLS (BALOTA; MACHINESKI; MATOS 2012).

Uma maior acidez na camada superficial em solos que recebem DLS pode ser decorrente do maior número de íon de hidrogênio presentes nos grupos carboxílicos (-COOH) e fenólicos (-OH) em compostos orgânicos aportados pelo DLS. Processos metabólicos que envolvem as raízes e os microrganismos do solo resultam na produção de ácido carbônico e

ácidos orgânicos fracos (BAIRD, 2002), o que também contribui para o decréscimo do pH. Além disso, no processo de nitrificação os microrganismos do solo catalisam a oxidação dos íons amônio provenientes do DLS a nitrato, com produção de prótons. Ao mesmo tempo, a absorção do nitrato pelos vegetais também resulta na liberação de prótons ao solo (BAIRD, 2002). Assim, resíduos ricos em material orgânico e em nitrogênio podem favorecer a acidificação no solo.

Solos que receberam doses excessivas de DLS por longos períodos podem acumular altos teores de metais como cobre e zinco e outros elementos. Pesquisas em LATOSSOLO Vermelho distroférico, textura argilosa, que recebeu doses de DLS por 4 a 22 anos, revelam acúmulos Zn^{2+} , Cu^{2+} e outros metais, apresentando teores médios de 169 e 191 $mg\ kg^{-1}$, respectivamente, em propriedades agrícolas na região oeste de Santa Catarina. No caso de solos de textura arenosa, a capacidade de adsorção de Cu^{2+} alcançou a capacidade máxima de adsorção de 1429 $mg\ kg^{-1}$ de Cu em LATOSSOLO Vermelho distrófico (ALLEONI et al., 2005).

Outros trabalhos constataram acúmulos de micronutrientes na camada superficial de LATOSSOLO Vermelho distroférico com o uso de DLS, em que a aplicação por 4 a 22 anos aumentou os teores de Zn^{2+} e Cu^{2+} (BASSO et al., 2012). No Brasil, os valores orientadores de qualidade do solo estabelecem uma concentração máxima permitida de Cu e Zn no solo de 200 e 450 $mg\ kg^{-1}$, respectivamente, conforme Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009 do Ministério do Meio Ambiente (CONAMA, 2009).

Dentre os mecanismos de atenuação do excesso de metais aportados ao solo, pode haver adsorção à superfície dos colóides e reações de precipitação formando sais com compostos inorgânicos. Além disso, substâncias húmicas apresentam alta afinidade por metais por meio de processos de troca iônica, que ocorre em grande parte nos grupos -COOH e -OH ligados aos carbonos adjacentes de um anel benzênico, onde metais divalentes como o Zn^{2+} e Cu^{2+} substituem dois prótons (BAIRD, 2002).

Quando os sítios de adsorção são saturados, podem ocorrer deslocamentos de metais em formas livres para a solução do solo, o que favorece seu acúmulo em profundidade, sobretudo sob condições ácidas, em que os íons metálicos são deslocados da fase sólida por íons H^+ para a fase líquida. Aplicações de doses de 20 a 80 $m^3\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ resultaram em aumentos nos teores de Cu^{2+} e Zn^{2+} na camada superficial do solo, com aumentos de Cu^{2+} na solução do solo em profundidade (DE CONTI et al., 2016). Segundo os autores, as plantas fornecem condições para que as espécies químicas de Cu^{2+} e Zn^{2+} predominem complexados com carbono orgânico dissolvido, de forma que apenas pequenas quantidades estão presentes

em formas livres no solo. As espécies de Cu^{2+} complexadas com compostos orgânicos representam mais de 97% do total, enquanto que as espécies de Cu^{2+} solúvel representaram menos que 2%.

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 autotróficos e heterotróficos (FURTINI et al., 2001).

O N amoniacal predomina na composição do DLS, correspondendo a 53 % do N total. Quando o solo recebe DLS, o N amoniacal é rapidamente nitrificado e completamente oxidado a NO_3^- entre 15 e 20 dias (AITA; GIACOMINI; HUBNER, 2007) por microrganismos heterotróficos denominados nitrificadores. Em outro estudo com DLS aplicado sobre palha de aveia em ARGISSOLO Vermelho distrófico arênico, a nitrificação ocorreu entre 29 a 40 dias após a aplicação do DLS, seguida por rápida lixiviação para camadas abaixo de 60 cm, o que pode contaminar águas subterrâneas (AITA; GIACOMINI, 2008; CERETTA et al., 2005).

Incrementos nos teores de N na camada de 10–20 cm no PC, em relação aos tratamentos sob SPD, foram relatados por Nunes et al. (2011) e podem ser atribuídos à maior lixiviação de nitrato no PC, já que a incorporação de calcário na camada superficial aumenta a predominância de cargas negativas, o que favorece a lixiviação. Além disso, o estímulo à mineralização da matéria orgânica no PC também contribui para maiores teores de nitrato, já que mobiliza mais N da forma orgânica para formas minerais (D'ANDRÉA et al., 2004).

2.4.2 Efeitos nos Atributos Microbiológicos

A interferência humana tem causado grande impacto nos ciclos biogeoquímicos do C, N, P e S e também no ciclo hidrológico. O fluxo dos elementos é extremamente complexo e é influenciado pelo clima e pelas ações antrópicas, como o desmatamento, poluição química da atmosfera e do solo, e o uso excessivo de produtos químicos, como fertilizantes e pesticidas (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

As atividades antrópicas podem interferir na quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo, afetando as propriedades físicas, químicas e biológicas, e conseqüentemente influenciar os microrganismos que atuam nos ciclos biogeoquímicos do C, N, P, dentre outros (PAUL; CLARK, 1996). O microrganismos atuam direta ou indiretamente por mecanismos

diversos na mineralização, imobilização, oxidação/redução, solubilização, precipitação e volatilização de diversos elementos no solo (SIQUEIRA et al., 1994), influenciando no desenvolvimento de plantas, seja nos ecossistemas naturais, seja nos agroecossistemas (BALOTA; MACHINESKI; MATOS, 2012).

A biomassa microbiana é responsável pela decomposição de resíduos orgânicos, compreende cerca de 2-5% de matéria orgânica total do solo e representa um importante reservatório de nutrientes (BALOTA et al., 2003), sendo considerada um componente fundamental da ciclagem de nutrientes em agroecossistemas. A atividade microbiana atuando na mineralização e na solubilização permite que os nutrientes sejam disponibilizados em formas assimiláveis pelas plantas, que os imobiliza em sua biomassa e evita que sejam perdidos para o ar na forma gasosa, ou por lixiviação pelos movimentos das águas (SOUZA et al., 2003). De acordo com vários autores (BALOTA et al., 1998; MATSUOKA et al., 2003; POWLSON et al., 1987; STENBERG et al., 1999) o carbono da biomassa microbiana pode ser utilizado como indicador de qualidade do solo, com sensibilidade para detectar modificações nesse ambiente, antes mesmo que os teores de matéria orgânica sejam alterados significativamente.

A disponibilidade e a qualidade de fontes de carbono presentes na matéria orgânica que se acumula nos solos a partir de resíduos vegetais e animais são condições básicas para os microrganismos do solo, os quais atuarão na sua transformação, mineralizando as formas mais lábeis, sintetizando novas moléculas, e aumentando a proporção relativa das formas mais recalcitrantes. Para cada estágio de decomposição dos compostos orgânicos há um grupo especializado e predominante de microrganismos. O resultado do processo de mineralização é a liberação de gás carbônico (CO_2) e a formação substâncias húmicas, que são a base dos ciclos biogeoquímicos e da fertilidade natural do solo (SOUZA et al., 2003).

Efeitos diferenciados na biomassa microbiana podem estar relacionados não apenas com a quantidade de carbono orgânico que entra no solo, mas também com a sua qualidade (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006), variações na temperatura e umidade do solo, condições climáticas, estação do ano, sistema de manejo (BALOTA et al., 1998; MATSUOKA et al., 2003), assim como rotações de culturas (BALOTA et al., 2003).

A razão entre CBM/COT é importante quando se considera a biomassa microbiana como uma fração constituinte da matéria orgânica do solo. Essa relação permite acompanhar, de forma mais rápida, as perturbações sofridas pelo desequilíbrio e variação nos constituintes da matéria orgânica do solo ocasionada pelo manejo, pois responde com maior rapidez do que os parâmetros físico-químicos (BALOTA et al., 1998; SCHNURER et al., 1985).

Os microrganismos amonificadores incluem diversos procariotos, algas (cianofíceas) e fungos que utilizam compostos orgânicos do solo como fonte de carbono e de N transformando-os em amônia no processo de amonificação. Parte da produção da amônia pode ser volatilizada para a atmosfera, enquanto que outra parte reage com H^+ na solução do solo e é transformada no íon amônio, que pode adsorvido às cargas negativas do solo ou assimilado pelas plantas e pela microbiota do solo e convertido em aminoácido. O N amoniacal poderá ainda ser microbiologicamente oxidado a nitrato - NO_3^- via nitrificação e, posteriormente, sofrer desnitrificação, dependendo das condições de oxi-redução no ambiente (MADIGAN et al., 2010).

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 no protoplasma de microrganismos é denominada de imobilização. Portanto, a mineralização e imobilização são transformações concomitantes. Uma população bem diversificada de bactérias, fungos e actinobactéria participam das reações do ciclo do N, incluindo tanto microrganismos aeróbicos quanto anaeróbicos (FURTINI et al., 2001).

O carbono e o nitrogênio da biomassa microbiana, CBM e NBM, respectivamente, aumentaram no solo que recebeu $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS por mais de dez anos em LATOSSOLO Eutroférico argiloso (BALOTA et al., 2014; BALOTA; MACHINESKI; MATOS, 2012) e em Neossolo com 19% de argila, após quatro anos de aplicações (PLAZA et al., 2004). Além disso, a aplicação de DLS também contém células microbianas que podem ser incorporadas ao solo e fazer parte de sua biomassa microbiana (PLAZA; GARCIA-GIL; POLO, 2007; ZORNORA et al., 2013).

O CBM apresentou valores entre ~ 37 e $\sim 570 \mu\text{g g}^{-1}$ em decorrência da adição de resíduos da suinocultura ao solo (BALOTA; MACHINESKI; MATOS, 2012; DENG et al., 2006; SILVA et al., 2015; ZORNOZA et al., 2013), enquanto que o NBM ficou entre ~ 30 a $\sim 120 \mu\text{g g}^{-1}$ (BALOTA et al., 2014; DENG et al., 2006). Essas diferenças de valores na BMS dependem das características do DLS e do solo, tais como os teores de C e N do dejetos e do solo (ZORNOZA et al., 2013), do volume aplicado (CARTER; CAMPBELL, 2006; PLAZA; GARCIA-GIL; POLO, 2007), das práticas de manejo (BALOTA et al., 2014; CARTER; CAMPBELL, 2006), do tempo de cultivo (2 e 14 anos) e do desenvolvimento de diferentes culturas (SILVA et al., 2015), do tipo de solo (HERNANDEZ et al., 2007; ZORNOZA et al., 2013) e do tempo de coleta das amostras de solo após a aplicação do DLS (GUERRERO et al., 2007; ZORNOZA et al., 2013).

Outros fatores como o tempo de aplicação podem influenciar a biomassa microbiana, por exemplo, aumentos no CBM e NBM foram verificados em solo que recebeu $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS por mais de dez anos em LATOSSOLO eutroférico com 60% de argila (BALOTA et al., 2014) e em NEOSSOLO com 19% de argila, após quatro anos de aplicações (PLAZA et al., 2004).

Aumentos no CBM induzidos pela aplicação de DLS podem ser transitórios devido à presença de compostos de fácil decomposição, geralmente com baixa relação C/N e baixa estabilidade da matéria orgânica adicionada (GUERRERO et al., 2007; HERNANDEZ et al., 2007). Doses relativamente elevadas são necessárias para manter a biomassa microbiana significativamente maior do que no solo controle (GUERRERO et al., 2007; LALANDE et al., 2000), e, além disso, dependem da entrada contínua de C ao longo do tempo (CARTER; CAMPBELL, 2006). Por outro lado, uma maneira mais eficiente do uso de fertilizante orgânico derivado de dejetos de suínos seria a forma de cama sobreposta, devido a maior razão C/N, quando se compara ao DLS, pois favorece a manutenção e acúmulo de matéria orgânica e, por consequência, aumentos na biomassa microbiana que chegam a $\sim 730 \mu\text{g g}^{-1}$ (MORALES et al., 2016).

Além da BMS, aumentos da população de rizóbios e bactérias heterotróficas aeróbias em solos que receberam resíduos como fertilizantes orgânicos têm sido demonstrados em alguns estudos (KIMITI; ODEE, 2010; SURESH; CHOI; ZHUKUN, 2009; VIEIRA; TSAI; TEIXEIRA, 2005; ZENGENI; MPEPEREKI; GILLER, 2006). Estes aumentos ocorrem porque o resíduo fornece nutrientes como N, P, K e outros elementos, além de C de fácil degradação, e conseqüente melhora fertilidade do solo (KIMITI; ODEE, 2010; SURESH; CHOI; ZHUKUN, 2009; ZENGENI; MPEPEREKI; GILLER, 2006). Outros estudos mostram que fertilizantes orgânicos de origem bovina, quando aplicados a solos argilosos, aumentam a persistência e sobrevivência de rizóbios (ZENGENI; MPEPEREKI; GILLER, 2006).

Existe uma grande preocupação ambiental em relação ao descarte de DLS no solo, tendo como consequência o acúmulo de metais e outros elementos no solo, onde poderia causar impactos negativos aos microrganismos do solo. Estudos têm demonstrado os efeitos de altos teores de metais tóxicos (Zn, Cd, Ni e Cu) no solo que prejudicam a atividade, a sobrevivência, o crescimento e a capacidade de fixação biológica de N dos rizóbios, além de alterar as populações, mantendo aquelas tolerantes à presença de metais (CHAUDRI; MCGRATH; GILLER, 1992; MATSUDA; MOREIRA; SIQUEIRA, 2002; STOCCO et al., 2008; TINDWA; SEMU; MSUMALI, 2014). Autores sugerem que resíduos de suínos podem

influenciar negativamente a FBN, inibindo a formação de nódulos em raízes de leguminosas (STOCCO et al., 2008).

Em curto prazo, o uso de resíduo animal reduziu a população de rizóbios nativos eficazes e afetou negativamente a fixação de nitrogênio. No mesmo experimento, em longo prazo, o descarte de lodo de esgoto suprimiu rizóbios nativos eficazes e selecionou rizóbios tolerantes a metais, porém não eficientes em fixar nitrogênio atmosférico (CHAUDRI; MCGRATH; GILLER, 1992). A aplicação de lodo de esgoto na dose de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ao solo reduziu a população de rizóbios para $1,6 \times 10^3$ células g^{-1} , entretanto, quando aplicaram doses de $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ o número de rizóbios caiu para 0 a 20 células g^{-1} (CHAUDRI et al., 1993). Elevados teores de cobre no solo prejudicaram a população de *Rhizobium* e *Bradyrhizobium* e sua capacidade simbiótica em fixar nitrogênio com leguminosas (TINDWA; SEMU; MSUMALI, 2014).

Em cultivo de feijão-caupi em solo arenoso que recebeu esterco animal e aplicação de P, a combinação destes tratamentos resultou em uma população de rizóbios nativos que variou de $4,9 \times 10^2$ NMP g^{-1} para $2,0 \times 10^4$ NMP g^{-1} , cerca de 4,1 vezes maior em relação ao controle (KIMITI; ODEE, 2010). Aumentos médios de 3 vezes na população de rizóbios nativos foram observados com a aplicação de esterco bovino na dose de 10 t ha^{-1} , resultando em valores de 1×10^3 UFC células g^{-1} em relação ao controle (1×10^1 UFC células g^{-1}), em solo cultivado com soja por 2 anos (ZENGENI; MPEPEREKI; GILLER, 2006).

A aplicação de DLS em solo argilo-arenoso, em experimento de incubação por 90 dias, aumentou 1,3 vezes o número de UFC de bactérias heterotróficas aeróbias (6 a 8 Log_{10} UFC g^{-1}) (SURESH; CHOI; ZHUKUN, 2009). Fertilizantes orgânicos como lodo de esgoto mostraram efeitos benéficos na população de rizóbios nativos em solos na dose de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ com textura argilo-arenosa (CHAUDRI et al., 1993), e aumentos nas variáveis relacionadas à fixação biológica em simbiose com o feijoeiro cultivado em LATOSSOLO Vermelho distroférico textura média/argilosa (VIEIRA; TSAI; TEIXEIRA, 2005).

Quanto a tolerâncias a metais, estirpes de *Rhizobium leguminosarum* biovar trifolii isoladas de nódulos de raízes de plantas de trevo crescida em solo arenoso contaminado por metais pesados (em mg kg^{-1} : 435 de Zn, 145 de Cu, 35 de Ni e 12,4 de Cd), foram mais tolerantes a esses metais, permitindo a sua sobrevivência, porém perderam a sua capacidade de fixar nitrogênio com trevo-branco (*Trifolium repens* L.), enquanto que as estirpes provenientes de solos não contaminados continuaram a fixar nitrogênio, porém devido à intolerância a esses metais, não sobrevivem em solos contaminados (CHAUDRI; MCGRATH; GILLER, 1992).

Em longo prazo, isolados de rizóbios expostos à presença de elevadas concentrações de metais pesados diminuíram a taxa de crescimento e atividade. Uma avaliação *in vitro* indicou que estirpes dos gêneros *Bradyrhizobium*, *Rhizobium*, *Sinorhizobium*, *Mesorhizobium* e *Azorhizobium* apresentaram tolerância máxima a metais na seguinte ordem Cu=Cd>Zn de 60 mg L⁻¹, 60 mg L⁻¹ e 800 mg L⁻¹, respectivamente (MATSUDA; MOREIRA; SIQUEIRA, 2002). A aplicação de DLS por longos períodos pode resultar em acúmulo de Cu em LATOSSOLO Vermelho distroférico (BASSO et al., 2012), superiores à capacidade de tolerância de *Rhizobium* (MATSUDA; MOREIRA; SIQUEIRA, 2002).

A densidade dos microrganismos amonificadores pode ser influenciada em função do tempo de aplicação de resíduos orgânicos ao solo. Por exemplo, a aplicação de esterco de cama de aviário aumentou a população de microrganismos amonificadores no solo após 2 meses, seguido por declínio (ACEA; CARBALLAS, 1996). Outro estudo relata a influência do lodo de curtume com aumentos significativos na população de microrganismos amonificadores de acordo com a quantidade de resíduos aplicados, sendo que os maiores incrementos ocorreram principalmente nos 4 primeiros dias após aplicação do resíduo (NAKATANI et al., 2011).

A biomassa microbiana, atividade enzimática e outros microrganismos têm sido utilizados como indicadores sensíveis da mudança de uso do solo, sendo considerada uma ferramenta valiosa para a compreensão de mudanças nas propriedades do solo e na análise do seu grau de degradação e de sua qualidade (BALOTA et al., 2012). As enzimas do solo têm origem em micro ou macro-organismos, incluindo plantas e animais, sendo a biomassa microbiana a fonte primária das enzimas do solo (MOREIRA; SIQUEIRA; 2006).

As enzimas desempenham papel importante na manutenção da qualidade do solo, nos processos de decomposição da matéria orgânica, na catálise de várias reações vitais para a vida dos microrganismos nos solos, na decomposição de resíduos orgânicos e na formação de matéria orgânica (DICK et al., 1994). As principais enzimas indicadoras da qualidade do solo estão listadas na Tabela 2.1 (ARAÚJO et al., 2007; SCHNURER; ROSSAWAL, 1982; TABATABAI, 1994).

A aplicação de fertilizantes em solos agrícolas pode provocar efeitos diversos na diversidade e estrutura da comunidade microbiana do solo. Solos argilosos tratados com dejetos de suínos resultaram em aumentos na biomassa microbiana do solo, como consequência das alterações orgânicas no solo (GUERRERO et al., 2007). Uma maior disponibilidade de carbono no solo devido a aplicação de dejetos de suínos possibilitou o

aumento de microrganismos, observado por incrementos na biomassa microbiana do solo e na atividade enzimática β -galactosidade e β -glicosidade (ZORNORA et al., 2013).

Tabela 2.1 - Principais enzimas indicadoras da qualidade do solo.

Enzimas do solo	Reação enzimática	Atividade Indicadora	Método
Fosfatase	Liberação de PO_4^{3-}	Ciclagem do P	Tabatabai (1994)
Urease	Hidrólise da ureia	Ciclagem do N	Tabatabai (1994)
β -Glicosidase	Hidrólise da celobiose	Ciclagem do C	Tabatabai (1994)
Desidrogenase	Sistema de transporte de elétrons	Atividade microbiana	Tabatabai (1994)
Arilsulfatase	Liberação de SO_4^{2-}	Ciclagem de S	Tabatabai (1994)
Celulase	Hidrólise da celulose	Ciclagem do C	Schinner; Von Mersi, (1990)
Hidrólise do diacetado de fluoresceína –FDA	Hidrólise (lipases, estereases e algumas proteases).	Atividade microbiana	Schnurer; Rossawall (1982)

Fonte: (ARAÚJO et al., 2007; SCHNURER; ROSSAWALL, 1982; TABATABAI, 1994).

A comunidade microbiana no solo é composta por fungos, bactérias e protozoários e tem papel fundamental na ciclagem de nutrientes no 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). Apesar da abundância de espécies bacterianas no solo, mais de 99% dessas espécies não podem ser cultivadas por técnicas tradicionais. Além disso, menos de 1% das bactérias que podem ser cultivadas não são representativas da diversidade filogenética total (PHAM; KIM, 2012). Para contornar tais limitações de cultivo, foram desenvolvidas estratégias com base na extração de DNA microbiano diretamente a partir de uma amostra ambiental e a sua subsequente análise, para fins ecológicos ou biotecnológicos, em diversos sistemas, e é uma opção para acessar a diversidade microbiana presente em um ecossistema solo (LOMBARD et al., 2011). Os principais filos abundantes comumente encontrados na comunidade bacteriana em solos são Proteobacteria, Acidobacteria, Actinobacteria, Verrucomicrobia, Bacteroidetes, Chloroflexi, Planctomycetes, Gemmatimonadetes e Firmicutes (JANSSEN, 2006).

A fertilização do solo por 34 anos alterou significativamente suas propriedades, dentre elas a abundância e a composição da comunidade bacteriana. A alteração do pH do solo devido à aplicação contínua de fertilizantes foi um fator importante na alteração da estrutura da comunidade bacteriana. Além do pH, o NO_3^- também influenciou na composição da

comunidade. Concluiu-se que o uso constante de fertilizantes inorgânicos em longo prazo reduziu a biodiversidade e a abundância de bactérias do solo (ZHOU et al., 2015).

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

REFERÊNCIAS

- ACEA, M. J.; CARBALLAS, T. Microbial response to organic amendments in a forest soil. **Bioresource Technology**, v. 57, n. 2, p. 193-199, 1996.
- AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Nitrato no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 5, p. 2101-2111, 2008.
- AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HUBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 1, p. 94-102, jan. 2007.
- ALBUQUERQUE FILHO, M. R. de et al. **Preparo convencional do solo**. Agência Embrapa de informação tecnológica. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/milho/arvore/CONTAG01_32_59200523355.html>. Acesso em: 26 jun. 2016.
- ALLEONI, L. R. F. et al. Atributos do solo relacionados à adsorção de cádmio e cobre em solos tropicais. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 27, n. 4, p. 729-737, 2008.
- ARAÚJO, A. S. F. de; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007.
- BAIRD, Colin. **Química ambiental**. São Paulo: Bookman, 2001.
- BALOTA, E. L. et al. 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.
- BALOTA, E. L. et al. 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. et al. Soil microbial properties after long-term swine slurry application to conventional and no-tillage systems in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 490, n. 15, p. 397-404, 2014.
- BALOTA, E. L.; MACHINESKI, O.; MATOS, M. A. Soil microbial biomass under different tillage and levels of applied pig slurry. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 5, p. 487-495, 2012.
- BASSO, C. J. et al. Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v. 42, n. 4, p. 653-659, abr. 2012.
- BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. Porto Alegre: Bookman, 2009.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Brasil: Ministério da Agricultura, 2014. **Plantio direto**. Ministério da Agricultura, 2014a. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/plantiodireto>>. Acesso em: 02 jan. 2014.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Suínos**. Brasil: Ministério da Agricultura, 2014b. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/animal/especies/suinos>>. Acesso em: 02 jan. 2014.

CALEGARI, A. et al. Impact of long-term no-tillage and cropping system management on soil organic carbon in an Oxisol: a model for sustainability. **Agronomy Journal**, v. 100, n. 4, p. 1013-1019, abr. 2008.

CAPOANE, V. et al. Transferência de nitrogênio e fósforo para águas superficiais em uma bacia hidrográfica com agricultura e produção pecuária intensiva no Sul do Brasil. **Ciência Rural**, v. 45, n. 4, p. 647-650, abr. 2015.

CARNEIRO, C. E. A. et al. Efeitos dos sistemas de manejo sobre o carbono orgânico total e carbono residual de um Latossolo Vermelho Eutroférico. **Semina: Ciências Agrárias**. v. 30, n. 1, p. 5-10, 2009.

CARTER, M. R.; CAMPBELL, A. J. Influence of tillage and liquid swine manure on productivity of a soybean-barley rotation and some properties of a fine sandy loam in Prince Edward Island. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 86, n. 4, p. 741–748, 2006.

CEPA. **Análise comparativa do plantio direto frente ao sistema convencional de manejo do solo em sistemas de produção de lavouras em Santa Catarina**. Instituto de Planejamento e Economia Agrícola de Santa Catarina, CEPA, SC. 1999. Disponível em: <<http://www.microbacias.sc.gov.br/visualizarArquivo.do?entity.arquivoPK.cdProjeto=1>>. Acesso em: 10 ago. 2016

CERETTA, C. A. et al. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 6, p. 729–735, 2003.

CERETTA, C. A. et al. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 6, p. 593-602, jun. 2010.

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 dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p. 1287-1295, dez. 2005.

CHAUDRI, A. M. et al. Enumeration of indigenous Leguminosarum Biovar Trifolii in soils previously treated with metal-contaminated sewage sludge. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, n. 3, p. 301–309, 1993.

CHAUDRI, A. M.; MCGRATH, S. P.; GILLER, K. E. Metal tolerance of isolates of Rhizobium leguminosarum biovar Trifolii from soil contaminated by past applications of sewage sludge. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 24, n. 2, p. 83–88, 1992.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo

quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res09/res42009.pdf>>. Acesso em: 05 jan. 2017.

D'ANDRÉA, A. F. et al. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 2, p. 179-186, fev. 2004.

DE CONTI, L. et al. Soil solution concentrations and chemical species of copper and zinc in a soil with a history of pig slurry application and plant cultivation. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 216, n. 15, p. 374-386, jan. 2016.

DENG, S. P. et al. Animal manure and anhydrous ammonia amendment alter microbial carbon use efficiency, microbial biomass, and activities of dehydrogenase and amidohydrolases in semiarid agroecosystems. **Applied Soil Ecology**, v. 33, n. 3, p. 258–268, 2006.

DICK, W. A. Influence of long-term tillage and crop rotation combinations on soil enzyme activities. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, n. 3, p. 569-574, 1984.

FAO. **Healthy soils are the basis for healthy food production**. Food and Agriculture Organization of the United. FAO, 2015. Disponível em: <http://www.fao.org/soils-2015/news/news-detail/en/c/277682/>. Acesso em: 15 mar 2016.

FURTINI, A. E. et al. **Fertilidade do Solo**. Lavras: Ed. UFLA/FAEPE, 2001. p. 124-148.

GARCIA, N. C. P. et al. 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.

GIROTTI, E. et al. Formas de perdas de cobre e fósforo em água de escoamento superficial e percolação em solo sob aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v. 40, n. 9, p. 1948-1954, 2010.

GUARDINI, R. et al. Phosphorus accumulation and pollution potential in a Hapludult fertilized with pig manure. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 4, p. 1333-1342, 2012.

GUERRERO, C. et al. Microbial biomass and activity of an agricultural soil amended with the solid phase of pig slurries. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 17, p. 3259–3264, 2007.

HERNANDEZ, D. et al. Water-soluble organic matter and biological activity of a degraded soil amended with pig slurry. **Science of the Total Environment**, v. 378, n. 1-2, p. 101–103, 2007.

HOUNTIN, J. A. et al. 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 & Environment**, v. 78, n. 1, p. 77-84, 2000.

JANSSEN, P. H. Identifying the dominant soil bacterial taxa in libraries of 16S rRNA and 16S rRNA genes. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 72, n. 3, p. 1719-1728, 2006.

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, n. 2, p. 147-156, 2003.

KIMITI, J. M.; ODEE, D. W. Integrated soil fertility management enhances population and effectiveness of indigenous cowpea rhizobia in semi-arid eastern Kenya. **Applied Soil Ecology**, v. 45, n. 3, p. 304–309, 2010.

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

KONZEN, E. A. et al. 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.

LALANDE, R. et al. Soil microbial biomass and enzyme activity following liquid hog manure application in a long-term field trial. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 80, n. 2, p. 263-269, 2000.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. São Paulo: Oficina de textos, 2016.

LOMBARD, Nathalie et al. Soil-specific limitations for access and analysis of soil microbial communities by metagenomics. **FEMS microbiology ecology**, v. 78, n. 1, p. 31-49, 2011.

LOURENZI, C. R. et al. Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 5, p. 1827-1836, 2011.

LUCHESE, E. B.; FAVERO, L. O. B.; LENZI, E. **Fundamentos da química do solo: teoria e prática**. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 2002.

MADIGAN, M. T. et al. **Microbiologia de Brock**. 12. ed. Porto Alegre: Artmed, 2010. 1160 p.

MAFRA, M. S. H. et al. Acúmulo de carbono em Latossolo adubado com dejetos líquidos de suínos e cultivado em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 49, n. 8, p. 630-638, ago. 2014.

MALAVOLTA, E. **Manual de química agrícola: nutrição de plantas e fertilidade do solo**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1976. 527 p.

MATSUDA, A.; MOREIRA, F. M. D. S.; SIQUEIRA, J. O. Tolerância de rizóbios de diferentes procedências ao zinco, cobre e cádmio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 3, p. 343–355, 2002.

- 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. 2003.
- MEURER, Egon José et al. **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Evangraf, 2000. 174 p.
- MIELNICZUK, J. 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, 1., 1996, Ponta Grossa. **Resumos...** Ponta Grossa: IAPAR, 1997. p. 9-14.
- MORALES, D. et al. Response of soil microbiota to nine-year application of swine manure and urea **Ciência Rural**, v. 46, n. 2, p. 260-266, 2016.
- MOREIRA, F. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2. ed. Lavras, MG: UFLA, 2006. 729 p.
- NAKATANI, A. S. et al. Changes in the genetic structure of bacteria and microbial activity in an agricultural soil amended with tannery sludge. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 1, p. 106-114, 2011.
- NUNES, R. S. et al. Sistemas de manejo e os estoques de carbono e nitrogênio em LATOSSOLO de cerrado com a sucessão soja-milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1407-1419, 2011.
- OLIVEIRA, P. V. A. de. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPQA, 1993. 188 p.
- PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2. ed. San Diego, Calif., USA: Academic Press, 1996. 340 p.
- PHAM, V. H. T.; KIM, J. Cultivation of unculturable soil bacteria. **Trends in Biotechnology**, v. 30, n. 9, p. 475-484, 2012.
- PLAZA, C. et al. Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v.36, n. 10, p. 1577-1585, 2004.
- PLAZA, C.; GARCIA-GIL, J. C.; POLO, A. Microbial activity in pig slurry-amended soils under aerobic incubation. **Biodegradation**, v. 18, n. 2, p. 159-165, 2007.
- 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 and Biochemistry**, v. 19, n. 2, p. 159-164, 1987.
- RAIJ, B. V. **Avaliação da fertilidade do solo**. Piracicaba: Instituto da Potassa, Fosfato, 1981. 142 p.
- RESENDE, M. et al. **Pedologia. Base para distinção de ambientes**. 4. ed. Viçosa: NEPYT, 2002. p 1-13.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à Química Ambiental**. Porto Alegre: Artmed Editora, 2009. p. 256.

ROMEIRO, A. R. Agricultura sustentável e tecnologia. A sustentabilidade Agrícola e o Plantio Direto. Plantio Direto. O caminho para uma agricultura sustentável. In: Palestras do Congresso Brasileiro de Plantio Direto para uma agricultura Sustentável, 1., 1996, Ponta Grossa. **Resumos...** Ponta Grossa: IAPAR, 1997. p. 2-8.

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Long-term swine manure fertilization and its effects on soil chemical properties in Santa Catarina, southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1375-1383, 2010.

SCHNURER, J.; CLARHOLM, M.; ROSSWAL, T. Microbial biomass and activity in agricultural soil with different organic matter contents. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 17, n. 5, p. 611-618, 1985.

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.

SEGANFREDO, M. A. et al. **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007.

SHEN, J. et al. Phosphorus dynamics: from soil to plant. **Plant Physiology**, v. 156, n. 3, p. 997-1005, 2011.

SILVA, D. M. da et al. Indicadores Microbiológicos de Solo em Pastagem com Aplicação Sucessiva de Dejetos De Suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 6, p. 1585–1594, 2015.

SIQUEIRA, J. O. et al. **Microrganismos e processos biológicos do solo: Perspectiva ambiental**. Brasília: EMBRAPA, 1994. p. 142.

SIQUEIRA NETO, M. et al. Soil carbon stocks under no-tillage mulch-based cropping systems in the Brazilian Cerrado: an on-farm synchronic assessment. **Soil and Tillage Research**, v. 110, n. 1, p. 187-195, 2010.

SOUZA, M. L. P. et al. **Potencialidade, aspectos ambientais e riscos associados á disposição final de esterco suíno líquido em terras das regiões oeste e sudoeste do estado do Paraná**. MANUAL DO ASSISTENTE TÉCNICO-PROJETO DE CONTROLE DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL DECORRENTE DA SUINOCULTURA NO ESTADO DO PARANÁ. PNMA II–Suínos Paraná-FUNPAR, 2003. p. 71-140.

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

STOCCO, P. et al. Avaliação da Biodiversidade de Rizóbios Simbiontes do Feijoeiro (*Phaseolus Vulgaris* L.) em Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, p. 1107–1120, 2008.

- SURESH, A.; CHOI, H. L.; ZHUKUN. Kinetics of chemical properties and microbial quantity in soil amended with raw and processed pig slurry. **Asian-Australasian Journal of Animal Sciences**, v. 22, n. 5, p. 732–739, 2009.
- TINDWA, H.; SEMU, E.; MSUMALI, G. P. Effects of elevated copper levels on biological nitrogen fixation and occurrence of rhizobia in a Tanzanian coffee-cropped soil. **Journal of Agricultural Science and Applications**, v. 03, n. 01, p. 13–19, 2014.
- VEIGA, M. et al. Chemical attributes of a hapludox soil after nine years of pig slurry application. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 12, p. 1766–1773, 2012.
- VIEIRA, R. F.; TSAI, S. M.; TEIXEIRA, M. A. Nodulação e fixação simbiótica de nitrogênio em feijoeiro com estirpes nativas de rizóbio, em solo tratado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 10, p. 1047–1050, 2005.
- ZENGENI, R.; MPEPEREKI, S.; GILLER, K. E. Manure and soil properties affect survival and persistence of soyabean nodulating rhizobia in smallholder soils of Zimbabwe. **Applied Soil Ecology**, v. 32, n. 2, p. 232–242, 2006.
- ZHOU, J. et al. Influence of 34-years of fertilization on bacterial communities in an intensively cultivated black soil in northeast China. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 90, p. 42-51, 2015.
- ZORNOZA, R. et al. Carbon mineralization, microbial activity and metal dynamics in tailing ponds amended with pig slurry and marble waste. **Chemosphere**, v. 90, n. 10, p. 2606–2613, 2013.

3 ARTIGO A: ALTERAÇÕES EM PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO SOB APLICAÇÕES DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS EM LONGO PRAZO VARIAM COM O MANEJO

3.1 RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar atributos químicos de um LATOSSOLO Vermelho distroférico, textura argilosa, após 11 anos de aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) e manejo sob plantio convencional (PC) ou sistema de plantio direto (SPD), em Palotina, PR, Brasil. Os tratamentos consistiram de aplicações de 0, 30, 60, 90 e 120 m³ de DLS ha⁻¹ ano⁻¹, divididas no inverno e no verão, e dois sistemas de manejo (PC e SPD). O delineamento experimental foi em blocos casualizados em parcelas subdivididas e quatro repetições. O solo foi amostrado em dezembro de 2007, no décimo primeiro ano de aplicações consecutivas de DLS, nas camadas de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 e 40-60 cm, 44 dias após a segunda aplicação anual de DLS, e após o cultivo de nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.). A aplicação das doses de DLS aumentou os teores de P a 0-10 cm e 10-20 cm, e de Zn²⁺ a 10-20 cm, e os teores de NO₃⁻ em todas as profundidades. O manejo do solo sob SPD alterou o efeito das doses de dejetos de suínos, causando aumento dos teores de P, principalmente a 0-10 cm e 10-20 cm de profundidade. A adição de DLS incrementou os teores de nitrato no solo, especialmente sob PC na profundidade de 10-20 cm. No SPD aumentou os teores de C orgânico total a 10-20 cm, enquanto que o PC aumentou os teores de NO₃⁻ na camada de 10-20 cm. Atenção especial deve ser dada ao monitoramento dos teores de fósforo do solo sob SPD e nitrato do solo sob PC após aplicações DLS para a prevenção de danos ambientais.

Palavras-chave: Fósforo. Nitrato. Plantio direto. Solo argiloso. Zinco.

CHANGES IN SOIL CHEMICAL PROPERTIES UNDER LONG-TERM APPLICATION OF SWINE SLUDGE DEPENDS ON THE MANAGEMENT

3.2 ABSTRACT

The aim of this research was to evaluate chemical attributes of a clayey Typic Haplustox soil after 11 years of application of swine liquid slurry (SLS) and management under conventional tillage (CT) or no-tillage (NT) system, in Palotina, PR, Brazil. The treatments consisted of applications of 0, 30, 60, 90 and 120 m³ SLS ha⁻¹ year⁻¹, split in two applications (winter and summer), with experimental design in subdivided plots in randomized blocks and four replications. The soil was sampled in December of 2007, the eleventh year of consecutive SLS application, at 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 and 40-60 cm layers. The applications of SLS increased the concentrations of P at 0-10 cm and 10-20 cm, and Zn at 10-20 cm, and the concentrations of NO₃⁻ in all depths. Soil management under NT alters the effect of SLS, increasing the P levels, mainly at 0-10 cm and 10-20 cm of soil depth. The application of SLS increases the concentration of nitrate in soil, especially under CT at 10-20 cm of depth. The NT system increases the concentration of COT at 10-20 cm, whereas the CT increases the concentrations of NO₃⁻ at 10-20 cm. Special attention should be given to the concentrations of P under NT and nitrate under CT in soils that have received SLS to prevent environmental damages.

Keywords: Clay soils. Nitrate. No-tillage. Phosphorus. Zinc.

3.3 INTRODUÇÃO

O Brasil é o quarto produtor e exportador mundial de carne suína, sendo os estados de Santa Catarina, Paraná e Rio Grande do Sul os principais produtores (BRASIL, 2014b). A intensificação da atividade suinícola aumenta a produção de dejetos líquidos de suínos (DLS), cujo uso como fertilizante pode fornecer nutrientes para as culturas, sendo uma alternativa para sua disposição no ambiente, além de contribuir com a redução dos custos de produção agrícola. Os DLS são ricos em fosfatos, nitratos, carbono orgânico, potássio, cálcio, magnésio, micronutrientes metálicos como cobre e zinco, entre outros (AITA; GIACOMINI; HUBNER, 2007; GUARDINI et al., 2012; LOURENZI et al., 2011; SCHERER; NESI; MASSOTTI, 2010).

Entre os sistemas de manejo de solo no Brasil, mais da metade das áreas que eram cultivadas sob plantio convencional (PC) já foram convertido para o sistema plantio direto (SPD), o qual está associado à prática de agricultura conservacionista, contribuindo com a conservação do solo e da água (BRASIL, 2014a). Embora algumas alterações nas características do solo em decorrência do uso e manejo possam ser rápidas, outras podem ocorrer gradualmente, sendo detectadas somente em longo prazo (CALEGARI et al., 2008; PEREIRA NETO et al., 2007; SIQUEIRA NETO et al., 2010).

O manejo adequado do solo é fundamental para a sustentabilidade dos sistemas agrícolas, cujo sucesso depende das características do solo, como estrutura, disponibilidade de nutrientes, água e outros. Contudo, há evidências de uma degradação generalizada dos solos agrícolas por meio de erosão, perda de matéria orgânica, contaminação, compactação, aumento da salinidade, dentre outros fatores (KIBBLEWHITE; RITZ; SWIFT, 2008).

A aplicação de DLS influencia as características químicas, físicas e biológicas do solo, mas a magnitude desse efeito pode variar com o manejo (ex. PC e SPD), bem como pelo histórico de aplicações, tipo de solo, cultura, e pelo volume de DLS aplicado. A aplicação de DLS aumentou os teores de nitrato, principalmente na dose de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em ARGISSOLO Vermelho Distrófico arênico, sob cultivo de milho em SPD (AITA; GIACOMINI, 2008). Hountin et al. (2000) examinaram a distribuição de frações de P no perfil de um Gleysol até 100 cm de profundidade cultivado com milho por 14 anos e fertilizado com doses de 0, 30, 60, 90 e $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS. O teor de P lábil na superfície do solo aumentou com as doses de DLS, diminuindo com a profundidade. Basso et al. (2012) relataram que Zn^{2+} e Cu^{2+} tiveram maior acúmulo com sucessivas aplicações de DLS em LATOSSOLOS que receberam doses de 20 e $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ em 13 propriedades agrícolas. No

oeste do Paraná, Balota, Machineski e Matos (2012) constataram que a adição de $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS aumentou significativamente o teor de C na camada de 0-5 cm de um LATOSSOLO Vermelho distroférico cultivado por três anos em SPD ou PC, com aumento mais expressivo no SPD. Por outro lado, Veiga et al. (2012) verificaram que não houve alterações no teor de matéria orgânica com a aplicação de DLS por 9 anos com doses de até $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em um LATOSSOLO Vermelho.

A aplicação de DLS ao solo deve ser criteriosa e seguir especificações técnicas, pois doses acima da capacidade de retenção/depuração do solo ou acima da necessidade nutricional das plantas podem aumentar os riscos de lixiviação do P solúvel, especialmente em solos arenosos, devido à saturação dos sítios de adsorção, e também de nitrato, podendo causar eutrofização de corpos hídricos (AITA; GIACOMINI, 2008; CAPOANE et al., 2015; GUARDINI et al., 2012; HOUNTIN et al., 2000).

Embora no sul e centro oeste do Brasil o uso de dejetos de suínos tenha sido bem documentado, é essencial manter estudos sobre a aplicação anual de DLS em áreas agrícolas sob diferentes manejos de solo como SPD e PC, em ensaios de longa duração. O objetivo desta pesquisa foi avaliar os efeitos da aplicação anual de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) nos atributos químicos em profundidade em um LATOSSOLO Vermelho distroférico há 11 anos sob plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD).

As hipóteses foram: a) em longo prazo, os solos sob SPD sofrem alterações diferenciadas nas propriedades químicas em profundidade em relação ao solo sob PC; b) A aplicação sucessiva de dejetos líquidos de suínos (DLS) aumenta diferencialmente alguns nutrientes no solo em função das doses aplicadas e do sistema de manejo.

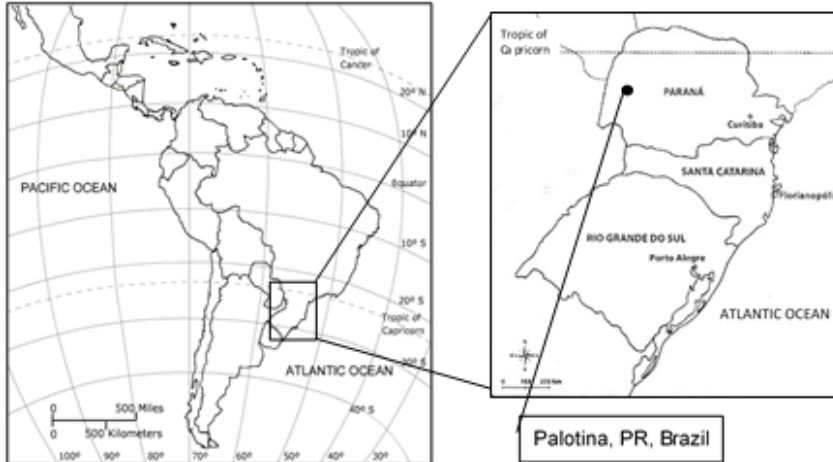
3.4 MATERIAL E MÉTODOS

Descrição da área e delineamento experimental

O estudo foi realizado em 2007, no décimo primeiro ano de aplicações consecutivas de DLS em solo sob PC ou SPD, em experimento instalado em 1996, no município de Palotina, Paraná, Brasil ($24^{\circ}18'50.47''\text{S}$ e $53^{\circ}54'13.35''\text{W}$, altitude de 308 m), clima subtropical úmido (*Cfa*) e declividade entre 0,5 a 3% (Figura 3.1). O solo é classificado como LATOSSOLO Vermelho distroférico (SANTOS et al., 2013) (Typic Haplustox) (BOETTINGER et al., 2014), com textura argilosa (60% argila, 24% areia e 16% silte). Os tratamentos consistiram de aplicações de DLS nas doses de 0, 30, 60, 90 e $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, na superfície do solo sob PC ou SPD, cultivado com as rotações soja/trigo (*Glycine max* (L.) Merrill/*Triticum*

aestivum); milho/aveia+ervilhaca (*Zea mays* L./*Avena sativa*+*Vicia sativa*); soja/nabo forrageiro (*Raphanus sativus*). O DLS sempre foi aplicado parcelado em duas vezes no ano, metade no início dos cultivos de verão e metade no início dos cultivos de inverno.

Figura 3.1 - Localização da área experimental do município de Palotina, PR.



(Adaptado: www.sheppardsoftware.com/southamericaweb/blankmap.htm
br.pinterest.com/pin/529313762437428932/).

O delineamento experimental foi em blocos casualizados em parcelas subdivididas e quatro repetições. Na parcela foram implantados os manejos do solo em PC ou SPD e nas subparcelas foram aplicadas as doses de DLS (0, 30, 60, 90 e 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹).

As características físico-químicas do DLS aplicado ao solo no ano do estudo estão apresentadas na Tabela 3.1. Em 7 de novembro de 2007, após o cultivo do nabo forrageiro, as doses de DLS foram aplicadas sobre a superfície do solo. No PC foi realizada a aração com arado de discos com revolvimento na camada 0,0-0,2 m e uma gradagem para destorroamento e nivelamento do terreno, sendo a semeadura da soja realizada em 13 de novembro em ambos os manejos de solo.

Tabela 3.1 - Características físico-químicas do dejetos líquido de suínos (DLS) utilizado na área experimental em 2007.

N	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Mn ²⁺	Sólidos Totais	pH
----- g L ⁻¹ -----									
3,3	3,2	4,7	3,4	1,5	0,05	0,10	0,05	11,90	6,8

Amostragem do solo e análises químicas

Em 14 de dezembro de 2007, 44 dias após a aplicação do DLS, amostras de solo compostas por 3 subamostras foram retiradas com pá de corte nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm em cada parcela. Para as análises químicas, as amostras foram secas a 60°C e peneiradas (2 mm). Foram determinados o pH (CaCl_2), H+Al (SMP) por titulação, Ca^{2+} e Mg^{2+} (KCl) por espectrofotometria de absorção atômica, P e K (Mehlich-1) por análise colorimétrica e fotometria de chama, respectivamente (PAVAN et al., 1992). Os micronutrientes Cu^{2+} e Zn^{2+} foram determinados por Plasma de Acoplamento Indutivo (Inductively Coupled Plasma-ICP) segundo descrito por Silva (2009). Os teores de matéria orgânica foram determinados pela incineração em mufla a 600 °C por 6 h (GOLDIN, 1987). Para a determinação da concentração de nitrato utilizou-se o método descrito por Myazawa, Pavan e Bloch (1985), e para os teores de amônio o método descrito por Kempers e Zweers (1986).

Análise estatística

A análise de variância (teste F, $p < 0,05$) foi realizada para cada camada individualmente utilizando o programa SISVAR v. 4.6 (FERREIRA, 2011). Quando necessário, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey 5% para o fator qualitativo (manejo do solo) ou ajustadas a equação de regressão polinomial para o fator quantitativo (doses de DLS).

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O manejo do solo alterou significativamente os teores de P nas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm, e de COT (Tabela 3.2) e NO_3^- na profundidade 10-20 cm (Tabela 3.2). O manejo e a aplicação de DLS não alteraram o pH e os teores de MO, H+Al, e as bases trocáveis Ca^{2+} , Mg^{2+} e K até 60 cm do solo. A aplicação de DLS, independente do manejo, aumentou os teores de P a 0-10 cm e 10-20 cm, Zn^{2+} a 10-20 cm, e NO_3^- na profundidade de 10-20 cm (Tabela 3.3). Além disso, houve interação entre o manejo do solo e doses de DLS para os teores de P a 0-10 cm. Quanto à distribuição de P no perfil do solo, independente do manejo, maiores teores encontraram-se na camada 0-10 e 10-20 cm, e nas profundidades entre 10-20 cm e 40-60 cm, verificaram-se teores 49,5% a 93,3% menores, respectivamente (Tabela 3.2).

Tabela 3.2 – Resultados da análise de variância para efeito do manejo do solo (MS), das doses de dejetos líquidos de suínos (DLS), da interação entre o MS x DLS, e do desdobramento da interação DLS no plantio convencional [DLS (PC)] e DLS no sistema de plantio direto [DLS (SPD)] para NO_3^- , NH_4^+ , P, C, M.O., pH, H+Al, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Cu^{2+} e Zn^{2+} em amostras obtidas em quatro profundidades de um LATOSSOLO Vermelho distroférico em ensaio de longa duração com aplicações de DLS e MS em Palotina PR.

Fontes de variação	NO_3^-	NH_4^+	P	C	MO	pH	H+Al	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Cu^{2+}	Zn^{2+}
Profundidade 0-10 cm												
Teste F- valor-p												
MS	0,146	0,420	0,003	0,311	0,178	0,111	0,201	0,969	0,287	0,282	0,562	0,342
DLS	<0,001	0,210	<0,001	0,256	0,877	0,351	0,103	0,870	0,261	0,935	0,875	0,223
MS x DLS	0,321	0,826	0,022	0,745	0,939	0,470	0,920	0,933	0,508	0,979	0,188	0,949
DLS (PC)	ns	ns	<0,001	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
DLS (SPD)	ns	ns	<0,001	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Profundidade 10-20 cm												
Teste F- valor-p												
MS	0,016	0,107	0,011	0,038	0,622	0,969	0,175	0,935	0,668	0,820	0,942	0,057
DLS	<0,001	0,472	<0,001	0,324	0,153	0,153	0,151	0,414	0,319	0,319	0,720	0,011
MS x DLS	0,427	0,302	0,290	0,755	0,976	0,976	0,957	0,865	0,849	0,985	0,874	0,912
DLS (PC)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
DLS (SPD)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Profundidade 20-40 cm												
Teste F- valor-p												
MS	0,094	0,971	0,746	0,461	0,177	0,682	0,556	0,775	0,483	0,896	0,964	0,736
DLS	0,001	0,718	0,056	0,703	0,328	0,836	0,629	0,863	0,744	0,979	0,774	0,871
MS x DLS	0,967	0,924	0,987	0,962	0,584	0,278	0,752	0,989	0,999	0,998	0,422	0,726
DLS (PC)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
DLS (SPD)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Profundidade 40-60 cm												
Teste F- valor-p												
MS	0,078	0,868	0,108	0,171	0,406	0,778	0,386	0,899	0,392	0,255	0,489	0,832
DLS	0,011	0,983	0,195	0,451	0,358	0,781	0,515	0,862	0,355	0,999	0,938	0,834
MS x DLS	0,991	0,791	0,562	0,819	0,839	0,567	0,811	0,979	0,965	0,997	0,599	0,957
DLS (PC)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
DLS (SPD)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

ns = não significativo ($p \leq 0,05$).

Os sistemas de manejo e as doses de DLS influenciaram os teores de COT no solo somente na profundidade de 10-20 cm (Tabela 3.2). Apesar da baixa relação C/N deste resíduo, a aplicação de DLS pode resultar em efeitos no C orgânico do solo devido à variação sazonal dos teores de COT entre as épocas de coleta durante o ano, principalmente em decorrência das aplicações de DLS. Comportamento semelhante foi verificado por Mafra et al. (2014) em estudo com aplicação anual de DLS em doses de até 200 m³ ha⁻¹ em LATOSSOLO Vermelho cultivado com milho em sucessão a aveia preta em SPD. Quanto à distribuição no perfil do solo, os teores de COT foram maiores a 0-10 cm, independente do manejo, com redução em torno de 9% na camada 10-20 cm e 56 % a 40-60 cm (Tabela 3.2).

Em todas as profundidades não houve efeito da aplicação das doses de DLS e do manejo sobre os teores de matéria orgânica do solo. Os teores de MO decresceram gradativamente da camada superficial para 40-60 cm. O teor de MO do solo depende do aporte de COT pelos resíduos culturais e do manejo do solo. A adoção e manutenção do SPD por longo período, associado a sistemas de rotação de culturas com maior aporte de resíduos culturais permite a recuperação do estoque de MOS em comparação ao PC. Neste sentido, o balanço do sequestro de carbono pode ser negativo quando nos sistemas de produção há predominância de sucessões de inverno-verão como trigo-soja ou aveia preta-soja, respectivamente. Quando se utiliza a cultura do milho na rotação de culturas, ocorre um balanço positivo nos teores de C, devido ao maior aporte de resíduos culturais ao solo (SÁ et al., 2008).

Aita, Giacomini e Hubner (2007) verificaram que dificilmente a adição de DLS promove aumentos nos teores de matéria orgânica no perfil do solo, devido ao baixo conteúdo de sólidos e sua baixa relação C/N. Outros trabalhos mostram que os teores de matéria orgânica em LATOSSOLO Vermelho não foram alterados com a aplicação de até 200 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de DLS por 9 anos (VEIGA et al., 2012). Angers et al. (2010) constataram que aplicações de DLS nas doses entre 50 a 100 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ fornecem nutrientes às culturas, no entanto têm capacidade limitada em manter ou aumentar os teores de C no solo.

Não houve efeitos do manejo e da aplicação de DLS sobre o pH em todas as profundidades do solo (Tabela 3.2). Os pH médio entre os sistemas de manejo foi 4,8 a 0-10 cm e 10-20 cm, porém aumentou de 0,5 a 0,6 unidade de pH no perfil do solo a 20-40 cm e 40-60 cm, respectivamente (Tabela 3.2). Estes resultados estão de acordo com os apresentados por Balota, Machineski e Matos (2012) na mesma área, aos 3 anos com a aplicação de DLS sob SPD ou PC.

Não foram realizados os procedimentos de calagem durante os cultivos na área de condução do experimento. Logo, maior acidez na camada superficial pode ser decorrente dos prótons presentes nos grupos carboxílicos (-COOH) e fenólicos (-OH) de compostos da matéria orgânica aportada pelo DLS. Processos metabólicos que envolvem as raízes e os microrganismos do solo resultam na produção de ácido carbônico e ácidos orgânicos fracos (BAIRD, 2002) que contribuem para o decréscimo do pH. Além disso, no processo de nitrificação os microrganismos catalisam a oxidação dos íons amônio provenientes do DLS a nitrato, com produção de prótons. Deve-se considerar ainda que a absorção do nitrato pelos vegetais resulta na liberação de prótons ao solo, contribuindo ainda mais para o decréscimo do pH quanto maior o teor de N mineral no resíduo (BAIRD, 2002).

O manejo não alterou a acidez potencial, cujos valores decresceram em torno de 38 % entre a camada de 0-10 cm e 40-60 cm (Tabela 3.2). Embora tenham sido constatados aumentos de pH com aplicações de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS, em ARGISSOLO Vermelho distrófico típico na camada de 8 cm de profundidade, há oito anos em SPD, não houve efeitos na acidez potencial (LOURENZI et al., 2011). Em geral, sucessivas aplicações de fertilizante de origem animal alteram o pH do solo para aproximadamente 5,0 a 6,0, conforme observado por Lourenzi et al. (2011), mas depende dos valores iniciais e possivelmente, no decorrer do tempo, podem reduzir a acidez potencial.

Os teores de cálcio, magnésio e potássio em todas as camadas não foram alteradas pelo manejo e pelas doses de DLS (Tabela 3.2). Teores mais altos de Ca^{2+} se concentraram entre 10 cm a 60 cm no perfil, com teores 9% menores na camada 0-10 cm. Já os teores de Mg^{2+} permaneceram uniformes ao longo do perfil do solo (Tabela 3.2). Estudos na mesma área, após 3 anos de aplicação de DLS em PC e SPD, não encontraram alterações nos teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ do solo (BALOTA; MACHINESKI; MATOS, 2012). Por outro lado, pesquisas de longa duração entre 9 a 20 anos, indicaram aumento nos teores de K^+ em LATOSSOLOS, mas sem efeitos nos teores de Ca e Mg quando fertilizados com doses de DLS entre 30 e $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ sob SPD (SCHERER; NESI; MASSOTTI, 2010; VEIGA et al., 2012). Os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} trocáveis foram superiores a 4,0 e 1,0 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente, considerados altos (CQFSESCRS, 2004). No caso do K^+ , os teores também são considerados altos, conforme as tabelas de interpretação elaboradas pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo dos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFSESCRS, 2004).

O manejo do solo e a aplicação de DLS não influenciaram a disponibilidade de Cu^{2+} e Zn^{2+} em todas as as profundidades, exceto a 10-20 cm, em que houve aumento significativo

dos teores de Zn^{2+} com as doses de DLS (Tabela 3.2). Os teores de Cu^{2+} foram maiores que os de Zn^{2+} . Verificou-se mobilidade diferenciada no perfil do solo entre Zn^{2+} e Cu^{2+} , cujos decréscimos foram de 16% e 80%, respectivamente, de 0-10 cm para 40-60 cm. Maiores teores de Zn^{2+} do que Cu^{2+} podem ser explicados pelo seu maior teor no DLS. Aumento nos teores desses micronutrientes na camada superficial com o uso de DLS por 4 a 22 anos também foram observados em um LATOSSOLO Vermelho distroférico (BASSO et al., 2012).

Os teores de Zn^{2+} e Cu^{2+} em ambos manejos de solo são considerados altos, porém inferiores aos máximos permitidos pela legislação brasileira. No Brasil, o CONAMA estabelece que as concentrações máximas permitidas de Cu^{2+} e Zn^{2+} no solo sejam de 200 e 450 $mg\ kg^{-1}$, respectivamente, para garantir a qualidade do solo, conforme Resolução CONAMA n. 420, de 28 de dezembro de 2009 do Ministério do Meio Ambiente (CONAMA, 2009).

Como mecanismo de atenuação do excesso de metais adicionados ao solo via resíduos, parte pode ser adsorvida às superfícies das partículas, em reações de precipitação formando sais com compostos inorgânicos. Além disso, substâncias húmicas da matéria orgânica apresentam alta afinidade por metais por meio de processos de troca iônica, que ocorre em grande parte nos grupos $-COOH$ e $-OH$ ligados aos carbonos adjacentes de um anel benzênico, de forma que o metal substitui dois íons H^+ (BAIRD, 2002).

Quando os sítios de adsorção são saturados, podem ocorrer deslocamentos dos metais em formas livres na solução do solo, o que favorece seu acúmulo em profundidade, sobretudo sob condições ácidas, em que os íons metálicos são deslocados da fase sólida por íons H^+ para a fase líquida. Como indicado por De Conti et al. (2006), aplicações de doses de 20 a 80 $m^3\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ de DLS resultaram em aumentos nos teores de Cu^{2+} e Zn^{2+} na camada superficial do solo, e de Cu^{2+} na solução do solo em profundidade. Segundo os autores, as plantas fornecem condições para que as espécies químicas de Cu^{2+} e Zn^{2+} predominem complexadas com carbono orgânico dissolvido, de forma que apenas pequenas quantidades estão presentes em formas livres no solo. As espécies de Cu complexadas com compostos orgânicos representam mais de 98% do total no solo, enquanto que as espécies de Cu^{2+} solúvel representaram menos que 2%.

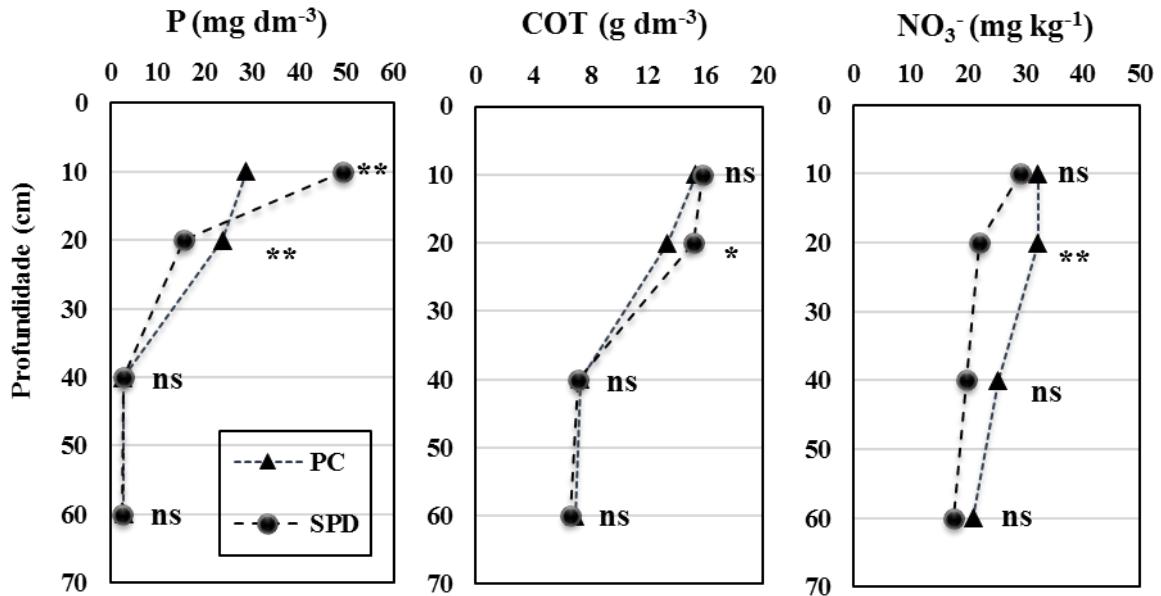
Embora compostos orgânicos tenham importante papel na complexação do Cu^{2+} , outras espécies de ligantes inorgânicos se complexam com Cu tais como $\text{CuSO}_{4(\text{aq})}$, $\text{Cu}(\text{NO}_3)_{2(\text{aq})}$, $\text{CuHPO}_{4(\text{aq})}$, $\text{CuCl}_{2(\text{aq})}$, e $\text{Cu}(\text{OH})_{2(\text{aq})}$. Já o Zn^{2+} complexado a compostos orgânicos representa 75-95% das espécies solúveis na solução de solos que receberam DLS, enquanto que o Zn^{2+} solúvel varia entre 7 a 26%. O Zn^{2+} também se complexa a ligantes inorgânicos solúveis em pequenas porcentagens, como o $\text{ZnSO}_{4(\text{aq})}$, $\text{ZnHPO}_{4(\text{aq})}$, $\text{ZnCl}_{2(\text{aq})}$ e $\text{Zn}(\text{OH})_{2(\text{aq})}$ no perfil do solo (DE CONTI et al., 2016).

Na profundidade de 10-20 cm, o manejo do solo alterou significativamente as concentrações de nitrato. Já as doses de DLS aumentaram as concentrações em todas as profundidades (Tabela 3.2). Os teores de amônio não foram influenciados pelo manejo do solo e nem pelas doses de DLS. Os teores de nitrato foram maiores que os de amônio, e ambos apresentarem maiores teores a 0-10 cm e diminuiram com a profundidade, sendo 10% para amônio e 38% para nitrato. Não foi observada interação entre manejo e doses de DLS sobre os teores de nitrato e amônio (Tabela 3.2).

Houve variações dos teores de P, COT e NO_3^- em função da profundidade de amostragem (Figura 3.2). O SPD apresentou maiores teores de P em relação ao PC a 0-10 cm, o que se inverte a 10-20 cm (Figura 3.2). Como o P apresenta baixa mobilidade no solo, o revolvimento da camada 0-20 cm no PC promove maior distribuição a 10-20 cm (Figura 3.2).

Os teores de COT a 0-10 cm foram similares entre os manejos, mas diferiram a 10-20 cm. O revolvimento do solo pela aração no PC pode estimular a oxidação do COT em relação ao SPC, com diminuição dos teores (Figura 3.2). Alterações nos teores de COT do solo nem sempre são observadas em curto prazo. Em um LATOSSOLO Vermelho eutroférico sob SPC há 8 anos e PC há 6 anos com soja e milho em sucessão, não houve diferenças no COT a 0-10 cm manejado sob PC e SPD, mas apenas a 10-20 cm ocorreu maiores teores de C sob SPD em comparação ao PC (CARNEIRO et al., 2009). A aplicação de DLS sob PC e SPD após 3 anos nessa mesma área aumentou o teor de COT na dose $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em ambos manejos, com maior teor no SPD ($23,8 \text{ mg C kg}^{-1}$) em relação ao PC ($18,0 \text{ mg C kg}^{-1}$), porém apenas na camada de 0-5 cm, mas não a 10-20 cm (BALOTA; MACHINESKI; MATOS, 2012).

Figura 3.2 - Variações dos teores de P, COT e NO_3^- , em LATOSSOLO Vermelho distroférico, em função do manejo do solo sob plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD), em profundidade de amostragem.



**, * = significativo a 1% e 5%, respectivamente, pelo teste F. ns = não significativo ($p \leq 0,05$).

O fato de o manejo e as aplicações de DLS não alterarem os teores de COT a 0-10 cm após 11 anos de cultivo, pode ser atribuído às condições de solo e clima locais e dos baixos teores de sólidos totais presente no DLS (Figura 3.2). No solo argiloso ocorre maior estabilidade do C orgânico, enquanto que as condições de clima permitem um aporte de C ao solo pelos restos culturais durante o ano todo. Além disso, o C aportado pelo DLS é de fácil degradação e pouco contribui para a formação de C estável. Há ainda que se considerar que os teores de COT em geral são maiores na superfície do solo e diminuem com a profundidade.

No trabalho de Balota, Machieski e Matos (2012), o efeito foi detectável na camada 0-5 cm, enquanto que no presente estudo a amostragem de solo foi realizada a 0-10 cm, diluindo o C ao longo de uma camada maior de solo. Para aumentar os níveis de C no solo seria necessária uma entrada anual em quantidade superior às perdas por mineralização (COSTA et al., 2008), além de conter substâncias necessárias para a formação de húmus, como ligninas e polifenóis. Em geral, as taxas de decomposição dos resíduos são mais lentas quando depositadas na superfície do solo do que quando incorporadas, que pode resultar em maiores quantidades de COT em SPD em relação ao PC. Entretanto, o C presente no DLS é

de fácil degradação, e por isso não altera as concentrações mesmo na superfície do solo sob SPD.

Geralmente os teores de C do solo se estabilizam após 10 anos de conversão de PC para SPD, mas depende de vários fatores relacionados ao manejo, como espécies vegetais envolvidas, intensidade de cultivo, etc. A adoção do SPD após 12 anos resultou em teores de C no solo semelhantes aos do cerrado natural (SIQUEIRA NETO et al., 2010). Assim, o tempo de cultivo e o uso de coberturas de inverno sob SPD favorecem o estoque de C no solo. A adoção do SPD associado ao cultivo de coberturas de inverno por 19 anos resultou em maior teor de COT no SPD a 0-20 cm em relação ao PC, mas não houve alteração a 20-40 cm em LATOSSOLO Vermelho escuro no cerrado de Minas Gerais (CALEGARI et al., 2008).

Os teores de nitrato a 10-20 cm foram significativamente superiores no PC em relação ao SPD, mas não diferiram nas demais camadas (Figura 3.2). Incrementos nos teores de N na camada de 10-20 no PC, em relação aos tratamentos sob SPD foram relatados por Nunes et al. (2011) e podem ser atribuídos à maior lixiviação de nitrato no PC, já que a incorporação de calcário na camada superficial aumenta a predominância de cargas negativas na superfície dos colóides do solo, favorecendo a lixiviação. Além disso, o estímulo à mineralização da matéria orgânica no PC também contribui para maiores teores de nitrato (D'ANDRÉA et al., 2004).

As aplicações de doses de DLS aumentaram significativa e linearmente os teores de P, NO_3^- e Zn^{2+} no solo, independentemente do manejo considerado (Tabela 3.3). Os teores de P a 0-10 cm foram maiores e aumentaram mais intensamente com a aplicação do DLS com um coeficiente angular de 0,39, enquanto que a 10-20 cm os teores basais foram menores e também apresentou um aumento menos intenso em função das doses de DLS, com um coeficiente angular de 0,18.

Os teores de NO_3^- diminuíram com a profundidade, como indicado nas reduções dos coeficientes lineares das regressões. No entanto, houve aumento com as doses de DLS em cada camada avaliada. A magnitude de aumento foi equivalente em todas as camadas, com coeficientes angulares variando de 0,07 a 0,10 (Tabela 3.3). Os teores de zinco também aumentaram com as doses de DLS, variando de 4,46 a 6,37 mg dm^{-3} . Resultados de outros estudos também indicaram aumento nos teores de P (VEIGA et al., 2012), de NO_3^- (AITA; GIACOMINI, 2008) e de Zn^{2+} (BASSO et al., 2012; VEIGA et al., 2012) no solo pela aplicação de DLS.

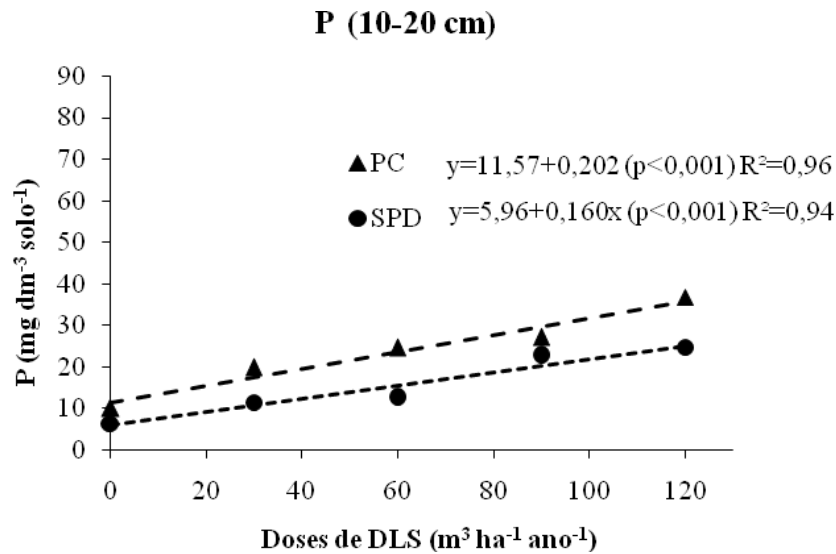
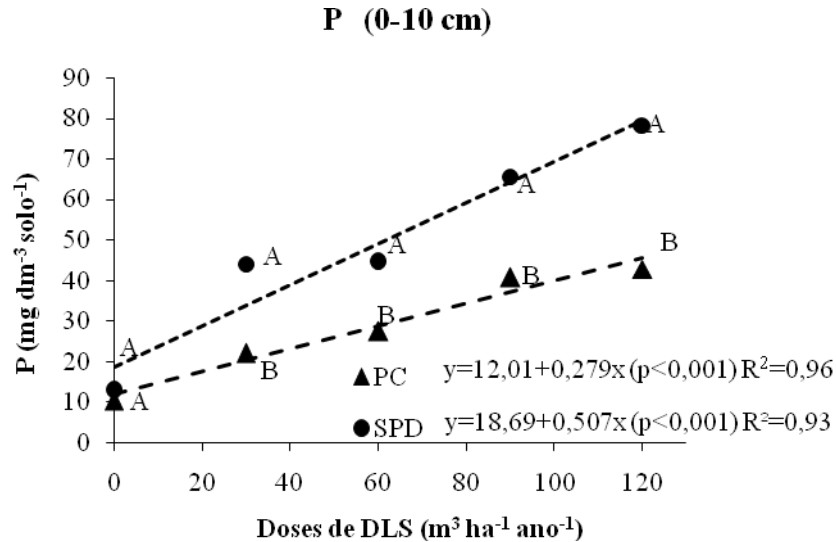
Tabela 3.3 - Efeito das doses de dejetos líquidos de suínos (DLS), na média dos manejos do solo, nos teores de P, NO_3^- e Zn^{2+} em LATOSSOLO Vermelho distroférico.

Variável	prof. (cm)	Doses de DLS ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)					Regressão linear	R^2	Valor de P
		0	30	60	90	120			
P (mg dm^{-3})	0-10	11,68	33,14	35,96	53,26	60,56	$y = 15,3+0,39x$	0,95	<0,001
	10-20	8,24	15,65	18,62	24,90	30,83	$y = 8,8+0,18x$	0,98	<0,001
NO_3^- (mg kg^{-1})	0-10	23,13	29,47	30,39	33,59	36,66	$y = 26,5+0,09x$	0,67	<0,001
	10-20	20,92	25,53	26,71	29,04	33,20	$y = 21,5+0,09x$	0,96	<0,001
	20-40	16,24	20,54	21,14	26,28	28,01	$y = 16,6+0,10x$	0,96	<0,001
	40-60	14,91	18,08	18,04	19,82	24,54	$y = 14,9+0,07x$	0,88	0,013
Zn^{2+} (mg kg^{-1})	10-20	4,46	4,87	4,86	5,91	6,37	$y = 4,3+0,02x$	0,91	0,044

No desdobramento da interação manejo e doses de DLS, os teores de P aumentaram linearmente em função da aplicação das doses de DLS a 0-10 cm e 10-20 cm. No SPD os teores de P foram significativamente maiores em relação ao PC na camada de 0-10 cm, mas na camada 10-20 cm o comportamento foi inverso (Figura 3.3). Na profundidade de 0-10 cm, as equações de regressão para os teores de P apresentam maiores coeficientes angulares sob SPD indicando maior retenção de P em superfície relação ao PC. Nesta mesma camada, os teores de P resultantes da aplicação de $120 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ de DLS aumentaram em 4,1 e 6,0 vezes em relação ao controle no PC e SPD, respectivamente.

O desdobramento da interação manejo do solo e doses de DLS indicou que os teores de P foram significativamente maiores em todas as doses de DLS sob SPD em relação ao PC na profundidade de 0-10 cm, exceto o controle (Figura 3.3). O aumento do teor de P disponível devido à aplicação de DLS em longo prazo na superfície do solo sob SPD é esperado em razão do P fornecido pelo DLS, em sua maior parte na fração orgânica, que posteriormente sofre mineralização e é disponibilizado como P inorgânico. Resultados similares foram observados por Hountin et al. (2000).

Figura 3.3 - Regressão linear do efeito de doses de DLS aplicadas ao solo manejado sob PC ou SPD, no desdobramento da interação manejo do solo e doses de DLS, para os teores de P (0-10 cm e 10-20 cm) em LATOSSOLO Vermelho distroférico.



Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% no desdobramento da interação MS x DLS. Letras iguais não diferem entre os sistemas de manejo do solo (PC: plantio convencional; SPD: sistema de plantio direto) dentro de cada dose de DLS (dejetos líquidos de suínos).

Na profundidade de 10-20 cm, também houve aumentos lineares dos teores de P disponível, tanto no PC quanto no SPD (Figura 3.3). Nesta mesma camada, o coeficiente linear no solo sob SPC foi maior do que sob SPD. Quando se compara a dose de 120 m³ ha ano⁻¹ com o controle, houve incrementos nos teores de P de 3,6 vezes no PC e de 3,8 vezes no PC, o que resultou em coeficientes angulares semelhantes nos dois manejos de solo. Para as demais profundidades as doses de DLS não influenciaram os teores de P tanto no PC como no SPD.

Diversos relatos na literatura indicam aumento dos teores de P em resposta à aplicação de DLS. Após sete anos de aplicação de DLS os teores de P aumentam até 25 cm em um ARGISSOLO Vermelho arenoso sob SPD (CERETTA et al., 2010); após nove anos de aplicação de DLS em solo sob SPD os teores chegaram a 30 mg P dm⁻³ em um LATOSSOLO Vermelho; após 15 anos e 20 anos os teores alcançaram 30,9 mg P dm⁻³ e 60 mg P dm⁻³, respectivamente, na superfície do um LATOSSOLO (SCHERER; NESI; MASSOTTI, 2010); e após 14 anos de aplicação de DLS em um solo franco argiloso (Gleysol) os teores aumentaram até 100 cm de profundidade (HOUTIN et al., 2000).

A fração inorgânica do P em DLS encontra-se principalmente na forma de ortofosfatos dos íons H₂PO₄⁻ e HPO₄²⁻ e uma menor porcentagem está na forma de P orgânico que pode ser facilmente mineralizado pelos microrganismos do solo (CERETTA et al., 2010; SHEN et al., 2011). Em geral, cerca de 70% de P em esterco apresentam-se na forma de P-lábil, como P-inorgânico (SHEN et al., 2011). Um estudo sobre as frações de P em solo que recebeu DLS indicou que 25% está na forma orgânica (Porg) e 75% na forma inorgânica (Pi) (HOUTIN et al., 2000). A fração não orgânica pode formar estruturas cristalinas ou amorfas de fosfato de ferro e alumínio, ou ficar adsorvida em superfícies de carbonatos, ou ligada ao Ca na superfície de minerais.

O DLS empregado neste estudo apresentou 14,8 % de P inorgânico, o qual, devido à faixa de pH entre 4,8 a 5,4 do solo em estudo, forma predominantemente os íons H₂PO₄⁻ em solução. No entanto, a presença de ferro e alumínio no solo reage com o íon fosfato, sendo possível a formação de compostos de baixa solubilidade, principalmente como fosfato de ferro e fosfato de alumínio (HOLTAN; KAMP-NIELSEN; STUANES, 1988). Desta forma, a maior fração do P em LATOSSOLOS permanece fixada à fase sólida por ligações covalentes à superfície de partículas da fração argila, óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, caulinita, além da fração orgânica. Os óxidos de ferro e alumínio apresentam cargas dependentes de pH, e em solos ácidos prevalece a formação de cargas positivas que adsorvem os íons ortofosfato. À medida os teores de P na solução do solo diminuem em razão da absorção pelas culturas, o

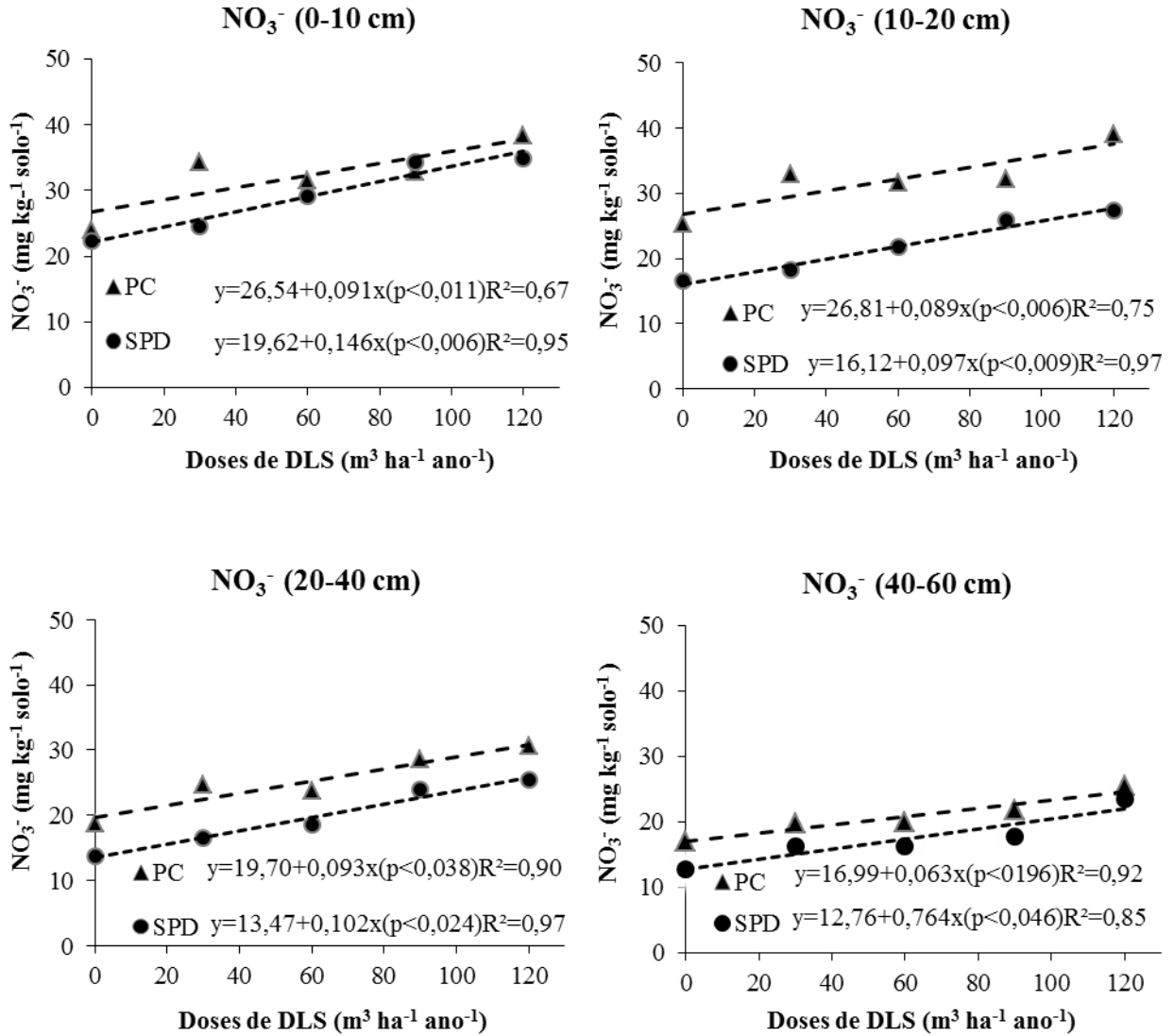
P fixado pode sofrer solubilização e difusão e ser deslocado da fase sólida para a solução do solo (RAIJ, 1981). Entretanto, quanto mais tempo as ligações covalentes se estabilizam com a fase sólida, menor será a reversibilidade da reação, tornando grande parte do P indisponível (LUCHESE; FAVERO; LENZI, 2002).

Os teores de P a 0-10 cm foram 28,7 e 49,1 mg dm⁻³, no PC e SPD, respectivamente (Figura 3.3). Conforme as tabelas de interpretação da Comissão de Química e Fertilidade do Solo dos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Comissão, 2004), para um solo com teor de argila de 60%, teores acima de 12 mg dm⁻³ são considerados muito altos. Solos com altos teores de P, quando sofrem processos erosivos, podem carrear e liberar o P associado às partículas nos reservatórios d'água, causando eutrofização deste ambiente. Em sistemas não conservacionistas, como PC, devido à suscetibilidade à erosão, maiores são os riscos de perdas de P por escoamento superficial associado às partículas de solo. Já em solo sob SPD, observam-se perdas de P nas formas livres (HPO₄²⁻ e H₂PO₄⁻) (GIROTTI et al., 2010), o que aumenta o potencial de contaminação de águas superficiais e subsuperficiais (CERETTA et al., 2010).

Dessa forma, atividades agrícolas que resultem em acúmulo de P no solo devem ser adequadamente manejadas para não comprometer a qualidade dos ecossistemas aquáticos. O monitoramento de bacia hidrográfica próxima a áreas de intensas atividades agropecuárias detectou teores de P totais em águas pluviais superiores ao limite de 0,15 mg L⁻¹ para a classe 3 do CONAMA nº 357 (2005) (CAPOANE et al., 2015). Este autor relata que a concentração 0,01 mg L⁻¹ é suficiente para a manutenção de fitoplânctons, mas o crescimento é estimulado com teores entre 0,03 e 0,10 mg L⁻¹, resultando na degradação da qualidade das águas.

No desdobramento da interação manejo e dose de DLS para os teores de NO₃⁻, verificou-se aumento significativo em resposta às doses de DLS em todas as profundidades nos dois sistemas de manejo, exceto na camada de 40-60 cm no PC (Figura 3.4). Em todos os casos, o coeficiente linear foi maior no solo sob PC.

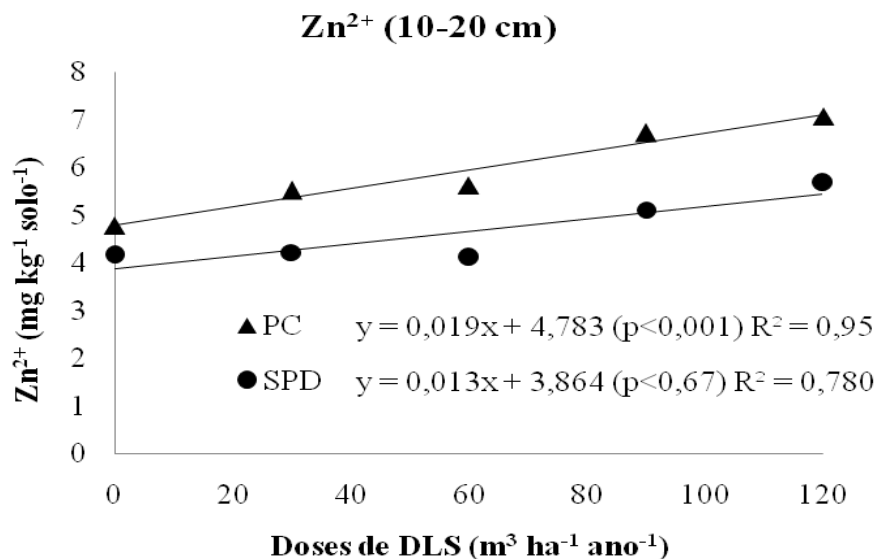
Figura 3.4 - Regressão linear para o efeito de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicadas em LATOSSOLO Vermelho distroférrico sob plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD) nos teores de NO_3^- (0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm).



O N amoniacal predomina na composição do DLS, correspondendo a 53 % do N total. Quando o solo recebe DLS, o N amoniacal é rapidamente oxidado a NO_3^- em cerca de 20 a 20 dias (AITA; GIACOMINI; HUBNER, 2007). Em outro estudo com DLS aplicado sobre palha de aveia em ARGISSOLO Vermelho distrófico arênico (Hapludalf), a nitrificação ocorreu entre 29 a 40 dias após a aplicação do DLS, seguida por rápida lixiviação para camadas inferiores a 60 cm, o que pode contaminar águas subterrâneas (AITA; GIACOMINI, 2008; CERETTA et al., 2005). Neste estudo, a amostragem de solo foi realizada após 44 dias da aplicação de DLS, tempo suficiente para a maior parte do N amoniacal e N-orgânico do dejetos sofrer mineralização e nitrificação, resultando em maiores teores de nitrato do que amônio no solo (Figura 3.4). A nitrificação é intensificada com a aeração do solo, o que pode explicar os maiores teores de NO_3^- no solo sob PC. No entanto, a alta mobilidade do NO_3^- pode levar a perdas por lixiviação e por escoamento superficial, principalmente sob PC.

Na profundidade de 10-20 cm, as doses de DLS influenciaram os teores de Zn^{2+} somente no solo sob PC, apresentando incremento linear significativo em função da aplicação de DLS. Nesta mesma camada, os teores de Zn^{2+} sob PC foram superiores em relação ao SPD, o que resultou em maiores coeficientes angular e linear sob PC (Figura 3.5).

Figura 3.5 - Regressão linear para o efeito de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) aplicadas em LATOSSOLO Vermelho distroférico sob plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD) nos teores de Zn^{2+} , na profundidade de 10-20 cm.



3.6 CONCLUSÕES

O manejo sob sistema de plantio direto, após 11 anos de cultivo, altera diferencialmente as propriedades químicas do solo, com maiores concentrações de P, C e N nas camadas 0-10 e 10-20 cm em relação ao plantio convencional. A aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) aumentou os teores de P nas camadas 0-10 e 10-20 cm, a concentração de Zn^{2+} na camada 0-20 cm e NO_3^- em todas as camadas até a profundidade de 60 cm. A interação entre o manejo do solo e doses de DLS influencia os teores de P somente na profundidade de 0-10 cm.

REFERÊNCIAS

- AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Nitrato no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 5, p. 2101-2111, 2008.
- AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HUBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 1, p. 94-102, jan. 2007.
- ANGERS, D. A. et al. Differential retention of carbon, nitrogen and phosphorus in grassland soil profiles with long-term manure application. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 86, n. 2, p. 225-229, mar. 2010.
- BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.
- BALOTA, E. L.; MACHINESKI, O.; MATOS, M. A. Soil microbial biomass under different tillage and levels of applied pig slurry. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 5, p. 487-495, maio 2012.
- BASSO, C. J. et al. Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v. 42, n. 4, p. 653-659, abr. 2012.
- BOETTINGER, J. et al. **Illustrated guide to soil taxonomy**. Lincoln, Nebraska: U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, 2014. 552 p.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Plantio direto**. Brasil: Ministério da Agricultura, 2014a.
Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/plantiodireto>>. Acesso em: 02 jan. 2014a.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Suínos**. Brasil: Ministério da Agricultura, 2014 b.
Disponível em:<<http://www.agricultura.gov.br/animal/especies/suinos>>. Acesso em: 02 jan. 2014b.
- CALEGARI, A. et al. Impact of long-term no-tillage and cropping system management on soil organic carbon in an Oxisol: a model for sustainability. **Agronomy Journal**, v. 100, n. 4, p. 1013-1019, abr. 2008.
- CAPOANE, V. et al. Transferência de nitrogênio e fósforo para águas superficiais em uma bacia hidrográfica com agricultura e produção pecuária intensiva no Sul do Brasil. **Ciência Rural**, v. 45, n. 4, p. 647-650, abr. 2015.
- CARNEIRO, C. E. A. et al. Efeitos dos sistemas de manejo sobre o carbono orgânico total e carbono residual de um LATOSSOLO Vermelho Eutroférico. **Semina: Ciências Agrárias**. v. 30, n. 1, p. 5-10, 2009.

CERETTA, C. A. et al. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 6, p. 593-602, jun. 2010.

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 dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p. 1287-1295, dez. 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res09/res42009.pdf>>. Acesso em: 05 jan. 2017.

COSTA, F. S. et al. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, p. 323-332, 2008.

CQFSESCRS. Comissão de Química e Fertilidade do Solo dos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul. Comissão, de química e, Fertilidade do Solo, 2004. 400 p.

D'ANDRÉA, A. F. et al. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 2, p. 179-186, fev. 2004.

DE CONTI, L. et al. Soil solution concentrations and chemical species of copper and zinc in a soil with a history of pig slurry application and plant cultivation. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 216, n. 15, p. 374-386, jan. 2016.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.

GIROTTI, E. et al. Formas de perdas de cobre e fósforo em água de escoamento superficial e percolação em solo sob aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v. 40, n. 9, p. 1948-1954, 2010.

GOLDIN, A. Reassessing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in noncalcareous soils. **Communications in Soil Science & Plant Analysis**, v. 18, n. 10, p. 1111-1116, 1987.

GUARDINI, R. et al. Phosphorus accumulation and pollution potential in a Hapludult fertilized with pig manure. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 4, p. 1333-1342, 2012.

HOLTAN, H.; KAMP-NIELSEN, L.; STUANES, A. O. Phosphorus in soil, water and sediment: an overview. **Hydrobiologia**, v. 170, n. 1, p. 19-34, 1988.

HOUNTIN, J. A. et al. 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 & Environment**, v. 78, n. 1, p. 77-84, 2000.

KEMPERS, A. J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. **Communications in Soil Science & Plant Analysis**, v. 17, n. 7, p. 715-723, 1986.

KIBBLEWHITE, M. G.; RITZ, K.; SWIFT, M. J. Soil health in agricultural systems. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1492, p. 685-701, 2008.

LOURENZI, C. R. et al. Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 5, p. 1827-1836, 2011.

LUCHESE, E. B.; FAVERO, L. O. B.; LENZI, E. **Fundamentos da química do solo: teoria e prática**. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 2002.

MAFRA, M. S. H. et al. Acúmulo de carbono em LATOSSOLO adubado com dejetos líquidos de suínos e cultivado em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 49, n. 8, p. 630-638, ago. 2014.

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

NUNES, R. S. et al. Sistemas de manejo e os estoques de carbono e nitrogênio em LATOSSOLO de cerrado com a sucessão soja-milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1407-1419, 2011.

PAVAN M. A. et al. **Manual de análise química de solo e controle de qualidade**. Londrina: IAPAR, 1992. 40 p. (IAPAR. Circular, 76).

PEREIRA NETO, O. C. et al. Análise do tempo de consolidação do sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 5, p. 489-496, 2007.

RAIJ, B. V. **Avaliação da fertilidade do solo**. Piracicaba: Instituto da Potassa, Fosfato, 1981. 142 p.

SÁ, J. C. M. et al. Dinâmica da matéria orgânica nos campos gerais. In: SANTOS, G. A. et al (Ed.). **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: ecossistemas tropicais, subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole; 2008. Cap. 23, p. 443-461.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2013. 353 p.

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Long-term swine manure fertilization and its effects on soil chemical properties in Santa Catarina, southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1375-1383, 2010.

SHEN, J. et al. Phosphorus dynamics: from soil to plant. **Plant physiology**, v. 156, n. 3, p. 997-1005, 2011.

SILVA, F. C. S. (Ed.) **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009.

SIQUEIRA NETO, M. et al. Soil carbon stocks under no-tillage mulch-based cropping systems in the Brazilian Cerrado: an on-farm synchronic assessment. **Soil and Tillage Research**, v. 110, n. 1, p. 187-195, 2010.

VEIGA, M. et al. Chemical attributes of a Hapludox soil after nine years of pig slurry application. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 12, p. 1766-1773, dez. 2012.

4 ARTIGO B: ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS EM SOLO COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS SOB DIFERENTES MANEJOS

4.1 RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos da aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) nos atributos microbiológicos de um LATOSSOLO Vermelho distroférico, textura argilosa, em Palotina, Paraná. Os tratamentos consistiram de aplicações de 0, 30, 60, 90 ou 120 m³ de DLS ha⁻¹ ano⁻¹, em solo manejado sob plantio convencional (PC) ou sistema de plantio direto (SPD), com delineamento em blocos casualizados e com parcelas subdivididas e quatro repetições. O manejo do solo foi alocado nas parcelas e as doses de DLS nas subparcelas. O solo foi amostrado em dezembro de 2007 nas camadas de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 e 40-60 cm, após 11 aplicações consecutivas de DLS, após a instalação do cultivo de inverno com nabo forrageiro (*Raphanus sativus*), 44 dias após a segunda aplicação anual de DLS. O sistema de plantio direto aumentou o carbono da biomassa microbiana (CBM) e a relação CBM/COT nas camadas de 0-10 cm e 10-20 cm do solo. O manejo do solo não influenciou a densidade de bactérias heterotróficas, fungos, microrganismos oxidantes de nitrito e amonificadores em todas as profundidades avaliadas, não havendo interação entre manejo do solo e doses de DLS para todas as variáveis. A aplicação de DLS e o consequente acúmulo de Zn²⁺ não influenciaram a biomassa microbiana, a densidade de bactérias, de fungos, microrganismos oxidantes de nitrito e amonificadores em todas as profundidades. A análise conjunta de componentes principais e de agrupamento dos atributos químicos e microbiológicos mostraram uma expressiva discriminação entre os manejos sob PC e SPD e doses de DLS, principalmente a 0-10 cm e 10-20 cm de profundidade. Os atributos mais responsivos ao manejo do solo foram os teores de NO₃⁻, Zn²⁺, P, NH₄⁺, MO, o CBM e a relação CBM/COT.

Palavras-chave: Biomassa microbiana. Microrganismos nitrificadores. Sistema de plantio direto. Resíduos de suínos.

MICROBIOLOGICAL ATTRIBUTES IN SOIL WITH APPLICATION OF SWINE LIQUID SLURRY UNDER DIFFERENT MANagements

4.2 ABSTRACT

The aim of this work was to evaluate the effects of applications of swine liquid slurry (SLS) on soil microbiological attributes, in clay-textured Typic Haplustox in Palotina, Paraná. The treatments consisted of applications of 0, 30, 60, 90 or 120 m³ ha⁻¹ year⁻¹ of LPS split twice a year on the soil surface under conventional (CT) or no-tillage (NT) managements. The experimental design was randomized blocks with split-plot arrangement and four replications, being soil management in the plots and the doses of SLS in the subplots. The soil was sampled in December 2007 at 0-10 cm, 10-20 cm and 20-40 and 40-60 cm layers, after 11 years of consecutive application of SLS, during the cultivation of radish (*Raphanus sativus*) as winter cover crop, 44 days after the second annual application of SLS. The NT system increased the microbial biomass carbon (MBC) and the MBC/COT ratio at 0-10 cm and 10-20 cm soil layers. The soil management did not change the density of heterotrophic bacteria, fungi, nitrite-oxidizing microorganisms and ammonifiers at all soil depths. There was no interaction between soil management and doses of SLS for all assessed variables. The application of SLS and the consequent accumulation of Zn²⁺ had no effect on the microbial

biomass, bacterial density, fungi, nitrite-oxidizing microorganisms, and ammonifiers at all soil depths. The principal component analysis and grouping analysis of all chemical and microbiological attributes showed an expressive discrimination between CT and NT management and SLS application, mainly at 0-10 cm and 10-20 cm of soil depth. The most responsive attributes to soil management were the concentrations of NO_3^- , Zn^{2+} , P, NH_4^+ , OM, MBC and the MBC /COT ratio.

Keywords: Microbial biomass. Nitrifying microorganisms. No-tillage. Swine residues.

4.3 INTRODUÇÃO

A intensa atividade suinícola na região sul do Brasil gera grandes quantidades de dejetos líquidos de suínos (DLS), que podem ser utilizados em solos agrícolas como fonte de nutrientes. Este resíduo apresenta elevadas concentrações de macro e micronutrientes e pode ser utilizado em culturas anuais e pastagens, contribuindo na melhoria das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, além de reduzir os custos da produção agrícola (BALOTA et al., 2010; CERETTA et al., 2005; LOURENZI et al., 2011; SCHERER et., 2010).

A disposição ou a incorporação de resíduos orgânicos ricos em carbono de fácil degradação e contendo altas concentrações de nutrientes pode influenciar a comunidade microbiana do solo e interferir em processos por ela mediados como os ciclos biogeoquímicos do C, N, e outros elementos. A maioria das transformações do N no solo é mediada por microrganismos amonificadores, nitrificadores e desnitrificadores. Esses processos são considerados reguladores da disponibilidade de N e podem contribuir não apenas para aumentar sua disponibilidade para as plantas, mas também favorecer o potencial de perdas por lixiviação e desnitrificação (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A biomassa microbiana pode influenciar a dinâmica de nutrientes no solo aumentando a disponibilidade pela mineralização ou diminuindo pela imobilização, com efeitos na produtividade vegetal. A imobilização de nutrientes na biomassa microbiana tem importantes implicações no sistema solo-planta, pois os protege de perdas e os mantém em uma importante reserva de fácil disponibilização (VAN DER HEIJDEN et al., 2008).

O carbono da biomassa microbiana (CBM) e outros indicadores microbiológicos são importantes para avaliar os efeitos da aplicação de DLS e do manejo do solo. Balota et al. (2012) observaram que maiores teores de C orgânico decorrentes da aplicação de DLS aumentaram o CBM em LATOSSOLO Vermelho distroférico, sob SPD e PC. Aumentos no CBM em função de doses de DLS até $150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em NEOSSOLO foram observados

por Plaza et al. (2004). A aplicação de DLS em solo argilo-arenoso aumentou 1,3 vezes o número de bactérias heterotróficas aeróbicas (SURESH; CHOI; ZHUKUN, 2009). O manejo conservacionista do solo também favorece o CBM, em que o sistema plantio direto (SPD) promove aumentos em relação ao plantio convencional (PC) (BALOTA et al., 2012; MERCANTE et al., 2008).

Aplicações sucessivas de DLS ao solo agrícola podem resultar no acúmulo excessivo de elementos-traço como o Zn^{2+} e o Cu^{2+} , com possíveis efeitos negativos na atividade e na biomassa microbiana do solo (BALOTA et al., 2011; DIAS-JÚNIOR et al., 1998; RENELLA et al., 2007). A adição de Cd e Zn ao solo reduziram o número de rizóbios em trevo nativo, mas não influenciou a biomassa microbiana do solo (RENELLA et al., 2007). Os microrganismos amonificadores sofreram decréscimos de 67% e 19% com a adição ao solo de 90 e 120 $m^3 ha^{-1}$ ano de DLS, respectivamente (LALANDE et al., 2000). A aplicação de DLS ao solo resulta não apenas em aporte de C orgânico, mas também vários macro e micronutrientes, como o Cu^{2+} e o Zn^{2+} , cujo excesso pode também causar efeito na comunidade microbiana e nos processos que desempenham no solo (Referência). Pesquisas sobre os efeitos da aplicação de DLS associados a diferentes manejos do solo sobre atributos microbiológicos são relevantes para orientar práticas que possam proteger e melhorar a qualidade de solos agrícolas.

O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos da aplicação de doses de DLS por 11 anos sucessivos nos atributos microbiológicos em LATOSSOLO Vermelho distroférico sob plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD).

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

Descrição da área e delineamento experimental

O estudo foi realizado em 2007, no décimo primeiro ano de aplicações consecutivas de DLS em solo sob PC ou SPD, em experimento instalado em 1996, no município de Palotina, Paraná, Brasil (24°18'50.47"S e 53°54' 13.35" W, 308 m acima do nível do mar), clima subtropical úmido (*Cfa*) e declividade entre 0,5 a 3% .

O solo da área experimental é classificado como LATOSSOLO Vermelho distroférico (Haplustox) (BOETTINGER et al., 2014; SANTOS et al., 2013), de textura argilosa (60% argila, 24% areia e 16% silte). Os tratamentos consistiram de aplicações, divididas duas vezes ao ano, de DLS nas doses de 0, 30, 60, 90 e 120 $m^3 ha^{-1} ano^{-1}$, na superfície do solo sob PC ou SPD, cultivado com as rotações soja/trigo (*Glycine max* (L.)

Merrill/*Triticum aestivum*); milho/aveia+ervilhaca (*Zea mays* L./*Avena sativa*+*Vicia sativa*) e soja/nabo forrageiro (*Raphanus sativus*).

O delineamento experimental foi em blocos casualizados com parcelas subdivididas e quatro repetições. Na parcela principal com 500 m² (50 m x 10 m) foram implantados os sistemas de manejo do solo [PC (50 m x 5 m) ou SPD (50 m x 5 m)]. Nas subparcelas (10 m x 5 m) foram aplicadas as doses de DLS (0, 30, 60, 90 ou 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹). Os blocos foram separados em espaçamento de 15 a 20 m. O DLS sempre foi aplicado parcelado em duas vezes no ano, metade no início dos cultivos de verão e metade no início dos cultivos de inverno.

As características físico-químicas do DLS aplicado ao solo no ano desse estudo estão apresentadas na Tabela 4.1. Em 7 de novembro de 2007, após o cultivo do nabo forrageiro, as doses de DLS foram aplicadas na superfície do solo sob PC ou SPD. Posteriormente, no PC foi realizada a incorporação com arado de discos com revolvimento na camada de 0,2 m e uma gradagem para destorroamento e/ou nivelamento do terreno, sendo a semeadura da soja realizada em 13 de novembro.

Tabela 4.1 - Características físico-químicas do dejetos líquido de suínos (DLS) utilizado na área experimental. Os nutrientes são representados por seus teores totais.

N	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Mn ²⁺	Sólidos Totais	pH
----- g L ⁻¹ -----									
3,3	3,2	4,7	3,4	1,5	0,05	0,10	0,05	11,90	6,8

Amostragem do solo e análises químicas e microbiológicas

Em 14 de dezembro de 2007, 44 dias após a aplicação do DLS, amostras compostas por 3 subamostras foram retiradas com pá de corte nas profundidades de 0-10, 10-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm. As análises químicas das amostras de solo foram realizadas conforme metodologia descrita por Pavan et al. (1992). Os teores de Cu²⁺ e Zn²⁺ foram determinados por Plasma de Acoplamento Indutivo (Inductively Coupled Plasma-ICP) segundo a metodologia descrita por SILVA et al. (2009). Os teores de matéria orgânica foram determinados pelo método da Mufla, com incineração da amostra a 600°C, por 6 h (GOLDIN, 1987). Os teores de nitrato e amônio foram determinados pelo método descrito por Myazawa et al. (1985) e Kempers e Zweers (1986), respectivamente. Na tabela 4.2 são apresentadas as características químicas e físico-químicas do solo.

Para as análises microbiológicas, as amostras foram peneiradas (2 mm) e armazenadas a 5°C até o momento das análises. Os microrganismos amonificadores e oxidantes do nitrito foram estimados por número mais provável (NMP) (ANDRADE et al., 1994). Bactérias e fungos cultiváveis foram determinados por NMP conforme o método de plaqueamento por gotas (JAHNEL et al., 1999), com o uso dos meios de cultura ágar nutriente para bactérias e meio de Martin para fungos. O carbono da biomassa microbiana (CBM) foi estimado pelo método de fumigação-extração (VANCE et al., 1987), utilizando o fator de correção $K_c = 0,33$ (SPARLING; WEST, 1988). Calculou-se ainda a relação entre o carbono da biomassa microbiana e o carbono orgânico total do solo (CBM/COT).

Análise estatística

Os dados do NMP de bactéria, fungos, amonificadores e oxidantes do nitrito foram transformados para Log_{10} . Constatado efeito dos tratamentos manejo do solo, doses de DLS ou a interação manejo x doses, as médias foram ajustadas a equações de regressão polinomial para as doses ($p < 0,05$). A análise de variância (teste F, $p < 0,05$) foi realizada utilizando o programa SISVAR v. 4.6 (FERREIRA, 2011). A análise de componentes principais (PCA) foi realizada com os resultados dos atributos químicos e microbiológicos do solo (ADDINSOLFT, 2009). Realizou-se ainda uma análise de agrupamento de dissimilaridade com base na distância Euclidiana (ADDINSOLFT, 2009).

4. 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Houve efeitos significativos do manejo do solo nos teores de P a 0-10 cm e 10-20 cm, e na concentração de C e NO_3^- a 10-20 cm (Tabela 4.2). O manejo do solo e a aplicação de DLS não alteraram o pH e os teores de MO, H+Al e as bases trocáveis Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ em todas as profundidades. A aplicação das doses de DLS, independente do manejo do solo, aumentou os teores de P a 0-10 cm e 10-20 cm, de Zn^{2+} a 10-20 cm, e de NO_3^- nas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm. Além disso, houve interação entre o manejo do solo e doses de DLS para os teores de P a 0-10 cm. Quanto à distribuição de P no perfil do solo, independente do manejo, maiores teores encontraram-se a 0-10 cm e 10-20 cm, com decréscimos de até 93% com a profundidade (Tabela 4.2).

Tabela 4.2 - Valores médios para os atributos químicos do solo, após 11 aplicações de dejetos líquidos de suínos (DLS) sob plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD), em 4 profundidades.

DLS	P		C		MO		pH		H+AL		Ca ²⁺		Mg ²⁺		K ⁺		NO ₃ ⁻		NH ₄ ⁺		Cu ²⁺		Zn ²⁺	
	m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹		--- mg dm ⁻³ --		----- g kg ⁻¹ -----				----- cmol _c dm ⁻³ -----						----- mg kg ⁻¹ -----									
	PC	SPD	PC	SPD	PC	SPD	PC	SPD	PC	SPD	PC	SPD	PC	SPD	PC	SPD	PC	SPD	PC	SPD	PC	SPD	PC	SPD
Profundidade de 0-10 cm																								
0	10,4b	12,9a	15,0 ^{ns}	15,8 ^{ns}	40,0 ^{ns}	43,8 ^{ns}	4,9 ^{ns}	4,9 ^{ns}	5,1 ^{ns}	5,1 ^{ns}	4,5 ^{ns}	4,6 ^{ns}	1,5 ^{ns}	1,9 ^{ns}	0,8 ^{ns}	1,1 ^{ns}	23,9b	22,3b	6,5 ^{ns}	6,7 ^{ns}	11,3 ^{ns}	10,5 ^{ns}	6,9 ^{ns}	6,8 ^{ns}
30	22,1ab	44,2b	14,8 ^{ns}	15,9 ^{ns}	40,3 ^{ns}	44,3 ^{ns}	4,9 ^{ns}	5,0 ^{ns}	5,1 ^{ns}	5,3 ^{ns}	4,4 ^{ns}	4,9 ^{ns}	1,7 ^{ns}	1,9 ^{ns}	1,0 ^{ns}	1,1 ^{ns}	34,4ab	24,5ab	7,0 ^{ns}	8,2 ^{ns}	11,8 ^{ns}	9,7 ^{ns}	7,8 ^{ns}	8,9 ^{ns}
60	25,7ab	44,5b	15,8 ^{ns}	15,2 ^{ns}	41,2 ^{ns}	42,6 ^{ns}	4,8 ^{ns}	4,7 ^{ns}	5,3 ^{ns}	5,7 ^{ns}	4,6 ^{ns}	4,1 ^{ns}	1,7 ^{ns}	1,7 ^{ns}	1,0 ^{ns}	1,0 ^{ns}	31,9ab	29,2ab	6,8 ^{ns}	8,2 ^{ns}	10,7 ^{ns}	10,9 ^{ns}	9,2 ^{ns}	9,5 ^{ns}
90	40,9a	65,6a	15,2 ^{ns}	15,3 ^{ns}	41,2 ^{ns}	42,8 ^{ns}	4,9 ^{ns}	4,5 ^{ns}	5,5 ^{ns}	6,0 ^{ns}	5,0 ^{ns}	4,2 ^{ns}	1,7 ^{ns}	1,6 ^{ns}	0,9 ^{ns}	1,1 ^{ns}	32,9ab	34,3a	7,2 ^{ns}	7,9 ^{ns}	10,6 ^{ns}	12,4 ^{ns}	8,2 ^{ns}	9,8 ^{ns}
120	42,8a	78,3a	16,1 ^{ns}	16,8 ^{ns}	42,2 ^{ns}	45,7 ^{ns}	4,8 ^{ns}	4,7 ^{ns}	5,7 ^{ns}	6,0 ^{ns}	4,7 ^{ns}	4,5 ^{ns}	1,7 ^{ns}	1,9 ^{ns}	1,0 ^{ns}	1,1 ^{ns}	38,4a	34,9a	7,3 ^{ns}	8,5 ^{ns}	11,9 ^{ns}	10,3 ^{ns}	9,3 ^{ns}	11,4 ^{ns}
Média	28,4B	49,1A	15,3 ^{ns}	15,8 ^{ns}	40,9 ^{ns}	43,8 ^{ns}	4,7 ^{ns}	4,8 ^{ns}	5,3 ^{ns}	5,6 ^{ns}	4,5 ^{ns}	4,5 ^{ns}	1,7 ^{ns}	1,7 ^{ns}	0,9 ^{ns}	1,1 ^{ns}	32,0A	29,0A	6,9 ^{ns}	7,9 ^{ns}	11,3 ^{ns}	10,8 ^{ns}	8,3 ^{ns}	9,3 ^{ns}
Profundidade de 10-20 cm																								
0	10,1c	6,4c	13,3 ^{ns}	15,5 ^{ns}	38,7 ^{ns}	39,7 ^{ns}	5,0 ^{ns}	4,9 ^{ns}	4,9 ^{ns}	4,5 ^{ns}	4,9 ^{ns}	4,8 ^{ns}	1,6 ^{ns}	1,5 ^{ns}	0,9 ^{ns}	0,9 ^{ns}	25,2b	16,6b	6,8 ^{ns}	5,6 ^{ns}	12,0 ^{ns}	12,1 ^{ns}	4,8 ^{ns}	4,2 ^{ns}
30	19,8b	11,5c	14,4 ^{ns}	14,8 ^{ns}	39,4 ^{ns}	41,9 ^{ns}	4,9 ^{ns}	4,9 ^{ns}	4,8 ^{ns}	4,3 ^{ns}	4, 7 ^{ns}	5,3 ^{ns}	1,7 ^{ns}	1,8 ^{ns}	1,1 ^{ns}	1,0 ^{ns}	32,9ab	18,2ab	6,9 ^{ns}	5,8 ^{ns}	12,1 ^{ns}	12,0 ^s	5,5 ^{ns}	4,2 ^{ns}
60	24,7b	12,6bc	13,1 ^{ns}	14,8 ^{ns}	39,8 ^{ns}	40,1 ^{ns}	4,7 ^{ns}	4,8 ^{ns}	5,5 ^{ns}	5,2 ^{ns}	4,4 ^{ns}	4,3 ^{ns}	1,6 ^{ns}	1,5 ^{ns}	0,9 ^{ns}	1,0 ^{ns}	31,6ab	21,82ab	6,9 ^{ns}	6,6 ^{ns}	12,3 ^{ns}	11,2 ^{ns}	5,6 ^{ns}	4,1 ^{ns}
90	27,1a	22,7ab	12,1 ^{ns}	14,3 ^{ns}	38,5 ^{ns}	38,7 ^{ns}	4,8 ^{ns}	4,7 ^{ns}	5,5 ^{ns}	5,5 ^{ns}	4,6 ^{ns}	4,5 ^{ns}	1,6 ^{ns}	1,7 ^{ns}	0,9 ^{ns}	0,9 ^{ns}	32,2ab	25,92ab	6,6 ^{ns}	6,8 ^{ns}	10,4 ^{ns}	11,4 ^{ns}	6,7 ^{ns}	5,1 ^{ns}
120	36,9a	24,8a	13,7 ^{ns}	16,1 ^{ns}	42,9 ^{ns}	43,8 ^{ns}	4,9 ^{ns}	4,9 ^{ns}	5,7 ^{ns}	5,4 ^{ns}	5,2 ^{ns}	5,0 ^{ns}	1,7 ^{ns}	1,8 ^{ns}	1,1 ^{ns}	1,0 ^{ns}	39,1a	27,4a	7,0 ^{ns}	6,7 ^{ns}	12,1 ^{ns}	11,9 ^{ns}	7,1 ^{ns}	5,7 ^{ns}
Média	23,7A	15,6B	13,3B	15,1A	39,9 ^{ns}	40,8 ^{ns}	4,7 ^{ns}	4,8 ^{ns}	5,2 ^{ns}	5,0 ^{ns}	4,7 ^{ns}	4,9 ^{ns}	1,6 ^{ns}	1,8 ^{ns}	1,0 ^{ns}	1,0 ^{ns}	32,18B	21,97A	6,8 ^{ns}	6,3 ^{ns}	11,78 ^{ns}	11,7 ^{ns}	5,9 ^{ns}	4,7 ^{ns}
Profundidade de 20-40 cm																								
0	2,3 ^{ns}	2,0 ^{ns}	7,3 ^{ns}	7,1 ^{ns}	27,2 ^{ns}	30,8 ^{ns}	5,4 ^{ns}	5,4 ^{ns}	3,6 ^{ns}	3,5 ^{ns}	5,5 ^{ns}	5,3 ^{ns}	1,6 ^{ns}	1,6 ^{ns}	0,6 ^{ns}	0,6 ^{ns}	18,8b	13,8b	7,0 ^{ns}	7,0 ^{ns}	10,7 ^{ns}	10,1 ^{ns}	2,2 ^{ns}	2,0 ^{ns}
Média	2,7 ^{ns}	2,9 ^{ns}	7,3 ^{ns}	7,1 ^{ns}	28,8 ^{ns}	30,5 ^{ns}	5,3 ^{ns}	5,3 ^{ns}	3,6 ^{ns}	3,5 ^{ns}	5,1 ^{ns}	5,0 ^{ns}	1,7 ^{ns}	1,6 ^{ns}	0,7 ^{ns}	0,7 ^{ns}	27,0a	21,1a	7,2 ^{ns}	7,2 ^{ns}	10,9 ^{ns}	11,0 ^{ns}	2,3 ^{ns}	2,2 ^{ns}
Média	2,6 ^{ns}	2,7 ^{ns}	7,3 ^{ns}	7,1 ^{ns}	28,5 ^{ns}	30,5 ^{ns}	5,3 ^{ns}	5,3 ^{ns}	3,6 ^{ns}	3,5 ^{ns}	5,2 ^{ns}	5,0 ^{ns}	1,7 ^{ns}	1,6 ^{ns}	0,7 ^{ns}	0,7 ^{ns}	25,3A	19,6A	7,1 ^{ns}	7,2 ^{ns}	10,9 ^{ns}	10,8 ^{ns}	2,3 ^{ns}	2,2 ^{ns}
Profundidade de 40-60 cm																								
0	2,6 ^{ns}	2,2 ^{ns}	6,9 ^{ns}	6,9 ^{ns}	27,4 ^{ns}	30,3 ^s	5,5 ^{ns}	5,5 ^{ns}	3,4 ^{ns}	3,5 ^{ns}	4,9 ^{ns}	4,7 ^{ns}	1,5 ^{ns}	1,4 ^{ns}	0,4 ^{ns}	0,5 ^{ns}	17,0a	12,9b	6,8 ^{ns}	6,7 ^{ns}	8,7 ^{ns}	9,3 ^{ns}	1,6 ^{ns}	1,8 ^{ns}
Média	2,8 ^{ns}	2,5 ^{ns}	6,9 ^{ns}	6,6 ^{ns}	27,6 ^{ns}	28,9 ^{ns}	5,4 ^{ns}	5,5 ^{ns}	3,4 ^{ns}	3,3 ^{ns}	4,6 ^{ns}	4,7 ^{ns}	1,6 ^{ns}	1,6 ^{ns}	0,4 ^{ns}	0,5 ^{ns}	21,8a	18,5a	6,8 ^{ns}	6,6 ^{ns}	9,0 ^{ns}	9,5 ^{ns}	1,9 ^{ns}	1,9 ^{ns}
Média	2,8 ^{ns}	2,5 ^{ns}	6,9 ^{ns}	6,6 ^{ns}	27,5 ^s	29,2 ^{ns}	5,5 ^{ns}	5,5 ^{ns}	3,4 ^{ns}	3,3 ^{ns}	4,7 ^{ns}	4,7 ^{ns}	1,6 ^{ns}	1,5 ^{ns}	0,4 ^{ns}	0,5 ^{ns}	20,8A	17,3A	6,8 ^{ns}	6,6 ^{ns}	9,0 ^{ns}	9,5 ^{ns}	1,9 ^{ns}	1,9 ^{ns}

Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. ns: não significativo. pH: CaCl₂.

O manejo do solo influenciou significativamente os valores do CBM e a relação CBM/COT na profundidade de 0-10 cm e 10-20 cm, porém sem efeito nas demais profundidades (Tabela 4.3 e Figura 4.1). O manejo do solo não alterou a contagem de bactérias e fungos, oxidantes de nitrito e amonificadores em todas as profundidades. Não houve interação entre manejo x doses de DLS para as variáveis microbiológicas em todas as profundidades avaliadas (Tabela 4.3).

A distribuição do CBM no perfil do solo diminuiu 54% da superfície até a profundidade de 40-60 cm (Tabela 4.3). Decréscimos nos teores de CBM com a profundidade também foram observados por outros autores (FERREIRA et al., 2007; BALOTA et al., 2012), o que é esperado, uma vez que esse atributo microbiológico está associado aos teores de matéria orgânica do solo.

Neste trabalho, a ausência de efeitos de DLS sobre o CBM pode ser devido ao esgotamento de substratos orgânicos lábeis contidos neste resíduo, que são incapazes de manter o desenvolvimento microbiano por um período mais longo, como indicado por Plaza, Garcia-Gil, Polo (2007). O DLS apresenta baixa relação C/N (AITA et al., 2007), o que facilita sua degradação. Segundo Guerrero et al. (2007), cerca de 45% do C adicionado pelo DLS são facilmente degradáveis e foram mineralizados em 16 dias. Em outro estudo, a maior parte do C orgânico aplicado ao solo via DLS nas doses de 150 e 300 m³ ha⁻¹ ano foi prontamente decomposta em 30 dias (PLAZA, GARCIA-GIL, POLO, 2007).

Embora o CBM seja indicador biológico sensível a mudanças no solo, a sua resposta é dependente tanto do C aplicado via resíduo quanto da dinâmica de entrada de C ao longo do tempo (CARTER; CAMPBELL, 2006). Outras investigações mostram que as doses de DLS não influenciaram o CBM do solo. A aplicação de 40 a 160 kg ha⁻¹ de DLS em solo argilo-arenoso (Orthic Humo-Ferric Podzol), por 5 anos não alterou o CBM (CARTER; CAMPBELL, 2006). Essas observações são corroboradas pelas observações no presente estudo em que o CBM também não foi influenciado pelas doses de DLS, mas apenas pelo manejo do solo (Tabela 4.3 e Figura 4.1).

Tabela 4.3 – Efeito do manejo do solo (MS), das doses de dejetos líquidos de suínos (DLS), da interação entre MS e DLS, desdobramento do efeito de DLS no plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD) e os respectivos valores de *P* do teste F nos atributos microbiológicos, em LATOSSOLO Vermelho distroférico, em 4 profundidades.

Tratamentos	CBM	CBM/COT	Bactérias	Fungos	Nitrificantes	Amonificantes
Profundidade 0-10 cm						
Teste F- valor- <i>p</i>						
MS	0,008	0,018	0,683	0,526	0,185	0,178
DLS	0,642	0,644	0,494	0,178	0,782	0,309
MS x DLS	0,981	0,953	0,720	0,131	0,061	0,859
PC DLS	ns	ns	ns	ns	ns	ns
SPD DLS	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV%	18,53	21,38	7,04	10,90	9,62	9,34
Profundidade 10-20 cm						
Teste F- valor- <i>p</i>						
MS	0,011	0,088	0,605	0,749	0,679	0,209
DLS	0,279	0,203	0,934	0,523	0,108	0,676
MS x DLS	0,947	0,739	0,786	0,620	0,142	0,838
PC DLS	ns	ns	ns	ns	ns	ns
SPD DLS	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV%	22,04	17,71	10,56	28,44	13,52	9,64
Profundidade 20-40 cm						
Teste F- valor- <i>p</i>						
MS	0,867	0,717	0,521	0,568	0,075	0,505
DLS	0,977	0,841	0,072	0,430	0,596	0,676
MS x DLS	0,934	0,937	0,169	0,620	0,569	0,988
PC DLS	ns	ns	ns	ns	ns	ns
SPD DLS	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV%	18,74	22,59	11,44	29,45	14,79	10,88
Profundidade 40-60 cm						
Teste F- valor- <i>p</i>						
MS	0,871	0,313	0,721	0,324	0,577	0,783
DLS	0,932	0,626	0,726	0,968	0,480	0,105
MS x DLS	0,823	0,944	0,828	0,492	0,619	0,105
PC DLS	ns	ns	ns	ns	ns	ns
SPD DLS	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CV%	21,74	22,96	18,35	28,43	13,76	7,88

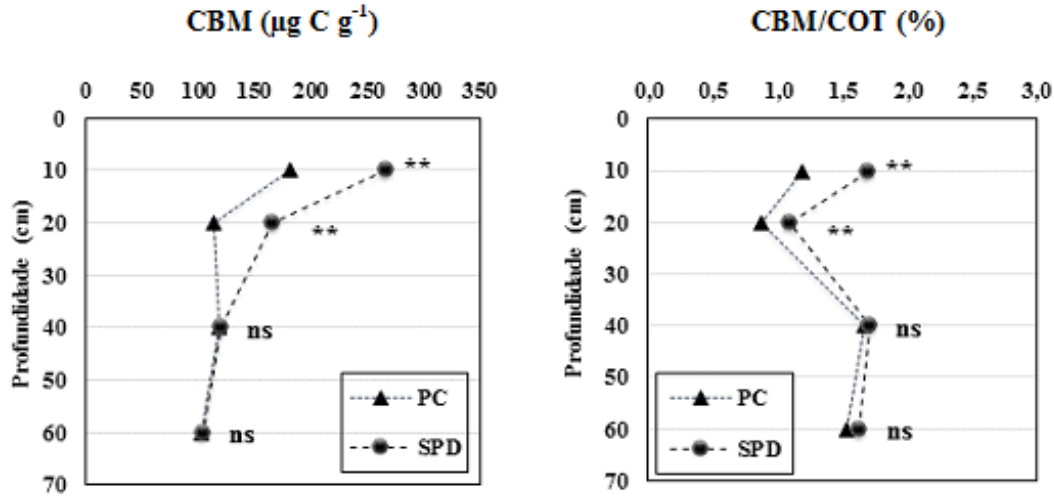
**, * = significativo a 5% e 1%, respectivamente, pelo teste F. ns = não significativo ($p \leq 0,05$).

Alterações no CBM no curto prazo foram observadas como consequência da aplicação de DLS ao solo, atingindo valores máximos após 20 dias, seguindo-se redução com o tempo (GUERRERO et al., 2007). Durante a primeira fase (0 a 14-30 dias) da adição de dejetos ao solo, especialmente a maior dose, houve aumento do CBM, porém estes incrementos não persistiram e diminuíram gradativamente ao longo de 30-120 dias (PLAZA; GARCIA-GIL; POLO, 2007). Essa pode ser a razão de não terem sido observados efeitos da aplicação do DLS sobre o CBM no presente estudo, uma vez que a amostragem do solo foi realizada 44 dias após a aplicação do resíduo.

A quantidade de bactérias no solo foi 1,5 vezes maior que a de fungos em todas as profundidades (Tabela 4.3). Em geral, as bactérias dominam a comunidade microbiana em solos caracterizados por altos níveis de perturbação, alta disponibilidade de nutrientes, pH próximo à neutralidade e muitas vezes com baixos teores de matéria orgânica (VAN DER HEIJDEN et al., 2008). Apesar da ausência de efeito do manejo do solo sobre a contagem de bactérias, outros estudos demonstram que a sazonalidade pode promover variação na comunidade bacteriana entre os sistemas de manejo. Tais variações podem ser atribuídas à maior umidade do solo no SPD, o que é mais favorável às bactérias (FERREIRA et al., 2017).

Em relação à distribuição da densidade de fungos e bactérias entre as camadas de solo, maiores alterações foram observadas na densidade de fungos, que tiveram redução de 35% de 0-10 cm para 40-60 cm, enquanto que a densidade de bactérias, microrganismos oxidantes do nitrito e microrganismos amonificadores decresceram em média apenas 10% (Tabela 4.3). É notório que nas camadas superficiais do solo, devido a maiores teores de nutrientes e matéria orgânica, ocorre o favorecimento de microrganismos heterotróficos. Contudo, à medida que os substratos se tornam restritos com o aumento da profundidade há uma redução acentuada de grupos de microrganismos do solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Figura 4.1 - Efeito do manejo do solo sob plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD) no carbono da biomassa microbiana (CBM) e na relação CBM/COT em LATOSSOLO Vermelho distroférico, em 4 profundidades.



** = significativo a 5% pelo teste F. ns = não significativo ($p > 0,05$).

Os microrganismos quimiorganotróficos também são classificados fisiologicamente como autóctones, que possuem baixa taxa de crescimento em solos contendo substratos de difícil oxidação e, zimógenos que apresentam alta taxa de crescimento quando resíduos orgânicos de fácil decomposição (glicose, proteínas, amido, celulose) são adicionados ao solo. A denominação *estrategistas-r versus estrategistas-k* é comumente usada para descrever atributos ecológicos de plantas e animais, mas são equivalentes à classificação fisiológica de microrganismos autóctones e zimógenos (FIERER; BRADFORD; JACKSON, 2007; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; PAUL; CLARK, 1996).

Organismos copiotróficos, considerados zimógenos ou *estrategistas-r*, têm maiores taxas de crescimento, maior variabilidade no tamanho das comunidades e menor afinidade por substrato diante de alta disponibilidade de nutrientes que organismos oligotróficos. Estes últimos, considerados autóctones ou *estrategistas-k*, quando expostos ao estresse ambiental, são mais competentes que os copiotróficos (FIERER; BRADFORD; JACKSON, 2007; PAUL; CLARK, 1996).

A manutenção dos restos culturais na superfície do solo sob SPD promove o aumento do CBM devido a incrementos no conteúdo de COT e a disponibilidade de nutrientes. Por consequência, ocorre o aumento dos microrganismos copiotróficos, que degradam rapidamente a matéria orgânica de estruturas simples e prontamente disponíveis. Todavia, após o declínio dos compostos orgânicos de fácil degradação há uma redução dos teores de

CBM. Nesta etapa, provavelmente existe o predomínio de microrganismos oligotróficos, caracterizados por crescimento lento, porém mais competentes na degradação de substratos complexos, como a lignina, realizada por actinobactérias e fungos especialistas. Essa etapa do processo de decomposição pode contribuir para a formação de matéria orgânica no solo pela humificação, resultado da produção de substâncias húmicas. Essas condições são mais favorecidas no solo sob SPD devido principalmente à maior biomassa microbiana e disponibilidade de substratos orgânicos do que no PC (Figura 4.1).

No SPD a relação CBM/COT foi significativamente superior quando comparada ao PC a 0-10 cm e 10-20 cm de profundidade (Figura 4.1). A relação CBM/COT é um indicador sensível para avaliar as alterações da matéria orgânica no solo, pois fornece uma medida da disponibilidade de matéria orgânica adicionada ao solo. A razão elevada de CBM/COT indica disponibilidade de substratos orgânicos para a comunidade microbiana que resulta no aumento do CBM. Quando a razão é baixa, indica que a microbiota do solo está sob estresse ambiental, mesmo que os níveis de carbono orgânico permaneçam inalterados (SPARLING, 1992; WARDLE, 1994).

As relações CBM/COT ficaram entre 0,82 a 1,5% no PC, e 1,1 a 1,7% no SPD no perfil do solo, com os menores valores na camada 10-20 cm (Figura 4.1). Estes resultados indicam que as condições para a biomassa microbiana do solo são estressantes em ambos os manejos de solo, embora com um favorecimento proporcionado pelo SPD. Maiores valores de CBM/COT em solo sob SPD (2,2) em relação ao PC (1,1) foram observados em LATOSSOLO Vermelho distrófico, na profundidade de 0-10 cm, após 15 anos de cultivo, com aplicação de $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS (BALOTA et al., 2014). Em outro estudo, após 14 dias de incubação com aplicação de doses de $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS em NEOSSOLO, a relação CBM/Corg chegou a 3,5%, enquanto que no tratamento controle foi de 1,5%.

A análise de componentes principais (ACP) discriminou os tratamentos doses de DLS e manejo do solo sob PC e SPD com base nos atributos químicos (12) e microbiológicos (6) (Figura 4.2). Nas profundidades 0-10 e 10-20 cm, houve clara distinção entre os manejos do solo, sendo que a 10-20 cm também foi possível observar uma ordenação das doses de DLS em cada sistema de manejo. Para as profundidades 20-40 cm e 40-60 cm houve menor distinção entre os tratamentos, sendo que tanto o controle sem aplicação de DLS (PC-0 e SPD-0) quanto a maior dose (PC-120 e SPD-120) apresentaram maior relação entre si, independente do tipo de manejo do solo.

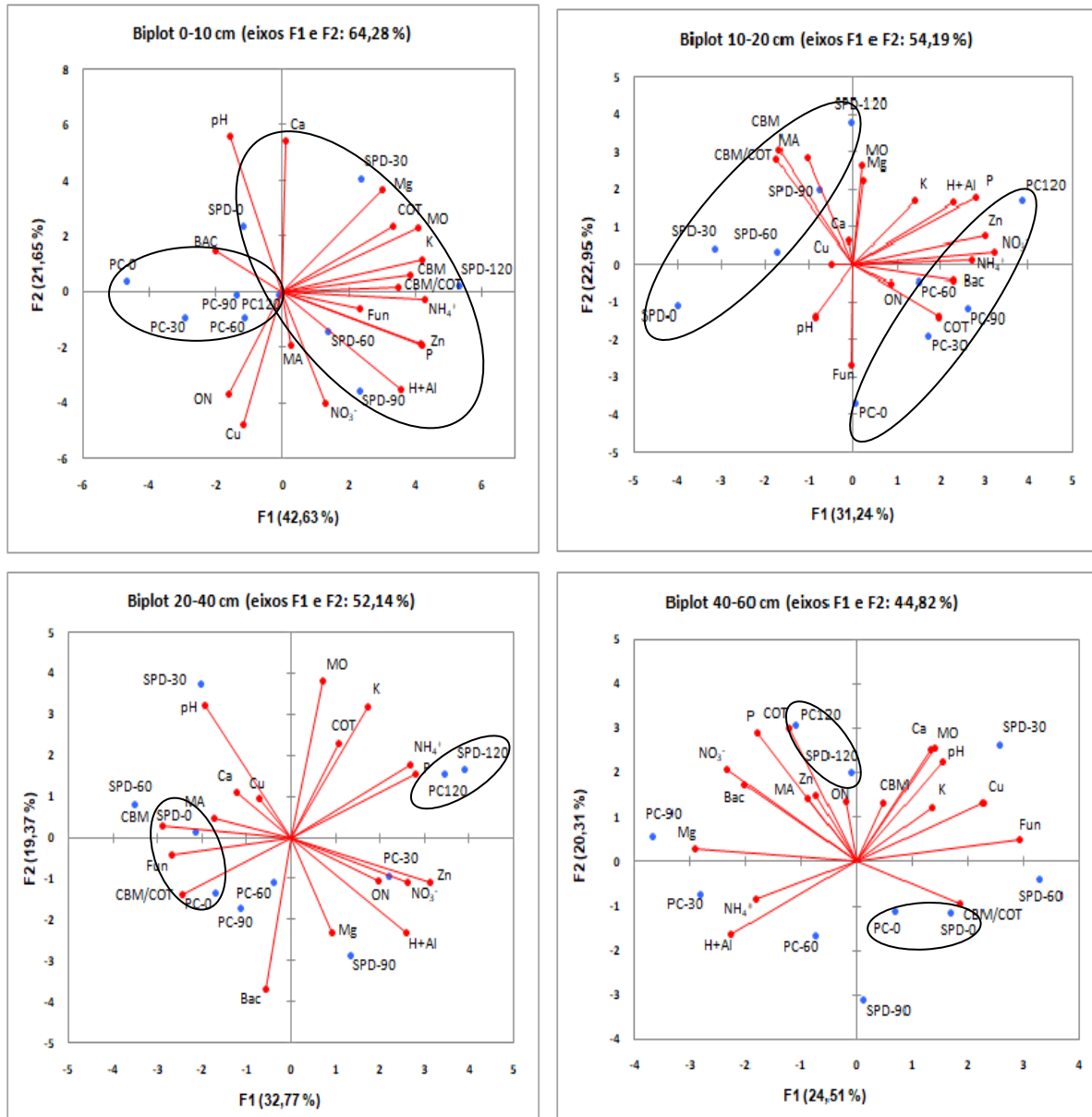
Na profundidade de 0-10 cm, a componente F1 explicou 42,6% da variabilidade, sendo que os tratamentos que mais contribuíram com este componente foi o tratamento SPD-

120, situado na porção positiva do eixo, e o PC-0 e PC-30 que formou um grupo distinto na porção negativa de F1. Os atributos mais relacionados ao componente F1 e ao SPD-120, em sequência decrescente de importância, foram as variáveis NH_4^+ , P, K^+ , Zn^{2+} , MO, CBM, H+Al, CBM/COT, COT e Mg^{2+} . Nesta mesma profundidade, o componente F2 explicou 21,6% da variabilidade, sendo associado aos tratamentos SPD-0, SPD-30, localizados na porção positiva, e o SPD-90 situado na porção negativa do eixo. Nenhuma variável foi fortemente associada ao tratamento SPD-0, enquanto que as variáveis pH e Ca^{2+} foram relacionadas ao tratamento SPD-30, enquanto os valores de Cu^{2+} , NO_3^- e nitrificadores associaram-se ao SPD-90 (Figura 4.2).

Na profundidade de 10-20 cm, os componentes F1 e F2 explicam 54,2 % da variância total dos dados. O componente F1 contribuiu com 31,2%, estando predominantemente associado ao tratamento PC na sua porção positiva, que por sua vez está associado à densidade de bactérias (PC-0), e pelas variáveis NO_3^- , Zn^{2+} , P, NH_4^+ , H+Al (PC-120). Já os tratamentos sob SPD posicionaram-se na porção negativa do eixo F1, especialmente SPD-0 e SPD-30. O componente F2 contribuiu com 22,9% da variabilidade, ao qual se associou o tratamento PC-0 na porção negativa, relacionado com a densidade de bactérias. Na porção positiva, o componente F2 foi fortemente relacionado ao tratamento SPD-120, que por sua vez foi associado aos atributos CBM, DMA, CBM/COT, MO e Mg^{2+} (Figura 4.2).

Na profundidade de 20-40 cm, os componentes F1 e F2 explicam 52,4 % da variância total dos dados. O componente F1 contribuiu com 32,7 % da variabilidade, sendo associado às variáveis Zn^{2+} , H+Al e NO_3^- , relacionadas ao tratamento PC-30 (porção positiva), enquanto que o CBM, densidade de fungos, CBM/COT foram associadas ao tratamento SPD-60 na porção negativa. Já o P e o NH_4^+ foram associados aos tratamentos PC-120 e SPD-120 na porção positiva do componente F1. O componente F2 explicou 19,4 % da variabilidade, ao qual estiveram relacionadas a densidade de bactérias no tratamento SPD-90 na porção negativa, e as variáveis MO, K^+ e pH associadas ao tratamento SPD-30 na porção positiva (Figura 4.2).

Figura 4.2 - Análise de componentes principais para os componentes 1 e 2, baseada em 18 variáveis químicas e microbiológicas em LATOSSOLO Vermelho distroférico que recebeu DLS por 11 anos sob plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD), em 4 profundidades.



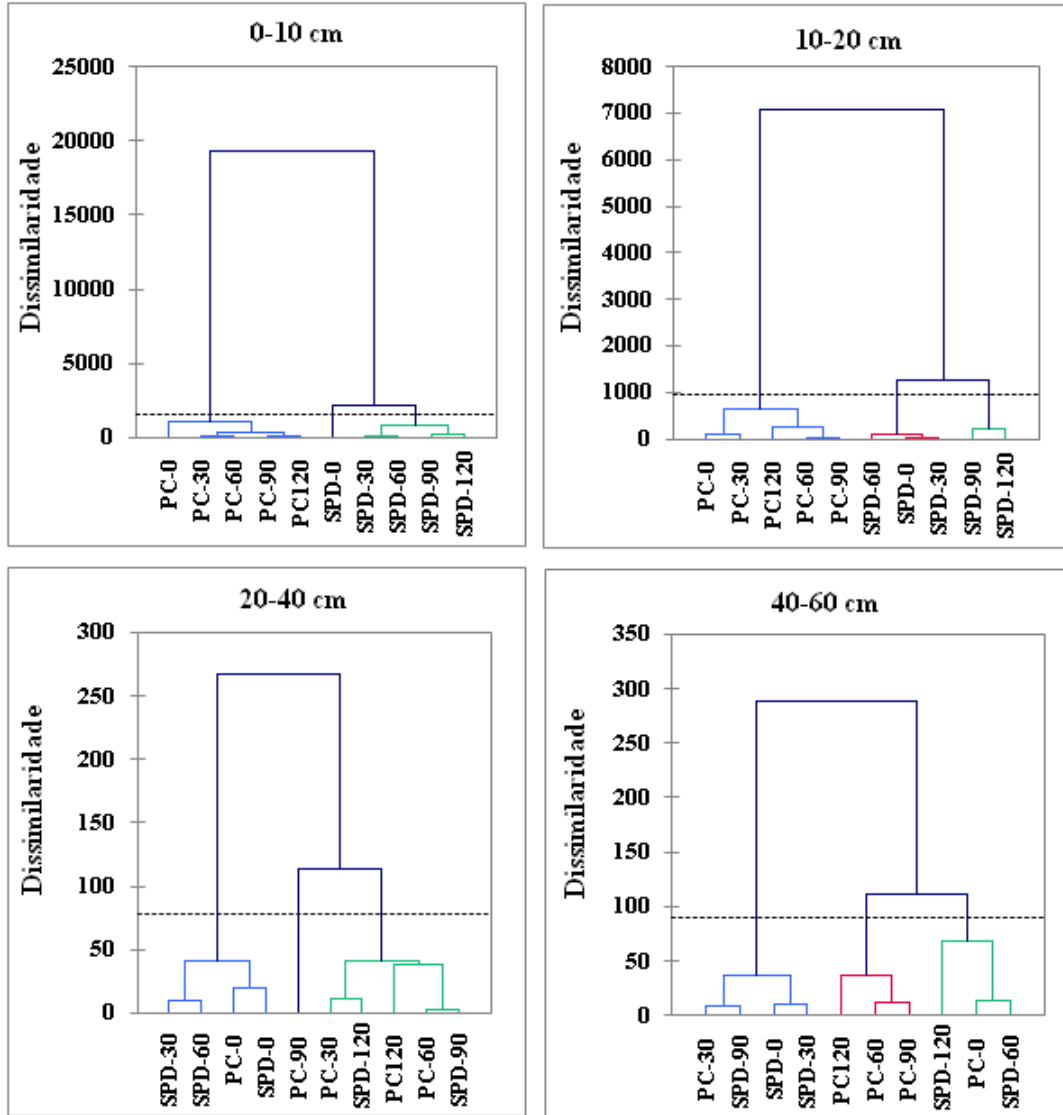
Média de quatro repetições. P e K extraídos por Melich-1; pH determinado em CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹; Ca e Mg extraídos em KCl 1 mol⁻¹, H+Al determinado por SMP; COT: Walkley-Black e MO = matéria orgânica; CBM: carbono da biomassa microbiana; CBM/COT%: carbono da biomassa microbiana em relação ao carbono orgânico total (COT) do solo; Bac: densidade de bactérias; Fun: densidade de fungos; MA: microrganismos amonificadores; ON: microrganismos oxidantes do nitrito. DLS = Dejeito líquido de suínos nas doses de 30, 60, 90 e 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹; PC = plantio convencional e SPD = sistema de plantio direto.

Na profundidade de 40-60, os componentes F1 e F2 explicam 44,8% da variância total dos dados (Figura 4.2). O componente F1 contribuiu com 24,5 % da variância, associado ao tratamento SPD-30 na porção positiva, que por sua vez apresentou relação com as variáveis densidade de fungos e teor de Cu. Na porção negativa do eixo o tratamento PC-90 foi relacionado às variáveis densidade de bactérias, Mg^{2+} e NO_3^- , enquanto que PC-30 foi associado a H+Al. O componente F2 contribuiu com 19,4 % da variância e foi associado aos tratamentos PC-60 e SPD-90 na porção negativa, por sua vez associados às variáveis P e C, bem como ao tratamento PC-120 e SPD-120, associados à MO e Ca^{2+} (Figura 4.2).

Na análise de agrupamento, maiores coeficientes de dissimilaridade entre o PC e SPD foram observados em sequência decrescente na profundidade de 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm (Figura 4.3). A 0-10 cm, houve completa separação do manejo do solo sob PC e SPD, cada qual formando clusters contendo as doses de DLS, sendo que o coeficiente de dissimilaridade a 0-10 cm foi cerca de 2,8 vezes maior do que a 10-20 cm. Entretanto, nas profundidades de 20-40 cm e 40-60 cm, as diferenças entre os agrupamentos atribuídas ao manejo do solo e aplicação de DLS diminuíram (Figura 4.3).

Na profundidade de 0-10 cm, houve discriminação entre PC e SPD com formação de 3 grupos: G1, constituído pelos tratamentos PC-0, PC-30, PC-60, PC-90 e PC-120, sendo que os 3 últimos se agruparam com alta similaridade; G2, formado somente pelo tratamento SPD-0; e G3, formado pelos tratamentos SPD-30, SPD-60, SPD-90 e SPD-120, que apresentaram alta similaridade entre si (Figura 4.3).

Figura 4.3 – Dendrograma de similaridade baseado em 18 variáveis químicas e microbiológicas, em LATOSSOLO Vermelho distroférrico que recebeu DLS por 11 anos, sob plantio convencional (PC) e sistema de plantio direto (SPD), empregando o método de Ward pela distância Euclidiana, em quatro profundidades.



Legenda: 0, 30, 60, 90 e 120= doses de dejetto líquido de suínos em $m^3 ha^{-1} ano^{-1}$; PC= plantio convencional e SPD= sistema de plantio direto.

Na profundidade de 10-20 cm houve formação de 3 grupos: G1 constituído pelos tratamentos PC e todas as doses de DLS; G-2 formado pelos tratamentos SPD-0, SPD-30 e SPD-60; e G3, formado pelo SPD-90 e SPD-120. Já nesta profundidade houve alterações no agrupamento sob SPD-DLS, com aumento da similaridade entre os tratamentos do G-2 e entre os tratamentos formados pelo G-3 (Figura 4.3).

Na profundidade de 20-40 cm, foram formados 3 grupos, sendo o G1 formado pelos tratamentos SPD-30, SPD-60, PC-0 e SPD-0; G2 formado por PC-90; e G3, formado pelos tratamentos PC-30, SPD-120, PC-120, PC-60 e SPD-90. Na profundidade 40-60 cm também foram formados 3 grupos: G1 pelos tratamentos PC-30, SPD-90, SPD-0 e SPD-30; G-2, formado pelos tratamentos PC-120, PC-60, PC-90; e G3, pelos tratamentos SPD-120, PC-0 e SPD-60 (Figura 4.3).

4.6 CONCLUSÕES

O sistema de plantio direto em LATOSSOLO Vermelho distroférico, após 11 anos da aplicação de DLS aumenta a biomassa microbiana e a relação CBM/COT nas camadas superficiais do solo.

O plantio convencional (PC) e o sistema plantio direto (SPD) não influenciam a densidade de bactérias, fungos, oxidantes do nitrito e amonificadores nas camadas até a 60 cm de profundidade.

Não há interação entre manejo do solo e as aplicações de doses de dejetos líquido de suínos nas variáveis microbiológicas, após 11 anos cultivados sob plantio convencional e sistema de plantio direto até 60 cm de profundidade, em LATOSSOLO Vermelho distroférico.

Ocorre discriminação entre os manejos sob plantio convencional e plantio direto e as doses de DLS, principalmente, nas camadas de 0-10 cm e de 10-20 cm do solo.

REFERÊNCIAS

- ADDINSOLFT. **XLSTAT- Base**. Software para análise estatística em excel. França: Addinsolft, 2002. Disponível em: <[http:// www.xlstat.com/](http://www.xlstat.com/)>. Acesso em: 15 jan. 2015.
- AITA C.; GIACOMINI, S. J.; HUBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 1, p. 94-102, jan. 2007.
- ANDRADE, D. S.; MIYAZAWA, M.; HAMAKAWA, P. J. Microrganismos amonificadores e nitrificadores. HUNGRIA, M.; ARAUJO, R. S. (Ed.) **Manual de Métodos Empregados em Estudos de Microbiologia Agrícola**. Brasília: EMBRAPA, 1994. cap. 17, p. 354-367.
- BALOTA, E. L.; MACHINESKI, O.; MATOS, M. A. Soil microbial biomass under different tillage and levels of applied pig slurry. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 5, p. 487-495, 2012.
- BALOTA, E. L.; MACHINESKI, O.; TRUBER, P. V. Soil carbon and nitrogen mineralization caused by pig slurry application under different soil tillage systems. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 5, p. 515-521, 2010.
- BALOTA, E. L.; MACHINESKI, O.; TRUBER, P. V. Soil enzyme activities under pig slurry addition and different tillage systems. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 33, n. 4, p. 729-737, 2011.
- BALOTA, E. L. et al. Soil microbial properties after long-term swine slurry application to conventional and no-tillage systems in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 490, n. 15, p. 397-404, 2014.
- BOETTINGER, J. et al. **Illustrated guide to soil taxonomy**. Lincoln, Nebraska: U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, 2014. 552 p.
- CARTER, M. R.; CAMPBELL, A. J. Influence of tillage and liquid swine manure on productivity of a soybean-barley rotation and some properties of a fine sandy loam in Prince Edward Island. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 86, n. 4, p. 741-748, 2006.
- 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 dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p. 1287-1295, 2005.
- DIAS-JUNIOR, H. E. et al. Metais pesados, densidade e atividade microbiana em solo contaminado por rejeitos de indústria de zinco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, n. 4, p. 631-640, dez. 1998.
- FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.

FERREIRA, E. A. B. et al. Dinâmica do carbono da biomassa microbiana em cinco épocas do ano em diferentes sistemas de manejo do solo no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1625-1635, 2007.

FERREIRA, E. P. de B.; STONE, L. F.; MARTIN-DIDONET, C. C. G.. População e atividade microbiana do solo em sistema agroecológico de produção. **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, n. 1, p. 22-31, 2017.

FIERER, N.; BRADFORD, M. A.; JACKSON, R. B. Toward an ecological classification of soil bacteria. **Ecology**, v. 88, n. 6, p. 1354-1364, 2007.

GOLDIN, A. Reassessing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in noncalcareous soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 18, n. 10, p. 1111-1116, 1987.

GUERRERO, C. et al. Microbial biomass and activity of an agricultural soil amended with the solid phase of pig slurries. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 17, p. 3259–3264, 2007.

JAHNEL, M. C.; CARDOSO, E. J. B. N.; DIAS, C. T. S. Determinação do número mais provável de microrganismos do solo pelo método de plaqueamento por gotas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 3, p. 553-559, 1999.

KEMPERS, A. J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 17, n. 7, p. 715-723, 1986.

LALANDE, R. et al. Soil microbial biomass and enzyme activity following liquid hog manure application in a long-term field trial. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 80, n. 2, p. 263-269, 2000.

LOURENZI, C. R. et al. Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 5, p.1827-1836, 2011.

MERCANTE, F. M. et al. Biomassa microbiana, em um Argissolo Vermelho, em diferentes, em diferentes coberturas vegetais, em área cultivada com mandioca coberturas vegetais, em área cultivada com mandioca. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 30, n. 4, p. 479-485, 2008.

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

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.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2. ed. San Diego, Calif., USA: Academic Press, 1996. 340 p.

PAVAN, M. A. et al. **Manual de análise química de solo e controle de qualidade**. Londrina: IAPAR, 1992. p. 40 (IAPAR. Circular, 76).

PLAZA, C. et al. Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, n. 10, p. 1577-1585, 2004.

PLAZA, C.; GARCIA-GIL, J. C.; POLO, A. Microbial activity in pig slurry-amended soils under aerobic incubation. **Biodegradation**, v. 18, n. 2, p. 159–165, 2007.

SANTOS, H.G.D. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. Rio de Janeiro: EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2013. 353p.

RENELLA, G. et al. Effects of Cd, Zn, or both on soil microbial biomass and activity in a clay loam soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 43, n. 6, p. 751–758, 2007.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2013. 353 p.

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Long-term swine manure fertilization and its effects on soil chemical properties in Santa Catarina, southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p.1375-1383, 2010.

SILVA, F. C. da (Ed.). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627 p.

SPARLING, G. P.; WEST, A.W. A direct extraction method to estimate soil microbial C: Calibration *in situ* using microbial respiration and ¹⁴C labeled sells. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 20, n. 3, p. 337-343, 1988.

SPARLING, G. P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. **Australian Journal of Soil Research**, v. 30, n. 5, p. 195-207, 1992.

SURESH, A.; CHOI, H. L.; ZHUKUN. Kinetics of chemical properties and microbial quantity in soil amended with raw and processed pig slurry. **Asian-Australasian Journal of Animal Sciences**, v. 22, n. 5, p. 732–739, 2009.

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

VAN DER HEIJDEN, M. G. A; BARDGETT, R. D.; STRAALLEN, N. M. V. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. **Ecology Letters**, v. 11, n. 3, p. 296-310, 2008.

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. cap. 6, p.195-216.

5 ARTIGO C: ATRIBUTOS QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS EM SOLO SOB DIFERENTES MANEJOS APÓS 18 ANOS DE APLICAÇÕES DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS

5.1 RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar atributos químicos e microbiológicos em solo sob plantio convencional (PC) ou sistema de plantio direto (SPD) que recebeu aplicações de dejetos líquidos de suínos (DLS) por 18 anos. O estudo foi realizado em 2014, no décimo oitavo ano de aplicações consecutivas de DLS. O experimento foi instalado em 1996, no município de Palotina, Paraná, em um LATOSSOLO Vermelho distroférrico, textura argilosa. Os tratamentos consistiram de aplicações de DLS nas doses de 0, 30, 60, 90 e 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, na superfície do solo sob PC ou SPD, divididas em duas aplicações anuais, inverno e verão. O SPD aumentou os teores de nutrientes, principalmente P, Zn²⁺, Mn²⁺, NH₄⁺ a 0-10 cm, e Cu²⁺ e Mn²⁺ a 10-20 cm. A aplicação de DLS, independente do manejo do solo, aumentou linearmente os teores de P, C, MO, Mg²⁺, Cu²⁺, Zn²⁺, Mn²⁺, Na⁺ NO₃⁻ e condutividade elétrica na profundidade de 0-10 cm, porém esses efeitos diminuíram em profundidade. Os efeitos da aplicação de DLS nos atributos químicos do solo dependeram do manejo, e diferiram em profundidade. Em todas as profundidades, a aplicação de DLS ao solo sob PC aumentou os teores de P, Cu²⁺ e a condutividade elétrica, enquanto sob SPD aumentou os teores de P, Mg²⁺, Zn²⁺ e condutividade elétrica. As concentrações de Cu²⁺ e Zn²⁺ nos dois sistemas ficaram abaixo dos valores críticos estabelecidos pelo CONAMA (2009). O sistema de plantio direto aumentou o CBM, NBM e as atividades das enzimas β-glicosidase, desidrogenase, fosfatase alcalina, celulase, arilsulfatase e urease a 0-10 cm, enquanto a 10-20 cm houve incrementos na β-glicosidase e desidrogenase. A aplicação de DLS aumentou o C da biomassa microbiana e as atividades das enzimas fosfatase ácida e β-glicosidase a 0-10 cm. No PC, o DLS aumentou a atividade da β-glicosidase, enquanto que no SPD o DLS aumentou o C da biomassa microbiana. Em geral, SPD e a aplicação de DLS melhoram a fertilidade, o C da biomassa microbiana e atividades enzimáticas do solo.

Palavras-chave: Biomassa microbiana. Cobre. Enzimas do solo. Sistema plantio direto. Zinco.

CHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL ATTRIBUTES IN A SOIL UNDER DIFFERENT MANagements AFTER 18 YEARS OF APPLICATIONS OF SWINE LIQUID SLURRY

5.2 ABSTRACT

The objective of this work was to evaluate chemical and microbiological attributes in a soil under conventional tillage (CT) or no-tillage (NT) system that received applications of swine liquid slurry (SLS) for 18 years. The study was conducted in 2014, in the eighteenth year of consecutive applications of SLS, in an experiment installed in 1996 in the municipality of Palotina, Paraná, Brazil, in a clay Oxisol. The treatments consisted of SLS applications at 0, 30, 60, 90 and 120 m³ ha⁻¹ year⁻¹ on the soil surface under both managements, split in spring and summer applications. The NT favored higher nutrient contents, mainly P, Zn²⁺, Mn²⁺,

NH_4^+ at 0-10 cm, and Cu^{2+} and Mn^{2+} at 10-20 cm of soil layer. The applications of SLS, regardless of the soil management, increased the levels of P, C, MO, Mg^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} , Na^+ , NO_3^- and electrical conductivity linearly at 0-10 cm, and these effects decreased in depth. The effects of the application of SLS on the chemical attributes depended on the soil management, and differed in depth. At all depths, the applications of SLS in soil under CT increase the levels P, Cu^{2+} and electrical conductivity, whereas under NT increases the concentrations of P, Mg^{2+} , Zn^{2+} and the electrical conductivity. The NT system increases the MBC, MBN and the activities of β -glucosidase, dehydrogenase, alkaline phosphatase, cellulase, arylsulfatase and urease at 0-10 of soil layer. At 10-20 cm under NT, there were increases in the activities of β -glucosidase and dehydrogenase. The application of SLS increased the microbial biomass and activities of acid phosphatase and β -glucosidase at 0-10 cm of soil depth. The SLS applied in the soil under CT increased the activity of β -glucosidase, whereas the application of SLS in the soil under NT increased the MBC. In general, the effects of NT and the application of SLS improved the soil fertility, microbial biomass carbon and the soil enzyme activities.

Keywords: Copper. Microbial biomass. No-tillage. Soil enzymes. Zinc.

5.3 INTRODUÇÃO

O uso de dejetos líquidos de suínos (DLS) como fonte de nutrientes em solo agrícola pode substituir ou complementar a demanda por fertilizantes químicos por algumas culturas, além de reduzir os custos de produção.

A aplicação de DLS ao solo pode melhorar sua fertilidade e a produtividade das culturas (ANGERS et al., 2010; ASSMANN et al., 2009; MATTIAS et al., 2010). O uso de DLS aumentou os teores de C, N e P em longo prazo e de forma diferenciada no perfil de um solo sob pastagem (ANGERS et al., 2010). Outros autores indicaram que a dose de $50 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS seria suficiente para aumentar os teores de nutrientes no solo, mas não os de C. A aplicação de DLS incrementou a produção de forragem e os teores de nutrientes, principalmente N, P, K^+ , Ca^{2+} na pastagem de aveia+azevém (ASSMANN et al., 2009). O uso de DLS aumentou ainda a disponibilidade de Cu^{2+} , Zn^{2+} e Mn^{2+} , cujos teores dependem do tipo de solo, sendo que os valores críticos para Cu^{2+} podem ser alcançados e excedidos mais rapidamente do que os de Zn^{2+} (MATTIAS et al., 2010).

A aplicação de resíduos ao solo pode alterar a diversidade e a atividade dos organismos que o habitam, o que depende de sua composição, das doses aplicadas, do tempo de exposição e das condições do ambiente. Geralmente, o carbono da biomassa microbiana (CBM) e a atividade respiratória e enzimática são os primeiros atributos a sofrerem efeitos dos poluentes presentes nos resíduos. Embora efeitos negativos possam ser observados na presença de algum contaminante tóxico, efeitos positivos são frequentemente observados

como resultado dos efeitos benéficos da matéria orgânica nos atributos do solo e na disponibilidade de nutrientes (MELO, 2007).

Em estudo com a aplicação sucessiva de DLS por 2 e 14 anos em NEOSSOLO Regolítico na camada de 0-10 cm sob pastagem, não houve efeitos no CBM, mas houve aumento nas atividades de esterases, estimadas pela hidrólise do diacetado de fluoresceína (FDA), e urease. Entretanto, existe um efeito sazonal em função de épocas de amostragem e do estágio de desenvolvimento das culturas sobre essas variáveis (SILVA et al., 2015). Em experimentos de longa duração, o CBM em LATOSSOLO Vermelho distroférico e as atividades da arilsulfatase e fosfatase ácida foram influenciadas pelo manejo do solo e pelas doses de DLS (BALOTA et al., 2014).

O solo manejado sob plantio convencional (PC) geralmente difere física, química e biologicamente do solo manejado sob sistema de plantio direto (SPD), o que pode interferir na dinâmica de resíduos e poluentes aplicados. O SPD é um tipo de manejo conservacionista, que por manter os resíduos vegetais na superfície, favorece a manutenção e até o aumento dos teores de matéria orgânica do solo. A matéria orgânica desempenha funções fundamentais para o funcionamento do solo e está diretamente relacionada com a atividade biológica, ciclagem de nutrientes, agregação, dinâmica de água, dentre outros, contribuindo para a melhoria da qualidade do solo (ROSCOE et al., 2006). Práticas contínuas de manejo conservacionista aumentaram os teores de matéria orgânica do solo em longo prazo, concentração de nutrientes e CBM, o que coincidiu com o aumento de produtividade das culturas (WANG et al., 2008).

Em geral, em regiões com intensa produção suinícola, os dejetos são sucessivamente aplicados ao solo sob diferentes manejos, o que pode causar impactos nas suas características químicas, físicas e microbiológicas, o que torna necessário o monitoramento dessas áreas para evitar danos ambientais. O objetivo deste trabalho foi avaliar atributos químicos e microbiológicos do solo que recebeu aplicações de dejetos líquidos de suínos por 18 anos, sob plantio convencional e sistema de plantio direto.

5.4 MATERIAL E MÉTODOS

Descrição da área e delineamento experimental

O estudo foi realizado em 2014, no décimo oitavo ano de aplicações consecutivas de DLS em solo sob PC e SPD, no município de Palotina, Paraná (24°18' 50.47"S e 53°54'13.35"W, altitude 308 m). O clima da região é subtropical úmido (*Cfa*), e o solo foi classificado como LATOSSOLO Vermelho distroférico (SANTOS et al., 2013), textura argilosa (62% argila na profundidade de 0-20 cm), com declividade entre 0,5 a 3%.

Os tratamentos consistiram de aplicações de DLS nas doses de 0, 30, 60, 90 e 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, na superfície do solo sob PC ou SPD, cultivado com ciclos de rotações com soja/trigo (*Glycine max* (L.) Merrill/*Triticum aestivum*); milho/aveia+ervilhaca (*Zea mays* L./*Avena sativa*+*Vicia sativa*); soja/nabo forrageiro (*Raphanus sativus*). O DLS sempre foi aplicado parcelado em duas vezes ao ano, metade no início dos cultivos de verão e metade no início dos cultivos de inverno.

O delineamento experimental foi em blocos casualizados com parcelas subdivididas, em quatro repetições. Na parcela foram implantados os sistemas de manejo do solo sob PC e SPD e nas subparcelas foram aplicadas as doses de DLS (0, 30, 60, 90 e 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹).

No ano da amostragem, a rotação de culturas foi soja/ feijão IPR-Colibri/aveia granífera cultivar URS-Galderia e milho cultivar IPR 114. Em 24/06/2014, após o cultivo do feijão, foram feitas as aplicações das doses de DLS ao solo, seguido de semeadura da Aveia IAPAR-61/Ibiporã. Em 17/10/2014, após o cultivo da aveia e 113 dias após a última aplicação de DLS, foram coletadas amostras de solo constituídas por 3 subamostras compostas nas camadas 0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm do solo. As médias das características físico-químicas do DLS empregado na última aplicação ao solo são apresentadas na tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Características físico-químicas do dejetos líquido de suínos (DLS) utilizado na área experimental no ano de 2014.

N	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Mn ²⁺	Na ⁺	Sólidos	pH	CE
Totais											
----- g L ⁻¹ -----											mS cm ⁻¹
5,5	3,9	1,4	3,3	2,1	0,012	0,225	0,06	0,60	58,2	7,4	10,7

CE= condutividade elétrica.

Amostragem do solo e análises químicas e microbiológicas

Para as análises químicas, as amostras foram secas a 60 °C e peneiradas (2 mm). Foram determinados o teor de C (COT) pela oxidação com $K_2Cr_2O_7$ em meio ácido, pH (CaCl₂), H+Al (SMP) por titulação, Ca²⁺ e Mg²⁺ (KCl) por espectrofotometria de absorção atômica, P, K⁺ e Na⁺ (Mehlich-1), sendo P por análise colorimétrica e K⁺ e Na⁺ por fotometria de chama (PAVAN et al., 1992). Os micronutrientes Cu²⁺, Zn²⁺ e Mn²⁺ foram determinados por Plasma de Acoplamento Indutivo (Inductively Coupled Plasma-ICP), e condutividade elétrica segundo método descrito por SILVA et al. (2009). Para a determinação da concentração de nitrato utilizou-se o método descrito por MYAZAWA et al. (1985) e para os teores de amônio empregou-se a metodologia descrita por KEMPERS e ZWEERS (1986).

Para as análises microbiológicas, as amostras foram peneiradas (2 mm) e armazenadas a 5 °C. O carbono (CBM) e o nitrogênio (NBM) da biomassa microbiana foram estimados pelo método de fumigação-extração (BROOKES et al., 1985; VANCE; BROOKES; JENKINSON, 1987), utilizando o fator de correção K_C de 0,33 para CBM e K_N de 0,54 para NBM (SPARLING; WEST, 1988). O índice qMic foi calculado pela relação CBM/COT. A atividade das enzimas fosfatase ácida (FAc), fosfatase alcalina (FAI), urease (URE), β -glicosidase (GLU), desidrogenase (DES) e arilsulfatase (ARI) foram determinadas pelo método descrito por Tabatabai (1994). A atividade da celulase foi avaliada conforme metodologia descrita por Schinner e Von Mersi (1990). A atividade de hidrólise do diacetado de fluoresceína (FDA- Fluorescein Diacetate hydrolysis) foi analisada segundo a técnica descrita por Schnurer e Rossawall (1982).

Análise estatística

A análise de variância com aplicação do teste F ($p < 0,05$) foi realizada com o programa SISVAR v. 4.6 (FERREIRA, 2011). No caso de efeito significativo, aplicou-se ajuste de regressão polinomial ($p < 0,05$) para DLS e o teste de Tukey ($p < 0,05$) para o manejo do solo.

5.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Atributos Químicos

No SPD os teores de P, Zn²⁺, Mn²⁺ e NH₄⁺ a 0-10 cm foram maiores que no PC (Tabela 5.2). A 10-20 cm houve aumentos nos teores de NH₄⁺ no SPD e Cu²⁺, Mn²⁺, e condutividade elétrica no PC, provavelmente devido a homogeneização destes nutrientes nessa camada devido ao revolvimento do solo. Na profundidade de 20-40 cm, houve maiores teores de Mn²⁺ no SPD. Para as demais variáveis não houve diferenças entre o manejo do solo em todas as profundidades. Maiores concentrações dos nutrientes encontra-se na camada

superficial do solo, ocorrendo decréscimos progressivos com o aumento da profundidade, exceto para NH_4^+ e NO_3^- , que apresentaram maiores teores na camada de 10-20 cm (Tabela 5.2).

Considerando a classe textural do solo do experimento (62% de argila), os teores de P estão acima de 12 mg dm^{-3} e por isso são considerados “Muito altos” (CQFSRS/SC, 2004). Independente do manejo do solo, os teores trocáveis de Ca^{2+} , Mg^{2+} e dos micronutrientes Cu^{2+} , Zn^{2+} e Mn^{2+} são considerados “altos”, enquanto o K^+ é considerado “muito alto”, além de elevada acidez, com valores médios de pH de 4,8 (CQFSRS/SC, 2004). Não foi realizada calagem na área desde que o experimento foi instalado, entretanto esperava aumento dos valores de pH do solo devido ao DLS, já que o pH do resíduo é superior a 7,0. Sucessivas aplicações de DLS podem elevar o pH do solo para valores de 5 a 6,0 (LOURENZI et al., 2011), mas o processo de nitrificação do N mineral fornecido com o DLS promove o processo inverso. Entretanto, a magnitude de variação do pH vai depender da capacidade tamponante do solo.

Os teores de C no solo a 0-10 cm foram de $14,6$ e $16,8 \text{ g dm}^{-3}$ no PC e SPD, respectivamente (Tabela 5.2). Estes teores são similares aos reportados por Balota et al. (2014), que também não observaram diferenças significativas nos teores de C na camada superficial do solo sob PC ($15,34 \text{ g dm}^{-3}$) e SPD ($22,34 \text{ g dm}^{-3}$), após 15 anos de cultivo nesta mesma área. Wang et al. (2008) mostram que em experimentos conduzidos por 16 anos sob SPD em Cambisolo (33% argila) cultivado com trigo, houve aumentos em 29,3% nos teores de MO e em 97% na disponibilidade de P na profundidade de 0-5 cm em comparação ao PC.

Tabela 5.2 - Efeito do manejo do solo (PC e SPD) por 18 anos nos atributos químicos em LATOSSOLO Vermelho distroférico, em três profundidades.

Manejo	P	C	MO	pH	H+Al	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Mn ²⁺	Na ⁺	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	CE
	mg dm ⁻³	g dm ⁻³	g dm ⁻³		-----	cmol _c dm ⁻³	-----		-----	-----	mg kg ⁻¹	-----	-----	-----	μS cm ⁻¹
0-10 cm															
PC	41,4b	14,6	25,1	4,8	6,5	4,5	2,2	1,0	34,2	20,7b	155,2b	11,3	0,4b	1,9	343,1
SPD	70,5a	16,8	28,9	4,8	7,0	5,1	2,4	1,0	34,0	34,0a	170,2a	8,7	0,5a	2,0	368,4
valor- <i>p</i>	0,018	0,152	0,152	0,625	0,22	0,091	0,255	0,464	0,896	0,026	0,011	0,057	0,009	0,263	0,454
CV (%)PC	19,4	16,9	16,9	2,6	10,9	9,0	11,4	14,3	12,0	21,7	2,6	19,6	3,4	11,2	21,1
CV (%)SPD	21,9	12,2	12,2	4,2	10,5	17,1	12,8	26,3	14,1	17,1	6,9	29,3	6,4	27,4	12,7
10-20 cm															
PC	23,7	13,7	23,6	4,7	7,3	4,4	1,7	0,7	26,0a	13,9	142,7a	7,3	0,3b	2,0	207,9a
SPD	19,3	14,1	24,2	4,9	6,6	4,4	1,9	0,8	23,3b	10,5	120,5b	7,3	1,7a	2,3	145,1b
valor- <i>p</i>	0,078	0,815	0,815	0,386	0,244	0,970	0,281	0,873	0,004	0,101	0,042	0,992	0,006	0,353	0,037
CV (%)PC	16,5	26,2	26,2	9,1	17,1	17,9	14,1	33,3	1,9	26,3	9,7	46,2	31,9	27,3	19,3
CV (%)SPD	22,8	17,4	17,4	5,2	11,9	19,7	11,3	18,5	9,2	17,4	8,4	43,1	36,1	29,3	12,0
20-40 cm															
PC	3,0	9,0	15,4	5,2	4,7	4,6	1,4	0,5	22,0	4,3	74,4b	6,0	0,2	1,7	129,9
SPD	3,4	10,2	17,6	5,2	4,7	4,6	1,5	0,5	22,8	4,6	85,5a	4,7	0,2	1,6	122,7
valor- <i>p</i>	0,355	0,456	0,456	0,930	0,967	0,935	0,632	0,669	0,464	0,543	0,009	0,185	0,223	0,254	0,143
CV (%)PC	28,5	40,1	40,1	9,6	4,2	15,7	26,5	10,4	11,5	27,2	3,67	34,2	8,6	14,5	6,6
CV (%)SPD	27,8	11,7	11,7	4,2	5,5	11,3	8,3	22,4	7,2	20,4	17,63	41,26	20,7	28,5	12,9

PC: plantio convencional; SPD: sistema de plantio direto. CE: Condutividade elétrica. Na, P e K⁺ extraídos por Melich-1; pH em CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹; Ca²⁺ e Mg²⁺ extraídos em KCl 1 mol L⁻¹, H+Al determinado em tampão SMP; C: Walkley-Black e MO= matéria orgânica = carbono × 1,724 (fator de Van Bemmelen); Cu²⁺, Zn²⁺ e Mn²⁺ extraídos por HCl 0,1 mol L⁻¹. NO₃⁻ e NH₄⁺ extraídos por KCl 2 mol L⁻¹. Médias seguidas por letras iguais na coluna não diferem pelo teste F (P<0,05).

As doses de DLS aumentaram linearmente os teores de P, C, MO, Mg^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} , Na^+ , NO_3^- e CE a 0-10 cm, independente do tipo de manejo (Tabela 5.3). As variáveis que tiveram os maiores aumentos com as doses de DLS foram $P > Zn^{2+} > Na^+ > CE > Cu^{2+} > NO_3^- > Mg^{2+} > MO = C > Mn^{2+}$, o que correspondeu a 746, 540, 299, 134, 115, 76, 48, 33, 33 e 15% do controle para a maior dose, respectivamente (Tabela 5.3).

Devido à baixa relação C/N do DLS é improvável que sua aplicação promova acúmulos nos teores de carbono e matéria orgânica do solo, como observado por AITA, GIACOMINI e HUBNER (2007). Veiga et al. (2012) indicaram que a aplicação de $200 m^3$ de DLS por 9 anos em LATOSSOLO não alterou os teores de MO. Neste trabalho, após 18 anos de aplicação de DLS, houve aumentos nos teores de C e MO do solo em torno de 33% do controle para a dose $120 m^3 ha^{-1} ano^{-1}$ (Tabela 5.3). Entretanto, nem sempre a aplicação de DLS aumenta os teores de C no solo (ZORNORA et al., 2013).

Na maior dose de DLS, os teores de Cu^{2+} ($46,3 mg kg^{-1}$) e Zn^{2+} ($42,0 mg kg^{-1}$) no solo a 0-10 cm são considerados altos (Tabela 5.3). Porém, os teores são inferiores aos máximos permitidos pela legislação brasileira, de 200 e $450 mg kg^{-1}$ para Cu^{2+} e Zn^{2+} , respectivamente, conforme Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009 do Ministério do Meio Ambiente (CONAMA, 2009).

Tabela 5.3 - Efeito da aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS), independente do manejo do solo, por 18 anos, nos atributos químicos em LATOSSOLO Vermelho distroférico, na profundidade de 0-10 cm.

Variáveis	Doses de DLS ($m^3 ha^{-1} ano^{-1}$)					Regressão Polinomial	R ²	P
	0	30	60	90	120			
P ($mg dm^{-3}$)	10,9	41,9	58,6	76,7	91,8	$y=16,6+0,65x$	0,97	0,001
C ($g dm^{-3}$)	13,7	14,8	15,8	16,1	18,2	$y=13,6+0,03x$	0,94	0,011
MO ($g dm^{-3}$)	23,5	25,4	27,2	27,6	31,3	$y=23,4+0,06x$	0,94	0,011
Mg^{2+} ($cmol_c dm^{-3}$)	1,7	2,2	2,6	2,5	2,6	$y=1,9+0,007x$	0,75	0,001
Cu^{2+} ($mg kg^{-1}$)	21,5	27,6	35,0	40,2	46,3	$y=21,7+0,21x$	0,99	0,001
Zn^{2+} ($mg kg^{-1}$)	6,6	22,5	30,0	35,8	42,0	$y=10,5+0,28x$	0,94	0,001
Mn^{2+} ($mg kg^{-1}$)	148,5	161,6	165,5	167,7	170,3	$y=152,8+0,16x$	0,84	0,032
Na^+ ($mg kg^{-1}$)	3,3	10,0	13,3	10,0	13,3	$y=6,0+0,07x$	0,60	0,001
NO_3^- ($mg kg^{-1}$)	1,4	1,5	2,0	2,3	2,5	$y=1,3+0,01x$	0,96	0,009
CE ($\mu S cm^{-1}$)	187,7	313,3	405,7	438,8	433,3	$y=232,4+2,06x$	0,84	0,001

Os teores de Cu^{2+} e Zn^{2+} no solo desse trabalho foram inferiores aos encontrados em treze propriedades rurais da região Oeste de Santa Catarina com histórico de aplicação de DLS entre 4 a 22 anos (BASSO et al., 2012). Por outro lado, os teores de Mn^{2+} ficaram próximos a $60 mg$ de $Mn^{2+} kg^{-1}$ de solo em pastagem natural em ARGISSOLO que recebeu doses de 0 a $40 m^3 ha$ de DLS por 5 anos. Estas diferenças ocorrem não apenas devido à composição do DLS, doses aplicadas e ao tempo de aplicação, mas principalmente devido ao

tipo de solo. Os solos da região onde foi instalado o presente estudo são de origem basáltica e por isso apresentam altos teores de Mn^{2+} , como indicam os teores do tratamento controle, embora também ocorra um aumento dos teores com as doses de DLS.

A aplicação de DLS aumentou linearmente os teores de P, Na^+ , Zn^{2+} , CE, NO_3^- , K^+ , Mg^{2+} , Cu^{2+} e Mn^{2+} na camada de 10-20 cm, o que correspondeu a $551 > 388 > 231 > 113 > 79 > 55 > 40 > 25 > 18$ %, do controle para a maior dose de $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente, (Tabela 5.4).

Tabela 5.4 - Efeito da aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS), independente do manejo do solo, por 18 anos, nos atributos químicos em LATOSSOLO Vermelho distroférico, na profundidade de 10-20 cm.

Variáveis	Doses de DLS ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)					Regressão Polinomial	R^2	P
	0	30	60	90	120			
P (mg dm^{-3})	6,2	15,3	21,8	24,1	40,4	$y=6,1+0,26x$	0,93	0,001
Mg^{2+} ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	1,4	1,7	1,9	1,9	2,0	$y=1,5+0,0047x$	0,86	0,010
K^+ ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	0,6	0,7	0,7	0,8	1,0	$y=0,6+0,003x$	0,87	0,050
Cu^{2+} (mg kg^{-1})	21,2	24,2	24,6	27,0	26,4	$y=22,0+0,04x$	0,84	0,038
Zn^{2+} (mg kg^{-1})	6,1	10,4	10,6	13,8	20,2	$y=5,9+0,11x$	0,91	0,001
Mn^{2+} (mg kg^{-1})	119,2	129,8	133,9	133,8	141,1	$y=122,2+0,16x$	0,88	0,045
Na^+ (mg kg^{-1})	1,7	8,3	10,0	8,3	8,3	$y=4,7+0,04x$	0,42	0,003
NO_3^- (mg kg^{-1})	1,5	2,0	2,2	2,2	2,8	$y=1,6+0,001x$	0,89	0,050
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	106,3	156,8	200,5	192,7	226,4	$y=121,3+0,921x$	0,88	0,001

Também houve efeitos significativos das doses de DLS sobre os teores de P, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Zn^{2+} e CE na camada 20-40 cm (Tabela 5.5). Para todas as variáveis os aumentos se ajustaram ao modelo linear.

Tabela 5.5 - Efeito da aplicação de doses de dejetos líquidos de suíno (DLS), independente do manejo do solo, por 18 anos, nos atributos químicos em LATOSSOLO Vermelho distroférico, na profundidade de 20-40 cm.

Variáveis	Doses de DLS ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)					Regressão Polinomial	R^2	P
	0	30	60	90	120			
P (mg dm^{-3})	2,0	2,2	2,9	3,5	5,5	$y=1,6+0,027x$	0,88	0,001
Ca^{2+} ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	4,3	4,7	4,7	4,8	5,1	$y=0,005x+4,38$	0,88	0,039
Mg^{2+} ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	1,2	1,4	1,5	1,5	1,6	$y=1,3+0,003x$	0,90	0,001
K^+ ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	$y=0,31+0,027x$	0,99	0,001
Zn^{2+} (mg kg^{-1})	1,9	4,8	5,1	5,2	5,5	$y=2,7+0,04x$	0,71	0,010
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	89,0	112,1	123,1	135,5	171,9	$y=88,4+0,63x$	0,95	0,001

Houve influência das doses de DLS no solo sob PC sobre os teores de P, Mg^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Na^+ e CE na profundidade de 0-10 cm (Tabela 5.6). No solo sob SPD, além destas variáveis, também houve efeitos sobre a concentração de NO_3^- . O ajuste de regressão foi linear para todas as variáveis, representando aumento com as doses de DLS. Quando se comparam os coeficientes angulares das mesmas variáveis no PC e SPD, os maiores valores

encontram-se no SPD, o que justifica a maior condutividade elétrica neste sistema (Tabela 5.6).

Tabela 5.6 - Efeito da aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) sob PC e SPD, por 18 anos, nos atributos químicos em LATOSSOLO Vermelho distroférico, na profundidade de 0-10 cm.

Variáveis	Doses de DLS ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)					Regressão Polinomial	R ²	P
	0	30	60	90	120			
PC								
P (mg dm^{-3})	9,5	27,0	38,4	55,6	76,5	$y=8,9+0,541x$	0,99	0,001
Mg ²⁺ ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)	1,7	2,2	2,4	2,4	2,5	$y=1,9+0,005x$	0,91	0,035
Cu ²⁺ (mg kg^{-1})	23,4	30,4	30,6	42,9	43,9	$y=23,5+0,18x$	0,86	0,001
Zn ²⁺ (mg kg^{-1})	6,6	20,7	19,4	26,6	30,4	$y=10,1+0,19x$	0,50	0,001
Na ⁺ (mg kg^{-1})	6,7	10,0	16,7	10,0	10,0	$y=8,0+0,02x$	0,72	0,006
CE	171,	310,7	398,8	411,3	422,7	$y=222,6+2,01x$	0,8	0,001
SPD								
P (mg dm^{-3})	12,2	56,8	78,9	97,7	107,1	$y=24,2+0,77x$	0,93	0,001
Mg ²⁺ ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)	1,7	2,2a	2,7	2,7	2,6	$y=1,9+0,007x$	0,75	0,003
Cu ²⁺ (mg kg^{-1})	19,6	24,9	39,4	37,5	48,7	$y=19,8+0,24x$	0,92	0,001
Zn ²⁺ (mg kg^{-1})	6,5	24,3	40,6	45,0	53,6	$y=11,0+0,38x$	0,95	0,001
Na ⁺ (mg kg^{-1})	0,0	10,0	10,0	10,0	10,0	$y=4,0+0,067x$	0,50	0,001
NO ₃ ⁻ (mg kg^{-1})	1,3	1,5	1,9	2,5	2,8	$y=1,2+0,013x$	0,97	0,01
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	203,5	316,0	412,5	466,3	443,9	$y=242,1+2,10x$	0,84	0,001

No desdobramento da interação entre manejo do solo e aplicação de DLS para os teores de Zn²⁺ na profundidade de 0-10 cm, observa-se que estes não variaram com o manejo do solo no controle e na dose 30 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, enquanto que nas doses 60 a 120 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ verificaram-se aumentos no SPD (Tabela 5.7). Esta interação pode estar relacionada ao maior teor de MO no SPD, em que a fração orgânica proveniente do DLS pode complexar o Zn²⁺, já que apresenta alta afinidade com metais por meio de processos de troca iônica, principalmente pelos grupos carboxílicos e fenólicos ligados aos carbonos de um anel benzênico (BAIRD, 2002) (Tabela 5.7). Por sua vez, o não revolvimento da superfície do solo no SPD também contribui para a manutenção de maiores teores nessa camada.

Tabela 5.7 - Interação entre manejo do solo (MS) e doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) nos teores de Zn²⁺ (mg kg^{-1}), por 18 anos, em LATOSSOLO Vermelho distroférico, na profundidade de 0-10 cm.

MS	Doses de DLS ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)					Regressão Polinomial	R ²	P
	0	30	60	90	120			
PC	6,6A	20,7A	19,4B	26,6B	30,4B	$y=8,0+0,0222x$	0,50	0,001
SPD	6,5A	24,3A	40,6A	45,0A	53,6A	$y=11,013+0,3829x$	0,95	0,001

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

A adição de DLS aumentou linearmente os teores de P, Cu²⁺, Zn²⁺, Na⁺ e CE no PC, e de P, Mg²⁺, K⁺, Zn²⁺ e CE no SPD na camada 10-20 cm (Tabela 5.8). No PC, de acordo com

os coeficientes angulares, houve maiores aumentos nos teores de P, Zn^{2+} e CE em relação ao SPD (Tabela 5.8).

Tabela 5.8 - Efeito da aplicação de doses de dejetos líquidos de suíno (DLS) sob PC e SPD, por 18 anos, em atributos químicos em LATOSSOLO Vermelho distroférico, na profundidade da 10-20 cm.

Variáveis	Doses de DLS ($m^3 ha^{-1} ano^{-1}$)					Regressão Polinomial	R^2	P
	0	30	60	90	120			
PC								
P ($mg dm^{-3}$)	7,9	17,2	23,5	26,5	43,6	$y=7,6+0,26x$	0,93	0,001
Cu^{2+} ($mg kg^{-1}$)	21,8	25,6	25,0	29,2	28,6	$y=22,5+0,066x$	0,83	0,001
Zn^{2+} ($mg kg^{-1}$)	8,9	11,6	12,9	15,0	20,8	$y=8,4+0,09x$	0,92	0,001
Na^+ ($mg kg^{-1}$)	0,0	10,0	10,0	6,7	10,0	$y=4,0+0,05x$	0,37	0,005
CE ($\mu S m^{-1} g^{-1}$)	121,6	192,7	229,2	225,4	270,9	$y=141,7+1,10x$	0,88	0,001
SPD								
P ($mg dm^{-3}$)	4,4	13,4	20,0	21,7	37,2	$y=4,5+0,25x$	0,94	0,001
Mg^{2+} ($cmol_c dm^{-3}$)	1,4	1,7	2,1	2,0	2,1	$y=3,3+0,12x$	0,89	0,030
K^+ ($cmol_c dm^{-3}$)	0,6	0,6	0,8	0,8	1,0	$y=0,57+0,003x$	0,93	0,030
Zn^{2+} ($mg kg^{-1}$)	3,3	9,1	8,2	12,7	19,5	$y=1,5+0,005x$	0,80	0,001
CE ($\mu S cm^{-1}$)	91,0	121,0	171,9	160,1	181,9	$y=100,9+0,74x$	0,84	0,001

A aplicação de DLS aumentou as concentrações de P, Mg^{2+} , K^+ , Zn^{2+} e a CE a 20-40 cm no solo manejado sob PC e SPD, enquanto que o Cu^{2+} foi influenciado somente no PC (Tabela 5.9). Todas as variáveis apresentaram aumento linear, exceto Zn^{2+} que exibiu um ajuste quadrático no PC.

Tabela 5.9 - Efeito da aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) sob PC e SPD, por 18 anos, em atributos químicos de um LATOSSOLO Vermelho distroférico, na profundidade de 20-40 cm.

Variáveis	Doses de DLS ($m^3 ha^{-1} ano^{-1}$)					Regressão Polinomial	R^2	P
	0	30	60	90	120			
PC								
P ($mg dm^{-3}$)	2,1	1,8	2,7	3,5	5,1	$y=1,497+0,03x$	0,84	0,003
Mg^{2+} ($cmol_c dm^{-3}$)	1,2	1,4	1,5	1,4	1,5	$y=1,287+0,002x$	0,76	0,050
K^+ ($cmol_c dm^{-3}$)	0,4	0,4	0,5	0,6	0,7	$y=0,34+0,0003x$	0,95	0,015
Cu^{2+} ($mg kg^{-1}$)	20,0	22,8	21,0	21,6	24,6	$y=20,4+0,026x$	0,52	0,030
Zn^{2+} ($mg kg^{-1}$)	2,5	4,5	5,4	5,4	3,8	$y=3,59+0,09x$	0,22	0,003
CE ($\mu S cm^{-1}$)	90,2	116,3	128,3	137,1	177,6	$y=90,75+0,65x$	0,93	0,001
SPD								
P ($mg dm^{-3}$)	1,9	2,6	3,1	3,6	5,8	$y=1,67+0,03x$	0,87	0,001
Mg^{2+} ($cmol_c dm^{-3}$)	1,2	1,4	1,6	1,6	1,6	$y=1,27+0,004x$	0,89	0,001
K^+ ($cmol_c dm^{-3}$)	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	$y=0,29+0,003x$	0,99	0,001
Zn^{2+} ($mg kg^{-1}$)	1,4	5,0	4,7	5,0	7,1	$y=2,38+0,38x$	0,76	0,001
CE ($\mu S cm^{-1}$)	87,8	107,8	118,0	133,9	166,2	$y=86,14+0,61x$	0,96	0,001

Atributos Microbiológicos

O manejo do solo alterou os atributos microbiológicos nas três profundidades (Tabela 5.10). O solo manejado em SPD apresentou valores significativamente maiores em relação ao

PC quanto aos teores de CBM e NBM, atividades da β -glicosidase, desidrogenase, fosfatase alcalina, arilsulfatase e urease, na camada 0-10 cm. A 10-20 cm, houve maiores atividades de β -glicosidase e desidrogenase no solo manejado em SPD comparado ao PC. Na profundidade de 20-40 cm, o CBM, a relação CBM/COT, a atividade da fosfatase ácida (FAc), hidrólise do diacetado de fluoresceína (FDA), atividades de β -glicosidase (GLU) e desidrogenase (DES) e o nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) foram similares entre o PC e SPD (Tabela 5.10).

Tabela 5.10 - Efeito do manejo do solo (PC e SPD), por 18 anos, nos atributos microbiológicos em LATOSSOLO Vermelho distroférrico, em três profundidades.

Manejo/ profundidade	CBM (1)	CBM/ COT %	NBM (2)	FAc (3)	FDA (4)	GLU (3)	DES (5)	FAI (3)	CEL (6)	ARI (3)	URE (7)
0-10 cm											
PC	366,2b	2,55	67,13b	360,55	136,53	74,80b	5,56b	40,51b	23,31	0,73b	11,36b
SPD	456,5a	2,74	103,42a	422,83	172,04	137,42	9,95a	51,81a	25,21	1,41a	18,24a
<i>P</i>	0,019	0,312	0,039	0,263	0,237	0,009	0,008	0,024	0,619	0,003	0,083
CV(%) PC	8,37	14,74	23,8	28,25	37,85	15,53	13,53	10,57	38,64	8,92	39,35
CV(%) SPD	7,58	8,43	20,95	20,52	16,05	13,5	14,7	20,71	31,45	20,04	24,34
10-20 cm											
PC	320,76	2,33b	63,98	321,03	110,02	59,80b	1,75b	-	-	-	-
SPD	378,78	2,74a	69,73	319,58	127,89	79,41a	4,46a	-	-	-	-
<i>P</i>	0,276	0,061	0,248	0,924	0,196	0,043	0,012	-	-	-	-
CV(%) PC	30,59	10,42	14,62	11,55	21,48	16,65	26,52	-	-	-	-
CV(%) SPD	11,43	11,43	14,83	7,95	20,61	13,19	19,18	-	-	-	-
20-40 cm											
PC	248,41	2,89	40,98	209,14	65,46	12,30	0,99	-	-	-	-
SPD	292,34	2,87	44,14	205,80	76,76	13,64	1,01	-	-	-	-
<i>P</i>	0,139	0,976	0,475	0,703	0,182	0,295	0,746	-	-	-	-
CV(%) PC	18,57	32,97	23,36	10,06	22,21	20,24	20,17	-	-	-	-
CV(%) SPD	14,31	16,89	36,98	15,07	22,46	16,08	8,72	-	-	-	-

FAc: fosfatase ácida, FAI: fosfatase alcalina, Cel: celulase, ARI: arilsulfatase, URE: urease, FDA: hidrólise do diacetado de fluoresceína, GLU: β -Glicosidase, DES: desidrogenase, CBM: carbono da biomassa microbiana, NBM: nitrogênio da biomassa microbiana. Médias na coluna seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste F a 5%. - : não determinado. (1) $\mu\text{g g}^{-1}$; (2) $\mu\text{g g}^{-1}$, (3) $\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{h}^{-1}$; (4) $\mu\text{g FDA g}^{-1} \text{h}^{-1}$; (5) $\mu\text{g TPF g}^{-1} \text{h}^{-1}$; (6) $\mu\text{g glicose g}^{-1} \text{h}^{-1}$; (7) $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$.

O acúmulo de substratos de carbono e nutrientes pela entrada de resíduos culturais e o DLS na superfície do solo sob SPD favorece a biomassa microbiana e os processos microbianos como os intermediados por enzimas. O SPD, cultivo mínimo e cultivo reduzido favorecem a biomassa microbiana e a atividade enzimática nas camadas superficiais do solo (DENG; TABATABAI, 1996, KANDELER; TSCHERKO; SPIEGEL, 1999, BALOTA et al., 2011, 2014). Aumentos CBM ($\sim 430 \mu\text{g g}^{-1}$) e NBM ($\sim 28 \mu\text{g g}^{-1}$) de 135,3% e 104,4%, respectivamente, foram observados em CAMBISOLO (33% de argila) cultivado por 16 anos

sob SPD, em comparação com o PC na profundidade de 0-10 cm (WANG et al., 2008). Não apenas os valores CBM e NBM são maiores sob SPD (BALOTA et al., 2014), mas também atividades enzimáticas como amilase, celulase, arilsulfatase, fosfatases, protease e xilanase (BALOTA et al., 2011, KANDELER; TSCHERKO; SPIEGEL, 1999).

Em geral, as fosfatases ácida e alcalina, arilsulfatase e urease apresentam maiores atividades sob SPD do que sob PC, na profundidade de 0-7,5 cm (DICK, 1984). No entanto, a ausência de efeitos do manejo do solo na atividade da fosfatase ácida e da celulase pode ser explicada pela sazonalidade das épocas de avaliação. Por exemplo, em estudos em longo prazo, as alterações na biomassa microbiana e na produção de enzimas variaram entre as épocas de estudo (4 anos) sob cultivo mínimo, provavelmente devido à dinâmica de sucessão da comunidade microbiana do solo (KANDELER; TSCHERKO; SPIEGEL, 1999).

A hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) está associada à atividade microbiana no solo e é resultado da atividade de diversas enzimas, como lipases, estereases e algumas proteases. A maioria dos decompositores como bactérias, fungos, algas e alguns protozoários, apresenta capacidade para hidrolisar a FDA, sendo que esta reação pode ser catalisada pela produção de enzimas intra e extracelulares (SCHNURER; ROSSWALL, 1982; ADAM; DUNCAM, 2001; MONTEIRO, 2000). No caso de células microbianas ativas, a produção de fluoresceína pela hidrólise do FDA é diretamente proporcional à população microbiana do solo (SCHNURER; ROSSWALL, 1982). Dessa forma, apesar da ausência de efeitos do manejo do solo sobre a FDA, a média foi de 136,53 e 172,04 $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ de FDA no PC e SPD, respectivamente (Tabela 5.10).

A atividade da urease está relacionada ao ciclo do nitrogênio, e leva à formação de N amoniacal no solo. O solo manejado sob SPD apresentou maior atividade da urease, que chegou a 18,2 $\mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ de NH_4^+ (Tabela 5.10). Em estudo sobre os efeitos do manejo do solo sobre a atividade urease, o SPD adotado há 10 anos promoveu aumentos significativos em um Typic Hapludalf, com 17% de argila, o que foi atribuído aos maiores teores de C orgânico na superfície do solo (DENG; TABATABAI, 1996).

A atividade da β -glicosidase está relacionada ao ciclo do C e catalisa a hidrólise de diferentes glicosídeos, liberando importantes fontes de energia para os microrganismos do solo. Por ser sensível à entrada de carbono no solo (BANDICK; DICK, 1999), esperam-se aumentos de sua atividade no solo sob SPD comparado ao PC devido ao favorecimento da cobertura vegetal na superfície do solo.

A enzima desidrogenase também está relacionada à atividade microbiana, sendo ativa em células metabolicamente ativas e não se acumula extracelularmente no solo. Participa de processos oxidativos transferindo prótons (H^+) e elétrons durante a respiração (DAS; VARMA, 2011). Neste trabalho, observou-se maior atividade da desidrogenase no SPD a 0-10 cm e 10-20 cm, onde se encontra a maior parte da biomassa e da atividade microbiana do solo (Tabela 5.10). A atividade de desidrogenase também é mais elevada em solos sob vegetação nativa ou vegetação em regeneração.

No SPD as atividades enzimáticas GLU, DES, FAc, ARI e URE foram cerca de 75%, 79%, 28%, 93% e 61% mais elevadas do que no PC (Tabela 5.10). O SPD aumentou as atividades da fosfatase em 84% e da arilsulfatase em 132% comparadas com o PC (BALOTA et al., 2014). Já a atividade da celulase está relacionada ao ciclo do carbono, cujos valores médios foram de $24,2 \mu\text{g glicose g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. A hidrólise de celulose constitui um importante componente do ciclo do C no solo, por meio de fornecimento de C e energia à comunidade microbiana (BANDICK, DICK, 1999).

A aplicação de DLS, independente do manejo do solo, aumentou o CBM e a atividade da GLU na profundidade de 0-10 cm e 10-20 cm, enquanto a FAc somente a 0-10 cm (Tabela 5.11). Todas variáveis apresentaram aumento linear em função das doses de DLS.

O CBM na camada 10-20 cm aumentou linearmente com as DLS, assim como a atividade da β -Glicosidase (GLU). O CBM, a fosfatase ácida (FAc) e β -glicosidase (GLU) foram em torno de 21%, 46% e 42% mais altos a 0-10 cm, respectivamente, do controle para a maior dose de DLS. Para a profundidade de 10-20 cm observaram-se incrementos 28% para o CBM e 37% para a atividade β -Glicosidase do controle para a maior dose de DLS (Tabela 5.11).

Tabela 5.11 - Efeito da aplicação dejetos líquidos de suínos (DLS), independente do sistema de manejo do solo, nos atributos microbiológicos em LATOSSOLO Vermelho distroférico, nas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm.

Variáveis	Doses de DLS ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)					Regressão Polinomial	R^2	P
	0	30	60	90	120			
0-10cm								
CBM	368,41	401,97	409,44	430,75	446,38	$y=374,45+0,61x$	0,96	0,006
FAc	322,17	361,14	378,83	425,91	470,41	$y=319,44+1,20x$	0,98	0,046
GLU	83,92	102,63	110,08	115,00	118,90	$y=86,643+0,27x$	0,89	0,005
10-20 cm								
CBM	300,32	337,19	359,38	366,82	385,14	$y=309,92+0,66x$	0,92	0,024
GLU	56,51	66,04	72,63	75,39	77,47	$y=59,321+0,71x$	0,91	0,007

Carbono da biomassa microbiana (CBM): $\mu\text{g CBM g}^{-1} \text{ solo}^{-1}$; Fosfatase ácida (FAc) e atividade β -glicosidase (GLU): $\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

A adição de DLS ao solo aumentou o CBM e a atividade da β -glicosidase. Essa enzima está associada à dinâmica do C orgânico no solo, envolvida na degradação de carboidratos solúveis, os quais compõem mais de 50% do C do DLS (ZORNORA et al., 2013). Em estudos realizados em NEOSSOLO Regolítico sob pastagem, houve aumentos no CBM e nas atividades de urease e FDA a 0-10 cm com a aplicação de DLS, enquanto a β -glicosidase não foi influenciada (SILVA et al., 2015).

A atividade da fosfatase ácida variou entre 322 a 470 $\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Tabela 5.11), valores inferiores aos observados por Balota et al. (2014), podendo ser atribuído a diferenças na composição do DLS usado nos ensaios, à disponibilidade de P no solo e no DLS e ao tempo entre a aplicação do DLS e a amostragem de solo. As fosfatases catalisam ésteres e anidridos de H_3PO_4 (TABATABAI, 1994), importantes na mineralização do P orgânico do solo para as formas disponíveis às plantas e microrganismos.

Apesar da concentração de elementos-traço no solo considerada alta, principalmente Cu^{2+} e Zn^{2+} , são necessárias concentrações superiores a 750 mg kg^{-1} para afetar negativamente a biomassa microbiana do solo (RENELLA et al., 2007, ZORNORA et al., 2013). O aumento das concentrações de Cd^{2+} e Zn^{2+} em um solo argiloso pela aplicação de lodo de esgoto não influenciou o CBM, o NBM, ou a respiração microbiana em um ensaio de incubação por 6 meses, porém houve efeitos negativos sobre a comunidade de rizóbios nativos (RENELLA et al., 2007).

A aplicação do DLS ao solo sob PC aumentou linearmente a atividade da β -Glicosidase tanto na camada de 0-10 quanto a 10-20 cm (Tabela 5.12). Verifica-se que a dose de 120 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ incrementou em 86% e 56% a β -Glicosidase na profundidade de 0-10 cm e 10-20 cm, respectivamente, em relação ao tratamento controle. Já no SPD não houve efeito do DLS sobre a atividade dessa enzima. Possivelmente o revolvimento do solo sob PC favoreça a disponibilidade de substratos da fração orgânica de fácil degradação, tais como glicose, proteínas, amido e outros que estimulam a atividade enzimática (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006, FIERER; BRADFORD; JACKSON, 2007, ZORNORA et al., 2013).

Tabela 5.12 - Efeito da aplicação de DLS sob PC e SPD, por 18 anos, nos atributos microbiológicos em LATOSSOLO Vermelho distroférico, nas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm.

Variáveis	Doses de DLS ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)					Regressão Polinomial	R^2	P
	0	30	60	90	120			
0-10 cm								
PC-GLU	48,75	66,79	78,04	89,67	90,73	$y=53,43+0,36x$	0,92	0,012
SPD-CBM	391,84	440,17	450,90	489,73	509,91	$y=399,37+0,95x$	0,96	0,003

10-20 cm								
PC-GLU	43,95	55,15	64,74	66,28	68,87	$y=47,60+0,20x$	0,88	0,024
CBM: $\mu\text{g CBM g}^{-1} \text{ solo}^{-1}$; GLU: $\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$;								

O CBM no solo sob SPD aumentou em cerca de 30% do controle para a maior dose de DLS (Tabela 5.12). Aumentos no CBM em decorrência da aplicação de DLS nas doses de 150 e 300 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em NEOSSOLO arenoso também foram observados (PLAZA, GARCIA-GIL, POLO et al., 2007). No entanto, estes aumentos foram transitórios, ocorrendo redução gradativa após 120 dias de incubação, devido à redução de substratos de carbono de fácil degradação. Nesse estudo, apesar de o DLS apresentar baixa relação C/N, observa-se que mesmo após 113 dias após a última aplicação, ainda favoreceu o CBM.

5.6 CONCLUSÕES

O sistema de plantio direto, associado à aplicação de dejetos líquidos de suínos, após 18 anos de cultivo em LATOSSOLO Vermelho distroférico, favoreceu os teores de nutrientes, principalmente P, Zn^{2+} , Mn^{2+} , NH_4^+ na camada de 0-10 cm, e de Cu^{2+} e Mn^{2+} a 10-20 cm de profundidade do solo.

A aplicação de doses de DLS ao solo, independente do manejo, aumenta linearmente os teores de P, C, MO, Mg^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} , Na^+ , NO_3^- e a condutividade elétrica na camada 0-10 cm. Esses efeitos decrescem com o aumento da profundidade.

Os efeitos da aplicação de DLS sobre os atributos químicos do solo dependem do manejo e diferem em profundidade.

Em todas as profundidades, a aplicação de DLS quando associado ao PC aumenta os teores de P, Cu^{2+} e a condutividade elétrica, enquanto no SPD há aumentos nos teores de P, Mg^{2+} , Zn^{2+} e condutividade elétrica.

As concentrações de Cu^{2+} e Zn^{2+} nos dois sistemas estão abaixo dos valores críticos estabelecidos pelo CONAMA, 2009.

O SPD aumenta o CBM, NBM e as atividades da β -glicosidase, desidrogenase, fosfatase básica, celulase, arilsulfatase e urease a 0-10 cm, e da β -glicosidase e desidrogenase a 10-20 cm.

O manejo do solo sob SPD e a aplicação de DLS, independente da dose, melhora a fertilidade do solo, a biomassa microbiana e a sua atividade.

REFERÊNCIAS

- ADAM, G.; DUNCAN, H. 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 and Biochemistry**, v. 33, n. 7, p. 943-951, 2001.
- AITA C.; GIACOMINI, S. J.; HUBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 1, p. 94-102, jan. 2007.
- ANGERS D. A. et al. Differential retention of carbon, nitrogen and phosphorus in grassland soil profiles with long-term manure application. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 86, n. 2, p. 225–229, March 2010.
- ASSMANN, J. M. et al. Produção de matéria seca de forragem e acúmulo de nutrientes em pastagem anual de inverno tratada com esterco líquido de suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.39, n.8, p. 2408-2416, nov, 2009.
- BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.
- BALOTA, E. L. et al. Soil microbial properties after long-term swine slurry application to conventional and no-tillage systems in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 490, n. 15, p. 397-404, 2014.
- BALOTA, E. L.; MACHINESKI, O.; TRUBER, P. V. Soil enzyme activities under pig slurry addition and different tillage systems. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 33, n. 4, p. 729-737, 2011.
- BANDICK, A. K., DICK, R. P. Field management effects on soil enzyme activities. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, n. 11, p. 1471-1479, 1999.
- BASSO, C. J. et al. Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v. 42, n. 4, p. 653-659, abr. 2012.
- BROOKES, P. C. et al. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 17, n. 6, p. 837-842, 1985.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res09/res42009.pdf>>. Acesso em: 05 fev. 2017.
- CQFSRS/SC. SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. Comissão, de química e. Fertilidade do Solo. **Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10 ed., Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul. Comissão, de química e. Fertilidade do Solo, 2004

- DAS, S. K.; VARMA, A. Role of Enzymes in Maintaining Soil Health. In: SHUKLA, G.; VARMA, A. (Ed.). **Soil Enzymology**. Berlin: Springer Berlin Heidelberg, Chapter, 2010. cap. 2, p. 25-42.
- DENG, S. P.; TABATABAI, M. A. Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils. I. Amidohydrolases. **Biology and Fertility of Soils**, v. 22, n. 3, p. 202–207, 1996.
- DICK, W. A. Influence of long-term tillage and crop rotation combinations on soil enzyme activities. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, n. 3, p. 569-574, 1984.
- FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.
- FIERER, N.; BRADFORD, M. A.; JACKSON, R. B. Toward an ecological classification of soil bacteria. **Ecology**, v. 88, n. 6, p. 1354-1364, 2007.
- KANDELER, E.; TSCHERKO, D.; SPIEGEL, H. Long-term monitoring of microbial biomass, N mineralisation and enzyme activities of a Chernozem under different tillage management. **Biology and fertility of soils**, v. 28, n. 4, p. 343-351, 1999.
- KEMPERS, A. J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 17, n. 7, p. 715-723, 1986.
- LOURENZI, C. R. et al. Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 5, p. 1827-1836, 2011.
- MATTIAS, J. L. et al. Copper, zinc and manganese in soils of two watersheds in Santa Catarina with intensive use of pig slurry. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1445-1454, 2010.
- MELO, W. J. de. Uso de Resíduos na Agricultura e Qualidade Ambiental. In: DIAS, A. P.; FREITAS, S. dos S. (Ed.). **Microbiota do solo e qualidade ambiental**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2007. cap. 15, p. 275-293.
- MONTEIRO, R. T. R. Estimativa da atividade microbiana: método de hidrólise do diacetado de fluoresceína. In: FRIGHETTO, R. T. S.; VALARINI, P. J. **Indicadores Biológicos e Bioquímicos da Qualidade do Solo**. Jaquariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 133-138. (Documentos, 21).
- MOREIRA, F. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2. ed. Lavras, MG: UFLA, 2006.
- 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.
- PAVAN M. A. et al. **Manual de análise química de solo e controle de qualidade**. Londrina: IAPAR, 1992. 40 p. (IAPAR. Circular, 76).

PLAZA, C.; GARCIA-GIL, J. C.; POLO, A. Microbial activity in pig slurry-amended soils under aerobic incubation. **Biodegradation**, v. 18, n. 2, p. 159–165, 2007.

RENELLA, G. et al. Effects of Cd, Zn, or both on soil microbial biomass and activity in a clay loam soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 43, n. 6, p. 751-758, 2007.

ROSCOE, R., BODDEY, R. M., SALTON, J. C. Sistemas de Manejo e Matéria Orgânica do Solo. In: ROSCOE, R.; MERCANTE, F. M.; SALTON, J. C. (Ed.). **Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares**. Dourados: Empresa brasileira pesquisa agropecuária, 2006. cap.1, p. 18-42.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2013. 353 p.

SCHINNER, F.; VON MERSE, W. Xylanase-, CM-cellulase- and invertase activity in soil: an improved method. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, n. 4, p. 511-515, 1990.

SCHNURER, J.; ROSSWALL, T. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 43, n. 6, p. 1256-1261, 1982.

SILVA, F. C. da. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627 p.

SILVA, D. M. da et al. Indicadores Microbiológicos de Solo em Pastagem com Aplicação Sucessiva de Dejetos de Suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 6, p. 1585-1594, 2015.

SPARLING, G. P.; WEST, A. W. A direct extraction method to estimate soil microbial C: Calibration *in situ* using microbial respiration and ¹⁴C labeled cells. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 20, n. 3, p. 337-343, 1988.

TABATABAI, M. A. Soil enzymes. In: WEAVER, R. W. et al. **Methods of Soil Analysis: Part 2, Microbiological and Biochemical Properties**. Soil Science Society of America Book, Editorial Committee, 1994. cap. 5, p. 775-833.

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

VEIGA, M. et al. Chemical attributes of a Hapludox soil after nine years of pig slurry application. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 12, p. 1766-1773, dez. 2012.

WANG, Q. et al. Soil chemical properties and microbial biomass after 16 years of no-tillage farming on the Loess Plateau, China. **Geoderma**, v. 144, n. 3, p. 502-508, 2008.

ZORNOZA, R. L. et al. Carbon mineralization, microbial activity and metal dynamics in tailing ponds amended with pig slurry and marble waste. **Chemosphere**, v. 90, n. 10, p. 2606-2613, 2013.

6 ARTIGO D: DIVERSIDADE GENÉTICA DA COMUNIDADE BACTERIANA DO SOLO APÓS 18 ANOS DE APLICAÇÕES DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS

6.1 RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos de aplicações consecutivas de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) por 18 anos sobre a estrutura genética da comunidade bacteriana de um LATOSSOLO Vermelho distroférico, textura argilosa, em Palotina, Paraná. Os tratamentos consistiram de aplicações de 0, 30, 60, 90 ou 120 m³ de DLS ha⁻¹ ano⁻¹, divididos em duas aplicações anuais, em solo manejado sob sistema plantio direto, com delineamento em blocos casualizados e três repetições. O solo foi amostrado em outubro de 2014 na camada de 0-10 cm, 103 dias após a segunda aplicação anual de DLS, durante o cultivo de inverno com aveia preta (*Avena strigosa*). A aplicação de DLS de suíno não alterou a diversidade e a riqueza da comunidade bacteriana do solo, mas houve mudanças na sua estrutura. Os principais filos bacterianos encontrados neste solo foram Acidobacteria, Proteobacteria, Verrucomicrobia, Bacteroidetes, Firmicutes e Actinobacteria. A aplicação de DLS aumentou os grupos bacterianos dos filos Verrucomicrobia, Planctomycetes, bactérias não classificadas, Gemmatimonadetes e Firmicutes e reduz os filos TM7, Acidobacteria, Proteobacteria, WPS-2 e Bacteroidetes no solo.

Palavras-chave: Acidobacteria. Diversidade. Filos. Proteobacteria. Resíduos de suínos.

GENETIC DIVERSITY OF THE SOIL BACTERIAL COMMUNITY AFTER 18 YEARS OF APPLICATIONS OF SWINE LIQUID SLURRY

6.2 ABSTRACT

The objective of this work was to evaluate the effects of applications of swine liquid slurry (SLS) for 18 consecutive years on the genetic structure of the bacterial community in a clayey textured Typic Haplustox in Palotina, Paraná. The treatments consisted of applications of SLS at 0, 30, 60, 90 or 120 m³ ha⁻¹ year⁻¹, split in two annual applications, on the soil surface under no-tillage in a complete block design and three replications. The soil was sampled in October 2014 at the 0-10 cm layer, 103 days after the second annual application of SLS, after the winter cover crop with black oat (*Avena strigosa*). The application of SLS did not change the diversity and richness of the soil bacterial community, however there were changes in its structure. The main bacterial phyla in this soil were Acidobacteria, Proteobacteria, Verrucomicrobia, Bacteroidetes, Firmicutes and Actinobacteria. The application of SLS increases the bacterial groups of the phyla Verrucomicrobia, Planctomycetes, unclassified bacteria, Gemmatimonadetes and Firmicutes and reduces the phyla TM7, Acidobacteria, Proteobacteria, WPS-2 and Bacteroidetes in the soil.

Keywords: Acidobacteria. Diversity. Phyla. Pig slurry. Proteobacteria.

6.3 INTRODUÇÃO

A intensificação da suinocultura leva à produção de grandes quantidades de dejetos líquido de suínos (DLS), que geralmente são utilizados em solos agrícolas como fonte de nutrientes. Embora seja um importante recurso como fertilizante e condicionador do solo, seu uso prolongado pode provocar poluição do solo e da água, além da possível introdução de microrganismos patogênicos (KUMARI; SUDIARTO, 2015).

O aporte periódico de resíduos ao solo pode gerar mudanças temporais e espaciais nas suas propriedades químicas, como na disponibilidade de nutrientes, e biológicas, como processos realizados por microrganismos. As bactérias do solo, frente a alterações no aporte de material orgânico, como a aplicação de resíduos, precisam se adaptar às entradas de carbono, nitrogênio e outros elementos para atender as suas necessidades metabólicas e sobreviver no ambiente alterado (CARBONETTO et al., 2014). A aplicação de resíduos orgânicos em solos agrícolas pode provocar efeitos diversos na diversidade e estrutura da sua comunidade microbiana. Os próprios resíduos como os dejetos de suínos trazem bactérias exógenas dos filos Firmicutes, Bacteroidetes, Proteobacteria, Spirochaetes e Tenericutes que podem alterar a composição da comunidade microbiana original do solo (KUMARI; SUDIARTO, 2015).

Solos argilosos tratados com dejetos de suínos tiveram aumentos na biomassa microbiana, como consequência da entrada de material orgânico ao solo (GUERRERO et al., 2007). O aporte de carbono orgânico de fácil degradação pela aplicação de dejetos de suínos favoreceu não somente a biomassa microbiana, mas também promoveu incrementos na atividade de β -galactosidase e β -glicosidase (ZORNORA et al., 2013). Solos que receberam lodo de esgoto contaminado com Zn, Cu, Cd e Ni tiveram redução na população nativa de rizóbios no solo, sendo maiores os efeitos do excesso de Zn (CHAUDRI et al., 1993).

Bactérias e fungos são os principais componentes biológicos do solo, cuja densidade populacional pode variar em três ordens de magnitude, dependendo do ambiente. Algumas bactérias podem ser deletérias e afetar o crescimento de plantas, enquanto outras são benéficas e importantes nos processos de mineralização de carbono e nutrientes, e inibição de patógenos (WATT; SILK; PASSIOURA, 2006). As bactérias simbióticas fixadoras de nitrogênio generalistamente denominadas rizóbios são de particular importância nos ambientes agrícolas (FERREIRA et al., 2000), assim como bactérias promotoras de crescimento de plantas como o *Azospirillum* (HUNGRIA et al., 2010), fungos micorrízicos arbusculares (COLOZZI FILHO; NOGUEIRA, 2007), bactérias fixadoras de nitrogênio de

vida livre (MATOS et al., 2016), fungos e bactérias solubilizadores de fosfato (CARNEIRO et al., 2004), os quais dependem das condições do solo como teor de nutrientes, umidade, teor de matéria orgânica, pH, dentre outros, para a sua sobrevivência.

Apesar da abundância de espécies de microrganismos no solo, mais de 99% ainda não podem ser cultivadas em meios artificiais. Além disso, os menos de 1% das bactérias que podem ser cultivadas não são representativas da diversidade microbiana total (PHAM; KIM, 2012). Para contornar tais limitações, foram desenvolvidas estratégias baseadas na extração de DNA microbiano a partir de uma amostra ambiental e a sua subsequente análise, para fins ecológicos ou biotecnológicos, em diversos sistemas, sendo considerada a melhor opção para acessar a diversidade microbiana (LOMBARD et al., 2011).

O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos da aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) em longo prazo na estrutura e diversidade da comunidade bacteriana de um LATOSSOLO Vermelho distroférico sob plantio direto.

6.4 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em 2014, no décimo oitavo ano de aplicações consecutivas de DLS em solo sob sistema de plantio direto, em experimento instalado em 1996, no município de Palotina, Paraná (24°18' 50.47"S e 53°54'13.35"W, altitude 308 m). O clima é do tipo subtropical úmido (*Cfa*), e o solo foi classificado como LATOSSOLO Vermelho distroférico (SANTOS et al., 2013), textura argilosa (62% argila) com declividade entre 0,5 a 3%.

Os tratamentos consistiram de aplicações anuais DLS nas doses de 0, 30, 60, 90 e 120 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, na superfície do solo, que foi cultivado com as rotações soja/trigo (*Glycine max* (L.) Merrill/*Triticum aestivum*); milho/aveia+ervilhaca (*Zea mays* L./*Avena sativa*+*Vicia sativa*); soja/nabo forrageiro (*Raphanus sativus*). O delineamento experimental foi em blocos casualizados com três repetições, em área com solo manejado sob sistema plantio direto.

No ano da amostragem, rotação de culturas foi soja/ feijão IPR-Colibri/aveia granífera cultivar URS-Galderia e milho cultivar IPR 114. Em 24/06/2014, após o cultivo do feijão, foram aplicadas as doses de DLS ao solo, seguido de semeadura da Aveia IAPAR-61/Ibiporã.

As características físico-químicas do dejetos líquido de suínos (DLS) utilizado na última aplicação são apresentadas na tabela 6.1.

Tabela 6.1 - Características físico-químicas do dejetto líquido de suínos (DLS) aplicado na área experimental.

N	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Mn ²⁺	Na ⁺	Sólidos	pH	CE
Totais											
----- g L ⁻¹ -----											mS cm ⁻¹
5,5	3,9	1,4	3,3	2,1	0,012	0,225	0,06	0,60	58,2	7,4	10,7

CE= condutividade elétrica.

Amostragem do solo

Em 17/10/2014, após a colheita da aveia (113 dias após a última aplicação do DLS), foram coletadas amostras de solo compostas por 3 subamostras simples por parcela, na camada superficial de 0-10 cm.

Extração de DNA, sequenciamento e análise de sequências

O DNA total da comunidade microbiana do solo com e sem DLS foi extraído com o *kit* PowerSoil[®] DNA Isolation Kit (MO BIO Laboratories) conforme as instruções do fabricante. A integridade do DNA extraído foi determinada por eletroforese em gel de agarose 0,8% (p/v) e a análise de concentração e pureza foi realizada em fluorímetro Qubit[®] utilizando o *kit* dsDNA BR Assay (Invitrogen[™]). Para o sequenciamento, a região V3 do gene ribossomal 16S RNAr foi amplificada por PCR usando os primers F515 (5' GTG CCA GCM GCC GCG GTA A 3') R806 (5' GGA CTA CHV GGG TWT CTA AT 3'). As reações de amplificação foram realizadas em volume final de 25 µL contendo: 1,5 mM de cada dNTP (Invitrogen[™]); 1X de tampão 10X; 2 mM de MgCl₂; 10 pmol de cada primer; 100 ng de DNA e 1,5U de Taq DNA polimerase (Invitrogen[™]). O programa de amplificação para a PCR consistiu de: 1 ciclo de desnaturação inicial (95 °C por 3 min); 40 ciclos de desnaturação (95 °C por 45 s), anelamento (56 °C por 1 min), extensão (72 °C por 1 min); 1 ciclo de extensão final (72 °C por 10 min) no termociclador Veriti[™] Dx 384-well (Applied Biosystems[™]). Os amplicons foram avaliados por eletroforese em gel de agarose 1% (5 V/cm) corado com brometo de etídio e posteriormente purificados com o *kit* comercial PureLink[™] – Quick Gel Extraction and PCR Purification Combo Kit (Invitrogen[™]) de acordo com instruções do fabricante. Os amplicons foram quantificados em fluorímetro Qubit[®] utilizando o *kit* dsDNA BR Assay (Invitrogen[™]).

Os amplicons foram utilizados para construção da biblioteca utilizando o *kit* Ion Plus Fragment Library com indexação das amostras utilizando o *kit* Ion Xpress[™] Barcode

Adapters. A amplificação clonal da biblioteca foi realizada utilizando o sistema Ion One Touch™ 2 e o enriquecimento no Ion PGM™ ES. O sequenciamento foi realizado usando o *kit* Ion PGM™ Sequencing 400 no sistema Ion PGM™ System usando o chip Ion 314™ Chip v2 (10 Mb.p.) com cinco amostras no chip.

Os *reads* foram exportados e as sequências e *fasta* foram submetidas ao controle de qualidade, sendo as sequências de baixa qualidade removidas pelo programa Dynamic Trim (COX et al., 2010). As Unidades Taxonômicas Operacionais (OTUs) que apresentaram alta qualidade foram analisadas no QIIME (Quantitative Insights Into Microbial Ecology) (CAPORASO et al., 2010) para identificação taxonômica e avaliação da presença dos diferentes gêneros de bactérias nas amostras definidas por agrupamento a 97% de similaridade usando os dados do Ribosomal Database Project (RDP).

As sequências foram filtradas por qualidade com um mínimo de escore *Phred* de qualidade de 20 e por tamanho mínimo de 30 pb e máximo de 300 pb. Foi checada a ocorrência de quimeras, que foram removidas utilizando-se o programa ChimeraSlayer (HAAS et al., 2011). Em seguida, as sequências foram agrupadas em Unidades Taxonômicas Operacionais (UTOs) com 97% de identidade usando UCLUST, sendo que a sequência mais abundante foi escolhida como representativa de cada UTO. As sequências representativas de cada UTO foram alinhadas usando Py NAST (CAPORASO et al., 2010) e classificadas pelo RDP Classifier utilizando-se o Ribosomal Database Project (RDP) e a árvore filogenética foi construída pela ferramenta Fast Tree (PRICE et al., 2009). Foram estimados os valores de cobertura para avaliar a suficiência amostral (CHAO; LEE, 1992), os parâmetros de diversidade Chao I e Shannon (CHAO; SHEN, 2003).

Os dados obtidos no QIIME foram submetidos à análise estatística utilizando o software STAMP (Statistical analysis of metabolic profile) (PARKS; BEIKO, 2010), para avaliar as diferenças estatísticas dos metagenomas considerando todas as combinações de pares. A significância estatística foi estimada com o teste F ($p \leq 0.05$), usando o método de Newcombe-Wilson com a correlação de Benjamin-Hochberg FDR.

6.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O sequenciamento parcial da região V3 do gene ribossomal 16S gerou um conjunto de 2632 sequências, e um total de 2193 OTU, com média de 438 OTU (Unidades Taxonômicas Operacionais) por tratamento, e com fragmentos de 30 pb em média. As OTU foram

agrupadas em sequências com 97% de similaridade, para a determinação dos índices de diversidade de Shannon e estimativa da riqueza de espécies Chao1.

Para a análise taxonômica, as sequências do gene rRNA 16S foram comparadas com o banco de dados *Ribosomal Database Project* (RDP) e permitiu a classificação da estrutura da diversidade bacteriana em 22 filós e 25 classes, nos tratamentos sem e com a aplicação de DLS (Figura 6.1 e Tabela 6.1).

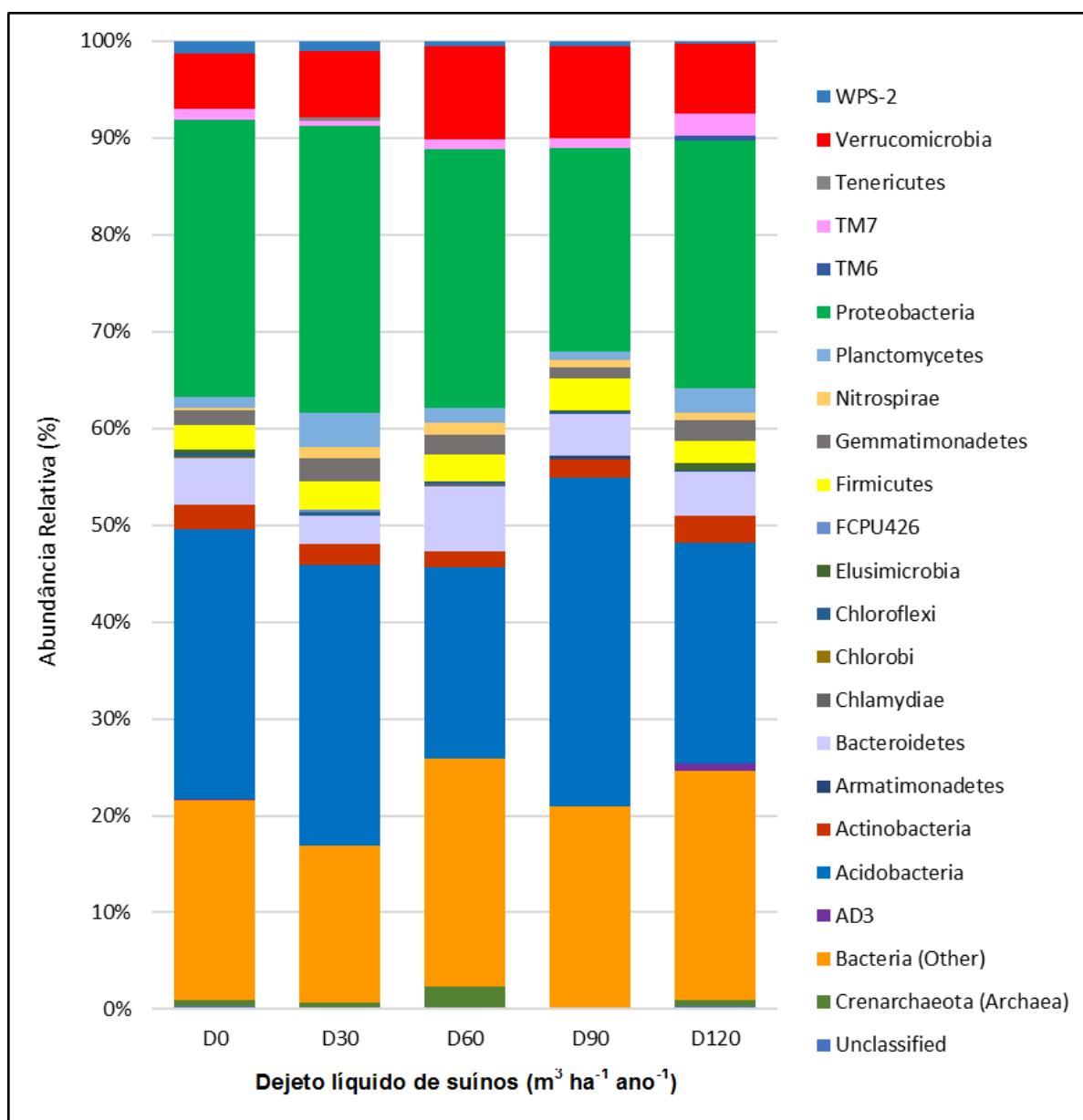
Os filós bacterianos corresponderam em média a 78% do total de sequências identificadas; 20,9 % pertencem a grupos bacterianos não descritos, enquanto que 1,1 % das sequências não foram atribuídas a uma classificação taxonômica.

Os filós (6) mais predominantes no solo foram Acidobacteria (26,7%), Proteobacteria (26,3 %), Verrucomicrobia (7,8%), Bacteroidetes (4,7%), Firmicutes (2,8%) e Actinobacteria (2,2%). Estes táxons corresponderam a 70,4% do número total das sequências em comum no solo, referentes aos tratamentos com e sem dejetos, ou seja, da fração de OTUs, que são os grupos de sequências da região V3 do gene rRNA 16S, com nível > 97% de similaridade. Os filós (6) em menor frequência em % de OTUs foram Planctomycetes (1,9%), Gemmatimonadetes (1,8%), TM7 (1,2%), Crenarchaeota (0,8%), Nitrospirae (0,8%), WPS-2 (0,7%) e chloroflexi (0,3%), correspondendo a 7,6% das sequências avaliadas. Outros 8 filós foram distribuídos em 0,9% do total das sequências, em que foram comuns entre 2 a 4 tratamentos, sendo representados pelos grupos Chlorobi, Chlamydiae, Armatimonadetes, FCPU426, Tenericutes, TM6, AD3 e Elusimicrobia (Figura 6.1).

Os genes 16S rRNA de bactérias afiliam-se a grupos de 32 filós, dos quais os mais abundantes no solo são Proteobacteria, Acidobacteria, Actinobacteria, Verrucomicrobia, Bacteroidetes, Chloroflexi, Planctomycetes, Gemmatimonadetes e Firmicutes (JANSSEN, 2006). Os membros destes 9 filós constituem em média 92% das bibliotecas de bactérias do solo.

As Proteobactérias, filo mais abundante neste solo, constituem um dos principais filós dentro do domínio Bactéria. São caracterizadas como bactérias gram-negativas e abrangem enorme diversidade fisiológica, morfológica e metabólica de relevância ecológica. Estes filós são de grande importância biológica, porque incluem vários patógenos de humanos, animais e plantas, bem como um grande número que desempenha papéis fundamentais nos ciclos do carbono, enxofre e nitrogênio. Apesar de este filo conter isolados mais descritos do que qualquer outro filo, a grande maioria das Proteobactérias no solo referem-se a grupos não cultiváveis (KERSTERS et al., 2006).

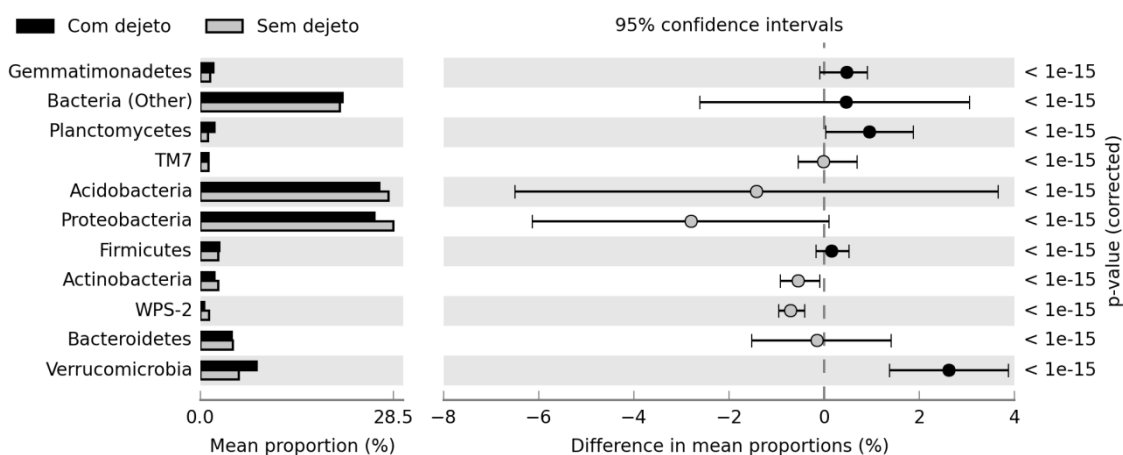
Figura 6.1 - Abundância relativa de filos bacterianos, expressos em % de frequências, na profundidade de 0-10 cm, após aplicações de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) por 18 anos.



A ocorrência de filos de menor abundância relativa no solo como Chlorobi, Chlamydiae, Armatimonadetes, FCPU426, Tenericutes, TM6, AD3 e Elusimicrobia pode ser explicada pela redução de comostos orgânicos disponíveis para estes grupos no solo. As mudanças decorrentes da decomposição do C e disponibilidade de nutrientes podem resultar em mudanças na estrutura da comunidade bacteriana do solo. Os organismos que respondem apenas a um substrato específico exibiram uma composição taxonômica distinta de acordo com o substrato de C que foi aplicado (GOLDFARB et al., 2011).

Para a análise dos principais filós entre os tratamentos foram consideradas somente classes com frequências maiores que 0,5% das sequências. Houve diferenças significativas entre 11 filós que apresentaram frequências distintas nos solos com e sem dejetos de suínos. No tratamento sem dejetos houve predomínio dos filós Proteobacteria, Acidobacteria, WPS-2, Actinobacteria, Bacteroidetes e TM7. Por outro lado, as sequências agrupadas aos filós Verrucomicrobia, Planctomycetes, bactérias não classificadas, Gemmatimonadetes e Firmicutes ocorreram em maior frequência no solo que recebeu DLS (Figura 6.2).

Figura 6.2 - Efeito da aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS), por 18 anos, na abundância relativa de filós bacterianos do solo, expressos em % de frequências, na profundidade de 0-10 cm.

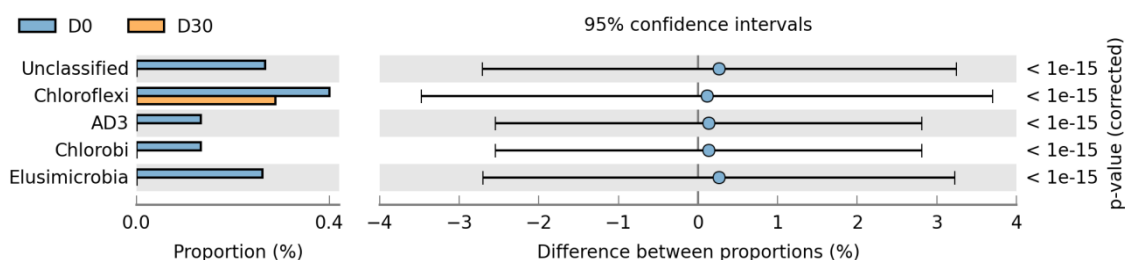


A aplicação de DLS promoveu efeitos significativos na estrutura da comunidade bacteriana do solo (Figura 6.2). Outros trabalhos também confirmam que a aplicação de DLS tem impacto significativo sobre a estrutura da comunidade microbiana do solo em curto prazo. As comunidades microbianas do solo tiveram alterações ao longo do tempo pela adição de dejetos de suínos, com e sem tratamento com dicianodiamida (inibidor da nitrificação) e adubos minerais. A aplicação de dejetos reduziu a diversidade e alterou temporariamente a estrutura genética da comunidade microbiana, mas a diversidade metabólica foi resiliente, recuperando-se após 50 dias à sua estrutura original (SULEIMAN et al., 2016). Outras propriedades do solo podem alterar a composição da microbiota, como relatado por Catão et al. (2014), em que os teores de carbono, fósforo, cálcio, pH e teores de argila influenciaram a diversidade de Acidobacteria em solo de savana e de floresta da Mata Atlântica.

Quando se compara a comunidade bacteriana do solo entre o controle e a aplicação de dejetos na dose de $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, observa-se diferenças significativas entre os 11 filós das

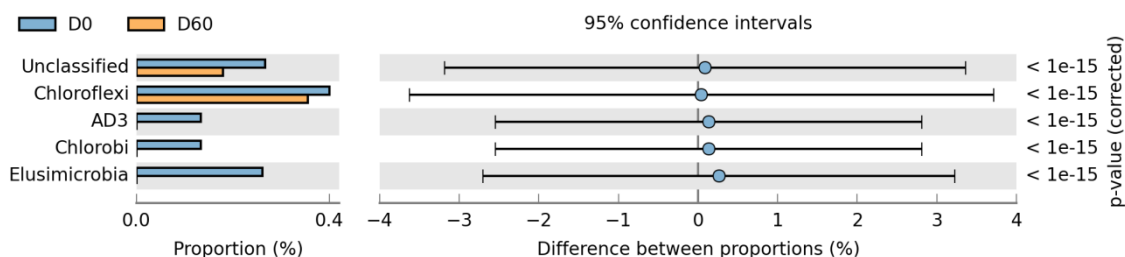
comunidades bacterianas, sendo predominante no solo controle os filios: Não Classificados, Chloroflexi, AD3, Chlorobi e Elusimicrobia (Figura 6.3). Somente o filo Chloroflexi esteve presente nos tratamentos com e sem dejetos, mas em menor frequência no tratamento com a aplicação de $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS. Costa et al. (2014) relataram menor abundância do filo Nitrospirae e Chloroflexi em estudo da composição de comunidades bacterianas na rizosfera e de solo não rizosférico de cana de açúcar, mostrando que pouco se conhece sobre o papel desses grupos microbianos no solo e sua associação às plantas. A estrutura genética da comunidade microbiana do solo também pode ser influenciada pelos microrganismos presentes no dejetos de suínos. Dejetos de suínos apresentam predominância dos filios Firmicutes, Bacteroidetes, Proteobacteria, Spirochaetes e Tenericutes, os quais são trazidos ao solo pela aplicação do resíduo (KUMARI; SUDIARTO, 2015).

Figura 6.3 - Efeito da aplicação de $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos (D30), por 18 anos, na abundância dos principais filios das comunidades bacterianas em relação ao controle (D0), pelo teste t de White com medida não paramétrica.



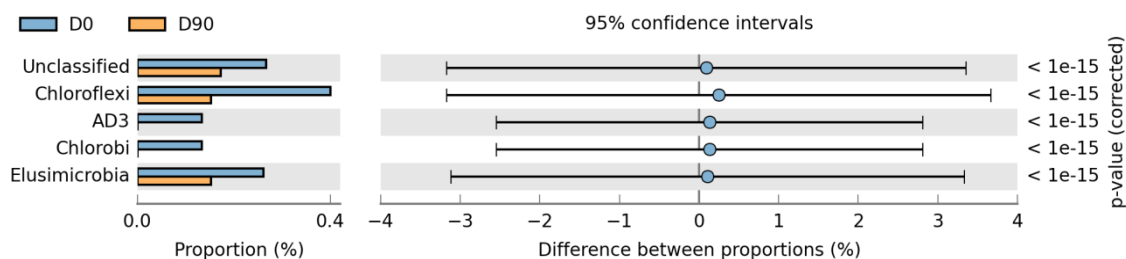
Entre os tratamentos controle e a aplicação de $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS, os 5 filios bacterianos: Não Classificadas, Chloroflexi, AD3, Chlorobi e Elusimicrobia ocorreram em maior abundância no tratamento sem dejetos, enquanto que os filios Não Classificados e Chloroflexi foram comuns para os dois tratamentos, embora menos abundantes quando da aplicação do DLS (Figura 6.4).

Figura 6.4 - Efeito da aplicação de $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos (D60), por 18 anos, na abundância dos principais filos das comunidades bacterianas em relação ao controle (D0), pelo teste t de White com medida não paramétrica.



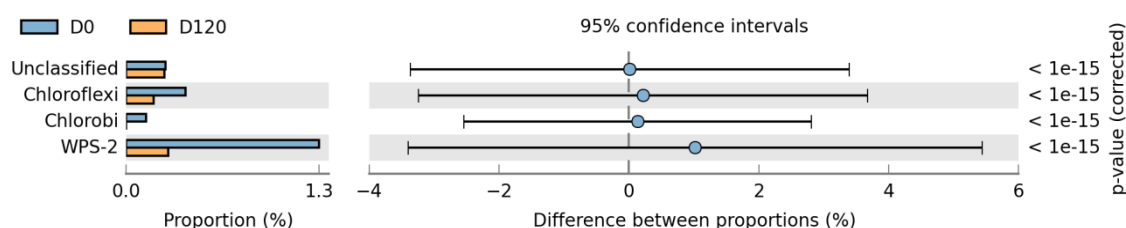
Houve predominância dos filos Não Classificados, Chloroflexi, AD3, Chlorobi, Elisimicrobia no solo sem a aplicação de dejetos (D0), já os filos Não Classificados, Chloroflexi e Elisimicrobia foram menos abundantes quando se aplicaram $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS (Figura 6.5).

Figura 6.5 - Efeito da aplicação de $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos (D90), por 18 anos, na abundância dos principais filos das comunidades bacterianas em relação ao controle (D0), pelo teste t de White com medida não paramétrica.



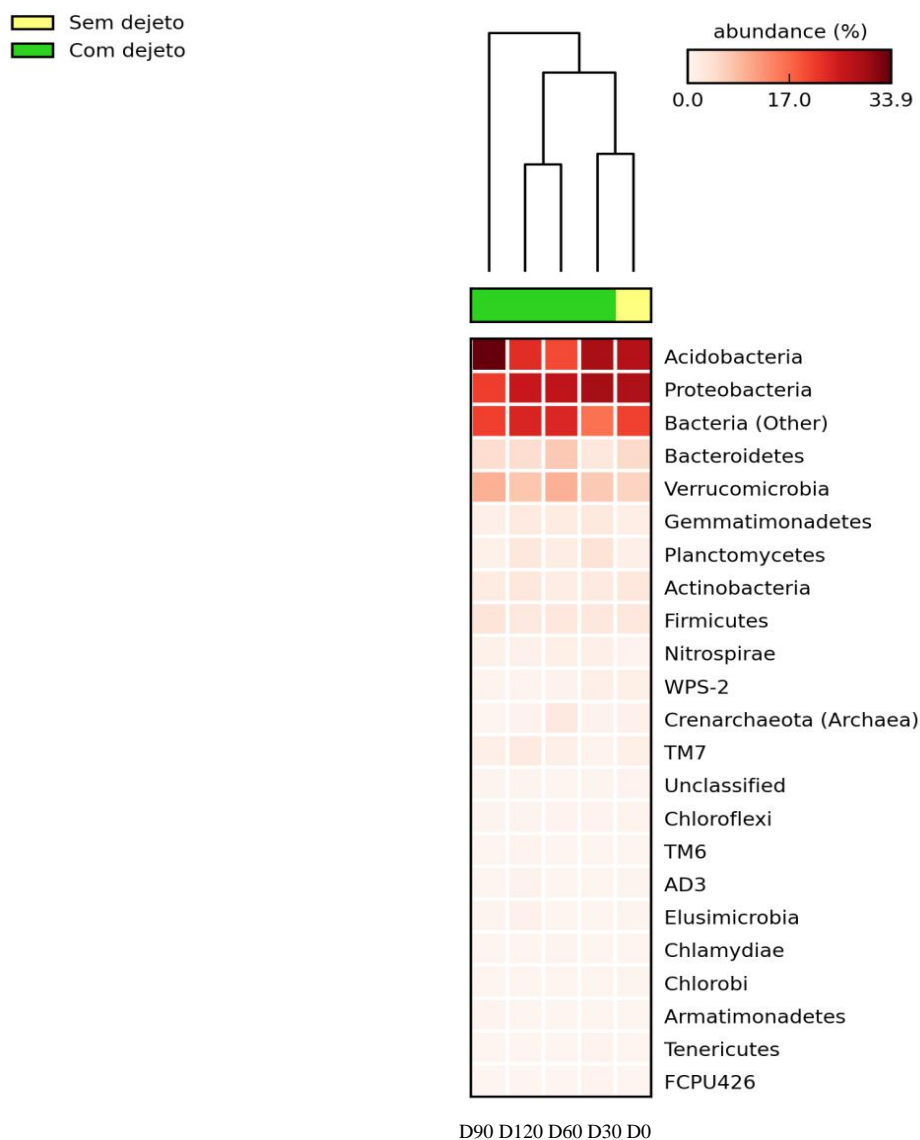
As sequências dos filos Não Classificados, Chloroflexi, Chlorobi e WPS-2 foram mais abundantes no tratamento controle, enquanto que no tratamento que recebeu a dose de $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos foi detectada a presença somente dos filos de bactérias Não Classificadas, Chloroflexi e WPS-2 em menor frequência (Figura 6.6).

Figura 6.6 - Efeito da aplicação de $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos (D120), por 18 anos, na abundância dos principais filos das comunidades bacterianas em relação ao controle (D0), pelo teste t de White com medida não paramétrica.



A análise de agrupamento da abundância de 22 filos, incluindo os filos Não Classificados, das comunidades bacterianas do solo, resultou na formação de 3 agrupamentos (Figura 6.7). Verificou-se separação entre os tratamentos, que corresponderam principalmente aos grupos Acidobacteria, Proteobacteria, filos Não Classificados, Bacteroidetes e Verrucomicrobia, as quais ocorreram em maiores frequências que os demais filos. O primeiro agrupamento reuniu o controle e a dose de $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS; o segundo agrupamento foi formado entre as doses 60 e $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS, e o terceiro agrupamento separaram a dose $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS das demais (Figura 6.7).

Figura 6.7 - Agrupamento (heatmap) de filas das comunidades bacterianas em solo com e sem aplicação de dejetos líquidos de suínos, por 18 anos, em LATOSSOLO Vermelho distroférico, por comparação múltipla por Tukey-Kramer ($p < 0,05$).



A formação dos grupos foi influenciada pela diminuição da frequência dos filas FCPU426 e Tenericutes na dose $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, Chlamydiae na dose $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, Armatimonadetes na dose $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, TM6 na dose $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS. A aproximação dos tratamentos 60 e $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS foi devido à presença em comum do filo Crenarchaeota (Archaea). Por outro lado, a separação entre o controle e a dose $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ foi atribuída pela presença dos filas AD3, Chlorobi e Crenarchaeota (Archaea) e ausência do filo Crenarchaeota (Archaea) no controle (Figura 6.7).

O filo Acidobacteria, predominante no controle, é descrito como grupo de microrganismos de difícil cultivo *in vitro*. Encontra-se em abundância em uma variedade de

ecossistemas, especialmente solos, adaptando-se a condições severas (KIELAK et al., 2016). Existe uma relação negativa entre a adição de C ao solo e a abundância relativa de Acidobacteria. No entanto, nem todos os subgrupos desse filo são oligotróficos (FIERER; BRADFORD; JACKSON, 2007). A grande maioria dos isolados cultivados pertence à subdivisão dos acidóbacos, pertencente à Classe Acidobacteria. São todos heterotróficos, e a maioria das espécies é aeróbia ou microaerofílica, enquanto algumas espécies são anaeróbias facultativas (PANKRATOV et al., 2012).

Em geral, grupos de filos como Proteobactérias e Actinobactérias, dominantes no tratamento controle, e Firmicutes, mais abundante no solo com aplicação de dejetos, são comuns em solos e, no contexto ecológico, não se classificaram em categorias copiotróficas ou oligotróficas. Em vez disso, a abundância global destes grupos não muda de maneira previsível com a disponibilidade de C do solo (FIERER; BRADFORD; JACKSON, 2007). Esses autores indicam relação positiva tanto do filo Bacteroidetes como de β -Proteobacteria (classe do filo Proteobacteria) com a adição de C ao solo, indicando comportamento copiotrófico destes grupos. Os resultados deste trabalho estão parcialmente de acordo com o que foi observado por SULEIMAN et al. (2016), em que após 3 dias da aplicação de DLS houve aumento da abundância principalmente de Bacteroidetes, Proteobacteria e Firmicutes e diminuição da abundância de Acidobacteria, Actinobacteria, Chloroflexi, Planctomycetes e Verrucomicrobia (Figura 6.7).

Os 14 principais filos das comunidades bacterianas foram distribuídos em 27 classes com frequência de sequências acima de 0,5% (Tabela 6.2). Entre as classes que se destacaram, 9 apresentaram entre 0,9 a 6% mais abundância: Acidobacteriia (5,44%), Solibacteres (4,44%), pertencentes ao filo Acidobacteria; Saprospirae (1,5%) do filo Bacteroidetes; Clostridia (0,9%) do filo Firmicutes; α -proteobacteria (6%), β -proteobacteria (1,6%) e γ -proteobacteria (1,7%) do filo Proteobacteria; Pedosphaerae (0,99%) e Spartobacteria (2,3%) do filo Verrucomicrobia. Para as demais classes, as frequências de sequências foram menores de 0,9% (Tabela 6.2).

Tabela 6.2 - Efeito da aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS), por 18 anos, nas classes dos principais Filos de maior ocorrência em LATOSSOLO Vermelho distroférico, na profundidade de 0-10 cm.

Filo	Classes	D0	D30	D60	D90	D120
		%				
Acidobacteria	Acidobacteriia	3,733	4,433	3,400	10,433	5,200
	DA052	0,533	1,433	0,567	1,533	0,467
	Solibacteres	3,733	3,867	2,333	9,267	3,000
	Chloracidobacteria	0,367	0,733	0,067	0,267	0,333
Actinobacteria	Actinobacteria	0,367	0,300	0,200	0,833	0,867
	Thermoleophilia	0,167	0,300	0,000	0,500	0,300
Bacteroidetes	Cytophagia	0,000	0,000	0,500	0,367	0,167
	Sphingobacteriia	0,300	0,033	0,333	0,133	0,000
	Saprospirae	0,900	1,033	1,967	2,167	1,233
Chlamydiae	Chlamydiia	0,000	0,000	0,167	0,000	0,000
Chloroflexi	Ktedonobacteria	0,033	0,167	0,033	0,133	0,100
Elusimicrobia	Elusimicrobia	0,067	0,000	0,000	0,133	0,300
Firmicutes	Bacilli	0,133	0,000	0,433	0,367	0,133
	Clostridia	0,567	1,233	0,667	1,300	0,767
Gemmatimonadetes	Gemmatimonadetes	0,500	0,700	0,700	0,733	0,800
Nitrospirae	Nitrospira	0,067	0,267	0,600	0,600	0,400
Planctomycetes	Phycisphaerae	0,333	1,100	0,233	0,600	0,867
Proteobacteria	Alphaproteobacteria	4,967	4,700	5,833	7,833	6,667
	Betaproteobacteria	1,033	1,733	0,600	2,233	2,367
	Deltaproteobacteria	0,133	0,567	0,100	0,267	0,100
	Gammaproteobacteria	1,133	1,600	1,367	3,100	1,433
TM7	TM7-1	0,167	0,167	0,267	0,533	0,733
Tenericutes	Mollicutes	0,000	0,167	0,000	0,000	0,000
Verrucomicrobia	Pedosphaerae	0,567	0,600	0,600	1,767	1,400
	Spartobacteria	1,400	1,800	2,400	4,567	1,367

Dentre as 27 classes, 19 predominaram nos tratamentos com DLS em comparação ao controle, aumentando em média de 4,8% a 425%. Nos tratamentos com DLS foram observados aumentos, em ordem decrescente, variando entre 158% a 425% das seguintes classes, Chloracidobacteria, Ktedonobacteria, Phycisphaerae, β -proteobacteria, Actinobacteria e Deltaproteobacteria; variando entre 4,8% e 97,9% as classes Gemmatimonadetes, Spartobacteria, Alphaproteobacteria, Gammaproteobacteria, Clostridia, TM7-1, Acidobacteriia, DA052, Pedosphaerae e Solibacteres. Já as classes Thermoleophilia, Elusimicrobia e Mollicutes ocorreram somente em um ou mais tratamentos com DLS (Tabela 6.2).

No tratamento controle houve classes predominantes em relação às que receberam DLS: Cytophagia (48%), Sphingobacteriia (62,5%) e Saprospirae (18,6%) do filo Bacterioidetes, Chlamydiia (75%) do filo Chlamydiae, Bacilli (46,2%) do filo Firmicutes e Nitrospira (22,2 %) do filo Nitrospirae, as quais ocorreram em abundância entre 0,03 a 1,46% maiores que nos tratamentos com aplicação de dejetos (Tabela 6.2).

O número médio de OTUs foi 146,2 agrupados a 97% de similaridade. O índice de riqueza de espécies Chao1 variou entre 861,9 a 1280,6, porém não houve diferenças significativas entre a aplicação de DLS e o controle. O índice médio de diversidade de Shannon foi de 6,7, não diferindo estatisticamente entre as doses aplicadas e o tratamento controle (Tabela 6.3).

A ausência de efeitos significativos na diversidade e na riqueza das comunidades bacterianas do solo pode ser explicada pela resiliência da comunidade bacteriana no solo, pelo fornecimento de nutrientes e principalmente pelo suprimento de substratos de carbono como fonte de energia para a comunidade microbiana. Estudos realizados por SULEIMAN et al. (2016) revelaram que fertilizantes orgânicos foram os principais fatores que afetaram a estrutura genética da comunidade microbiana do solo. Estes autores mostraram que a aplicação de dejetos de suínos reduziu a diversidade e modificou a estrutura microbiana, mas o efeito foi temporário, sendo restabelecida a condição original após 50 dias.

Tabela 6.3 - Número de Unidades Taxonômicas Operacionais (OTUs) formadas (97 % de similaridade), estimativa dos índices de riqueza (Chao1) e diversidade (Shannon) em LATOSSOLO Vermelho distroférico, com aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos por 18 anos.

Doses de DLS m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹	OTUs	Chao1	Shannon
D0	146,6 ^{ns}	1280,565 ^{ns}	6,93 ^{ns}
D30	145,7	977,24	6,94
D60	145,2	1003,15	6,81
D90	134,3	861,95	6,92
D120	159,2	1190,23	7,22
CV%	14,04	28,32	4,72

Médias não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

6.6 CONCLUSÕES

A aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos não altera a diversidade e a riqueza da comunidade bacteriana do solo, no entanto ocorrem mudanças na sua estrutura.

Os principais filos bacterianos encontrados no solo foram Acidobacteria, Proteobacteria, Verrucomicrobia, Bacteroidetes, Firmicutes e Actinobacteria.

A aplicação de dejetos líquidos de suínos ao solo aumenta os grupos bacterianos dos filos Verrucomicrobia, Planctomycetes, Não Classificadas, Gemmatimonadetes e Firmicutes e reduz os filos TM7, Acidobacteria, proteobacteria, WPS-2 e Bacteroidetes.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O manejo do solo sob sistema de plantio direto (SPD) após 11 anos de cultivo altera diferencialmente suas propriedades químicas, principalmente os teores de P, COT e N de forma distinta nas camadas 0-10 e 10-20 cm em relação ao PC. A aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) aumenta os teores de P, de Zn^{2+} e NO_3^- de forma diferenciada em profundidade.

O SPD aumenta o carbono da biomassa microbiana (CBM) e a relação CBM/COT, mas não influencia a densidade de bactérias heterotróficas, fungos, microrganismos oxidantes de nitrito e amonificadores no solo. O acúmulo de Zn^{2+} no solo decorrente da aplicação do DLS não altera a biomassa microbiana, a densidade de bactérias, de fungos, microrganismos oxidantes de nitrito e amonificadores.

A análise de componentes principais e de agrupamento conjunto dos atributos químicos e microbiológicos indica discriminação entre os manejos sob plantio convencional (PC) e SPD e doses de DLS, principalmente a 0-10 cm e 10-20 cm de profundidade. Os atributos mais responsivos ao manejo do solo foram os teores de NO_3^- , Zn^{2+} , P, NH_4^+ , MO, o CBM e a relação CBM/COT.

Após 18 anos de aplicações de DLS, o SPD apresentou maior concentração da maioria dos nutrientes em relação ao PC, de forma diferenciada e em profundidade. A aplicação de DLS em doses crescentes ao solo aumenta linearmente a maioria dos nutrientes na profundidade de 0-10 cm, depende do manejo e os efeitos decrescem em profundidade. As concentrações de Cu^{2+} e Zn^{2+} nos dois sistemas estão abaixo dos valores críticos estabelecidos pelo CONAMA (2009) mesmo após 18 anos de aplicações sucessivas.

O SPD aumenta o CBM, NBM e as atividades da β -glicosidase, desidrogenase, fosfatase alcalina, celulase, arilsulfatase e urease a 0-10 cm, enquanto a 10-20 cm houve incrementos na β -glicosidase e desidrogenase. A aplicação de DLS aumenta a biomassa microbiana e as atividades enzimáticas fosfatase ácida e β -glicosidase a 0-10 cm, independente do manejo, e influencia os atributos microbiológicos de forma diferenciada quando associada sob PC e SPD. A aplicação de DLS associada ao PC e SPD influencia a maioria dos atributos químicos e microbiológicos na camada de 0-20 cm, enquanto que o NO_3^- é alterado nas camadas mais profundas, com pouco efeito residual ao final do ciclo das culturas.

A aplicação de doses de DLS não alterou a diversidade e a riqueza da comunidade bacteriana do solo, mas houve mudanças na sua estrutura. Portanto, é importante a realização de novas análises para confirmar estes dados, inclusive com a identificação de espécies.

É essencial o monitoramento dos teores de P, Cu^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} e NO_3^- sob PC e SPD após aplicações DLS para a prevenção de danos ambientais.

REFERÊNCIAS

- CAPORASO, J. G. et al. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. **Nature methods**, v. 7, n. 5, p. 335-336, 2010.
- CARBONETTO, B. et al. Structure, Composition and Metagenomic Profile of Soil Microbiomes Associated to Agricultural Land Use and Tillage Systems in Argentine Pampas. **PLOS ONE**. v. 9, n. 6, p. e99949, June 2014.
- 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**, v. 39, n. 7, p. 661-669, 2004.
- CATÃO, E. C. P. et al. Soil Acidobacterial 16S rRNA Gene Sequences Reveal Subgroup Level Differences between Savanna-Like Cerrado and Atlantic Forest Brazilian Biomes. **International Journal of Microbiology**, v. 2014, ID: 156341, p. 12 , 2014.
- CHAO, A.; LEE, S. M. Estimating the number of classes via sample coverage. **Journal of the American Statistical Association**, Boston, v. 87, n. 417, p. 210-217, 1992.
- CHAO, A.; SHEN, T. J. Nonparametric estimation of Shannon's index of diversity when there are unseen species in sample. **Environmental and Ecological Statistics**, v. 10, n. 4, p. 429-443, 2003.
- CHAUDRI, A. M. et al. Enumeration of indigenous Rhizobium leguminosarumbiovartrifolii in soils previously treated with metal-contaminated sewage sludge. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, n. 3, p. 301-309, 1993.
- COLOZZI FILHO, A.; NOGUEIRA, M. A. Micorrizas arbusculares em plantas tropicais: café, mandioca e cana-de-açúcar. **Microbiota do Solo e Qualidade Ambiental**. Editoras: Adriana Parada Dias da Silveira; Sueli dos Santos Freitas. Campinas: Instituto Agrônômico, 2007. cap. 3, p. 39-56.
- COSTA, D. P. da et al. Composição diferencial das comunidades bacterianas na rizosfera de variedades de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 6, p. 1694-1702, 2014.
- COX, M. P.; PETERSON, D.A.; BIGGS, P. J. SolexaQA: At-a-glance quality assessment of Illumina second-generation sequencing data. **BMC bioinformatics**, v. 11, n. 1, p. 485, 2010.
- FERREIRA, M. C. et al. Tillage method and crop rotation effects on the population sizes and diversity of bradyrhizobianodulating soybean. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 5, p. 627-637, 2000.
- FIERER, N.; BRADFORD, M. A.; JACKSON, R. B. Toward an ecological classification of soil bacteria. **Ecology**, v. 88, n. 6, p. 1354-1364, 2007.
- GOLDFARB, K. C. et al. Differential growth responses of soil bacterial taxa to carbon substrates of varying chemical recalcitrance. **Frontiers in microbiology**, v. 2, p. 94, 2011.

GUERRERO, C. et al. Microbial biomass and activity of an agricultural soil amended with the solid phase of pig slurries. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 17, p. 3259-3264, 2007.

HAAS, B. J. et al. Chimeric 16S rRNA sequence formation and detection in Sanger and 454-pyrosequenced PCR amplicons. **Genome Research**, Woodbury, v. 21, n. 3, p. 494–504, 2011.

HUNGRIA, M. et al. Inoculation with selected strains of *Azospirillum brasilense* and *A. lipoferum* improves yields of maize and wheat in Brazil. **Plant and Soil**, v. 331, n. 1-2, p. 413-425, 2010.

JANSSEN, P. H. Identifying the dominant soil bacterial taxa in libraries of 16S rRNA and 16S rRNA genes. **Applied and environmental microbiology**, v. 72, n. 3, p. 1719-1728, 2006.

KERSTERS, K. et al. **Proteobacteria**. In: eLS. John Wiley ; Sons Ltd, Chichester. Apr. 2006.

KIELAK, A. M. et al. The Ecology of Acidobacteria: moving beyond Genes and Genomes. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, p. 744, 2016.

KUMARI P, C. H. L.; SUDIARTO, S. A. I. Assessment of Bacterial Community Assembly Patterns and Processes in Pig Manure Slurry. **Plos One**, v. 10, n. 9, p. e0139437, 2015.

LOMBARD, N. et al. Soil-specific limitations for access and analysis of soil microbial communities by metagenomics. **FEMS microbiology ecology**, v. 78, n. 1, p. 31-49, 2011.

MATOS, M. A. et al. Chemical and microbiological changes in a sandy soil with pig liquid waste application in Southern Brazil. **African Journal of Agricultural Research**, v. 11, n. 49, p. 5000-5007, 2016.

PANKRATOV, T. A. Acidobacteria in microbial communities of the bog and tundra lichens. **Microbiology**, v. 81, n. 1, p. 51-58, 2012.

PARKS, D. H.; BEIKO, R. G. Identifying biologically relevant differences between metagenomic communities. **Bioinformatics**, v. 26, n. 6, p. 715–721, 2010.

PHAM, V. H. T.; KIM, J. Cultivation of unculturable soil bacteria. **Trends in Biotechnology**, v. 30, n. 9, p. 475-484, 2012.

PRICE, M. N.; DEHAL, P. S.; ARKIN, A. P. Fast tree: computing large minimum-evolution trees with profiles instead of a distance matrix. **Molecular Biology and Evolution**, v. 26, n. 7, p. 1641-1650, 2009.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2013. 353 p.

SULEIMAN, A. K. A. et al. Temporal variability of soil microbial communities after application of dicyandiamide-treated swine slurry and mineral fertilizers. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 97, p. 71-82, 2016.

WATT, M.; SILK, W. K.; PASSIOURA, J. B. Rates of root and organism growth, soil conditions, and temporal and spatial development of the rhizosphere. **Annals of Botany**, v. 97, n. 5, p. 839-855, 2006.

ZORNOZA, R. et al. Carbon mineralization, microbial activity and metal dynamics in tailing ponds amended with pig slurry and marble waste. **Chemosphere**, v. 90, n. 10, p. 2606-2613, 2013.