

UNIRV- UNIVERSIDADE DE RIO VERDE
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM PRODUÇÃO VEGETAL

**ATRIBUTOS QUÍMICOS DOS SOLOS INFLUENCIADOS PELO USO
CONTÍNUO DE DEJETOS DE SUÍNOS**

ALINE DE OLIVEIRA ARAÚJO TEODORO

Magister Scientiae

RIO VERDE
GOIÁS- BRASIL
2015

ALINE DE OLIVEIRA ARAÚJO TEODORO

**ATRIBUTOS QUÍMICOS DOS SOLOS INFLUENCIADOS PELO USO
CONTÍNUO DE DEJETOS DE SUÍNOS**

Dissertação apresentada à UniRV – Universidade de
Rio Verde, como parte das exigências do Programa
de Pós-Graduação em Produção Vegetal, para a
obtenção do título de *Magister Scientiae*

**RIO VERDE
GOIÁS- BRASIL**

2015

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UniRV**

“Permitida à cópia total ou parcial deste documento, desde que citada à fonte – O autor”.

T289a Teodoro, Aline de Oliveira Araújo.

Atributos químicos dos solos influenciados pelo uso contínuo de dejetos de suínos / Aline de Oliveira Araújo Teodoro - 2015.

52f. : fig. tabs.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Cesar Evangelista de Menezes.

Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal da Universidade de Rio Verde, UniRV – Campus Rio Verde, 2015.

Não inclui Biografia.

Inclui índice de tabelas e figuras.

1. Resíduos orgânicos. 2. Fertilidade do solo. 3. Monitoramento ambiental. I. Título. II. Autor. III. Orientador. IV. Coorientador.

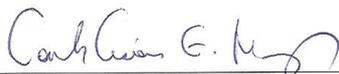
CDU: 631.153

ALINE OLIVEIRA ARAÚJO TEODORO

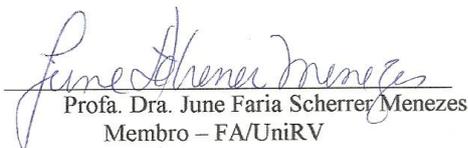
**ATRIBUTOS QUÍMICOS DOS SOLOS INFLUENCIADOS PELO USO CONTÍNUO
DE DEJETOS DE SUÍNOS**

Dissertação apresentada à UniRV – Universidade de Rio Verde, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*

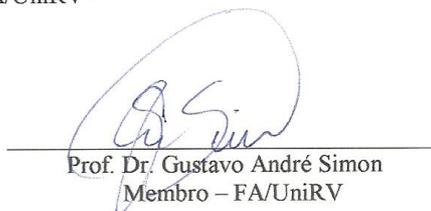
APROVAÇÃO: 06 de novembro de 2015



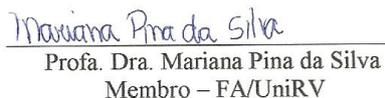
Prof. Dr. Carlos César Evangelista de Menezes
Presidente da Banca Examinadora
Membro – FA/UniRV



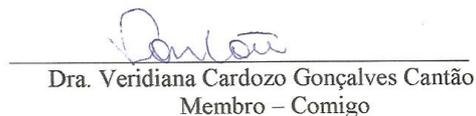
Prof. Dra. June Faria Scherrer Menezes
Membro – FA/UniRV



Prof. Dr. Gustavo André Simon
Membro – FA/UniRV



Prof. Dra. Mariana Pina da Silva
Membro – FA/UniRV



Dra. Veridiana Cardozo Gonçalves Cantão
Membro – Comigo

DEDICATÓRIA

Dedico, primeiramente, a Deus porque o Senhor é comigo, por onde quer que ande, estive ao meu lado durante o curso de Pós-graduação em Produção Vegetal.

Aos meus pais, Edeusa de Oliveira Araújo e Hermógenes de Araújo Neto, pelo apoio.

À minha irmã, Nívea de Oliveira Araújo, pelo incentivo, muito obrigada.

Ao meu esposo, Enio Carlos Roque Teodoro, pela compreensão e companheirismo durante a elaboração da dissertação.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, em especial, a Deus e à minha orientadora, professora Dra. June Faria Scherrer Menezes, pela amizade e dedicação durante a condução do trabalho;

Aos professores do Programa de Mestrado em Produção Vegetal da UniRV- Universidade de Rio Verde, pelo ensino e dedicação;

Ao professor, Gustavo André Simon, pela ajuda durante a discussão do trabalho.

À secretária, Rízzia do Programa de Mestrado, em Produção vegetal da Universidade de Rio Verde pela disposição em ajudar em todos os momentos.

Aos colegas que me ajudaram pelas discussões e sugestões na elaboração do trabalho;

A BRF pelo apoio e ajuda na coleta de dados.

Ao ex. servidor, José Carlos Bento, pela disposição na realização das análises de solo.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	iv
LISTA DE FIGURAS.....	v
RESUMO	vi
ABSTRACT.....	vii
1 INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	2
2.1. Situação atual da produção e nutrientes encontrados nos dejetos de suínos.....	2
2.2 Visão geral de áreas agrícolas que utilizam dejetos de suínos como fertilizante no Brasil.....	4
2.3. Fósforo e potássio.....	5
2.4. Cobre e zinco.....	8
2.5. Matéria orgânica.....	10
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	11
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	13
4.1. pH do solo.....	15
4.2. Teores de Ca + Mg do solo.....	17
4.3. Teores de potássio no solo.....	19
4.4. Teores de fósforo do solo.....	22
4.5. Teores de Cu e Zn nos solos.....	25
4.6. Teores de matéria orgânica no solo.....	29
4.7. Teores de CTC dos solos.....	31
5. CONCLUSÕES.....	34
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	34

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	Composição média dos DLS conforme o sistema de criação SPL e SVT da região de Rio Verde, GO.....	3
TABELA 2	Contrastes utilizados na comparação entre os anos de aplicação de dejetos de suínos em solos arenosos, em solos argilosos nas profundidades 0-20cm, 20-40cm e 40-60cm e nos sistemas de produção: leitões (SPL) e vertical terminador (SVT) conforme o tempo de aplicação de dejetos (< 10 anos) e (> 10 anos) comparados com os solos controle	12
TABELA 3	Contrastes ortogonais utilizados na comparação entre os anos de aplicação de dejetos de suínos no sistema de produção de leitões (SPL) e no sistema vertical terminador (SVT), em solos arenosos nas profundidades 0-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm.....	13
TABELA 4	Contrastes utilizados na comparação entre os anos de aplicação de dejetos de suínos no Sistema de Produção de Leitões (SPL) e no sistema vertical terminador (SVT), em solo argiloso nas profundidades 0-20cm, 20-40cm e 40-60cm.....	14

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	Valores de pH dos solos de textura arenosa (A) e solos com textura argilosa (B) nas profundidades 0-20 cm; 20-40cm; e 40-60 cm em função do tempo de aplicação de dejetos.....	16
FIGURA 2	Valores de Ca+Mg dos solos arenosos (A) e nos solos argilosos (B) nas profundidades 0-20 cm; 20-40 cm; 40-60 cm em função do tempo de aplicação de dejetos.....	18
FIGURA 3	Teores de potássio dos solos de textura arenosa (A) e textura argilosa (B) nas profundidades 0-20 cm; 20-40 cm e 40-60 cm em função do tempo de aplicação de dejetos.....	19
FIGURA 4	Teores de fósforo nos solos de textura arenosa (A) e solos de textura argilosa (B) nas profundidades 0-20 cm; 20-40 cm; 40-60 cm em função do tempo de aplicação de dejetos.....	22
FIGURA 5	Teores de cobre nos solos arenosos (A) e solos argilosos (B) nas profundidades 0-20 cm; 20-40 cm; 40-60 cm em função do tempo de aplicação de dejetos.....	26
FIGURA 6	Teores de Zinco nos solos arenosos (A) e solos argilosos (B) nas profundidades 0-20 cm; 20-40 cm; 40-60 cm em função do tempo de aplicação de dejetos.....	28
FIGURA 7	Teores de matéria orgânica dos solos arenosos (A) e nos solos argilosos (B) nas profundidades 0-20 cm; 20-40 cm; 40-60 cm em função do tempo de aplicação de dejetos.....	30
FIGURA 8	Teores de CTC dos solos arenosos (A) e solos argilosos (B) nas profundidades 0-20 cm; 20-40 cm; 40-60 cm em função do tempo de aplicação de dejetos.....	33

RESUMO

Teodoro, Aline de Oliveira Araújo, Ms., UniRV – Universidade de Rio Verde, Novembro de 2015. **Atributos químicos dos solos influenciados pelo uso contínuo de dejetos de suínos.** Orientador: Prof. Dr. Carlos Cesar Evangelista de Menezes; Co-orientador: Profa. Dra. June Faria Scherrer Menezes.

A disposição intensiva de dejetos de suínos pode promover acúmulo de nutrientes na camada superficial do solo, principalmente, daqueles elementos com menor mobilidade, como o P, Cu e Zn, os quais podem potencializar sua transferência via escoamento superficial. O objetivo com esse trabalho foi avaliar o efeito do uso prolongado de dejetos de suínos como fertilizante sobre os atributos químicos do solo, em áreas de pastagem. Amostras de solo foram coletadas em propriedades rurais da região Sudoeste Goiano, com uso de dejetos de suínos como fertilizantes provenientes de dois sistemas de criação: sistema produtor de leitões (SPL) e sistema vertical terminador (SVT). Foram selecionadas áreas de duas texturas de solo: arenosa e argilosa que haviam recebido dejetos de suínos por até 10 anos e por mais de 10 anos. Foram também coletadas amostras de solo sob mata nativa e área de preservação permanente em áreas adjacentes, para comparação, utilizando-as como controle. As amostragens do solo foram feitas nas profundidades de 0-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm, para determinação dos teores de matéria orgânica, potencial de hidrogênio (pH), Ca+Mg, capacidade de troca catiônica (CTC), fósforo (P), potássio (K), cobre (Cu) e zinco (Zn) disponíveis. Na análise estatística empregou-se o teste t para avaliar a significância dos contrastes. Conclui-se que os dejetos líquidos de suínos do SPL e SVT aplicados em solos arenosos por mais de 10 anos modificam todos os atributos químicos do solo até 60 cm de profundidade. Os dejetos líquidos de suínos do SPL, aplicados continuamente em solos argilosos por até 10 anos, modificam apenas pH, P e K até 40 cm de profundidade quando comparados com o solo controle e os dejetos do SVT promovem modificações desses atributos e para Cu até 60 cm de profundidade. Aumentando-se o tempo de aplicação de dejetos do SPL, houve maior incremento dos atributos químicos na camada mais superficial do solo, exceto para Zn e CTC. Não houve diferença da fertilidade do solo entre os tempos de aplicação de DLS em solos arenosos e argilosos acima de 10 anos de aplicações sucessivas. Os nutrientes P e K são os que mais aumentam no solo, independentemente, da classe textural. Os teores de K estão excessivos até a camada 40-60 cm de profundidade

Palavras-chave: Fertilidade do solo, monitoramento ambiental, resíduos orgânicos, sucessivas aplicações.

ABSTRACT

Teodoro, Aline de Oliveira Araújo, Ms, UniRV – University of Rio Verde, November of 2015. **Chemical attributes of soils influenced by continuous use of swine manure.** Adviser: Prof. Dr. Carlos Cesar Evangelista de Menezes; Co-supervisor: Profa. Dra. June Scherrer Menezes.

The intensive disposal of swine manure can promote accumulation of nutrients in the shallow layer of soil of those elements with less mobility, such as P, Cu and Zn, which can enhance their transfer by runoff. The aim of this study was to evaluate the effect of the prolonged use of swine manure as fertilizer on chemical attributes of soil in grazing areas. Samples of the soil were collected from rural properties in region of the goiano southwest with the use of swine manure as fertilizer from two systems of raising. System producer of piglets (SPP) and vertical terminator system (VTS). Areas of two soil textures were elected: sandy and loamy who had received swine manure by up to 10 years and for more 10 years. Soil samples were also collected under native forest and permanent preservation areas in adjacent areas, for comparison, using them as control. Soil samples were done in depths of 0-20cm, 20-40cm and 40-60cm, to determine the levels of organic matter, potential of hydrogen (pH), Ca + Mg, cation exchange capacity (CEC), phosphorus (P), potassium (K), copper (Cu) and zinc (Zn) available. In the statistical analysis was used the t test to evaluate the significance of contrasts. It concludes that liquid swine manure SPP and VTS applied in sandy soils for more than 10 years change all the chemical attributes of the soil until 60 cm deep. The liquid swine manure, continuously applied in clayey soils for up to 10 years, modified only pH, P and K up to 40 cm deep compared with the soil control and the VTS promote modifications of these attributes and to up Cu 60 cm deep. Increasing the application time of the SPP manure, there was increase in chemical attributes in the most superficial layer of soil, except for Zn and CTC. There was no difference in soil fertility between the LSM application times in sandy and loamy soils above 10 years on successive applications. The P and K are ones with the most in the soil increases, regardless of the texture class. The K levels are excessive until the 40-60 cm deep layer.

Keywords: soil fertility, environmental monitoring, organic waste, successive applications.

1. INTRODUÇÃO

Na região sudoeste do estado de Goiás, a atividade de suinocultura iniciou-se em meados de 2000, com a vinda das agroindustriais de carne. A suinocultura intensiva caracteriza-se pela criação confinada de animais e, conseqüentemente, há produção de efluentes gerados pela implantação da atividade das granjas nessa Região.

Atualmente existem instaladas 42 granjas de produção de leitões, com 1.000 matrizes cada e 162 granjas de engorda de leitões (terminação), com 4.000 animais cada, produzindo cerca de três milhões de metros cúbicos de dejetos ao ano (Menezes, 2012).

Os dejetos de suínos passam por processo de tratamento em lagoas anaeróbicas e posteriormente são, obrigatoriamente, utilizados na fertirrigação de culturas nas propriedades rurais (Lei do Estado de Goiás, nº 8.544, 1978 e portaria GM/nº 124 de 20 de agosto de 1980, ficando a 200 m dos mananciais). A taxa de aplicação de dejetos no solo não deverá ultrapassar $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}$, conforme exigências técnicas do órgão ambiental competente.

Os dejetos de suínos constituem uma boa fonte de nutrientes, principalmente, N e K (Scherer, 1996; Prando, 2007) usados para a fertirrigação das culturas. Porém, quando usados inadequadamente podem se constituir em fator negativo de impacto ambiental, principalmente, pela contaminação do solo e água com teores de nutrientes acima do permitido pelas legislações vigentes (Lei 12.305 de 2010, Decreto 7.404 de 23 de dezembro de 2012, Lei 4771 de 1965 alterações do Código Florestal Brasileiro, Resolução do CONAMA 237/1997, Resolução do CONAMA 420/2009, ISSO 14001 de 2006 e novo Código Florestal, 12.651/2012).

Essa disposição intensiva de dejetos de suínos pode promover acúmulo de nutrientes na camada superficial do solo, principalmente, daqueles elementos com menor mobilidade, entre os quais P (Gatiboni et al., 2015), Cu e Zn (Konzen 2000; Ceretta et al., 2003; Graber et al., 2005; Scherer et al., 2007), o que pode potencializar sua transferência via escoamento superficial e ocasionar a eutroficação dos sistemas aquáticos (Gesel et al., 2004; Basso et al., 2005; Berwanger, 2006; Gatiboni et al., 2015).

Os solos do Sudoeste Goiano possuem texturas diferentes, sendo que a maioria das granjas está implantada em áreas de textura arenosa, o que pode ocasionar maior lixiviação e/ou escoamento dos nutrientes para as águas subterrâneas e superficiais.

No cerrado, os solos prevalentes são menos movimentados, mais profundos e apresentam características que os tipificam como solos tropicais, como é o caso daqueles predominantes na região do Sudoeste Goiano.

O conhecimento da dinâmica de elementos no solo, onde se utilizam dejetos de suínos como fertilizante, possibilita estabelecer estratégias para corrigir distorções nos sistemas de produção, visando a uma maior sustentabilidade ambiental.

Com o presente trabalho objetivou-se avaliar a modificação dos atributos químicos do solo (pH, Ca+Mg, P, K, Cu, Zn, MO e CTC), influenciados pelo uso contínuo de dejetos suínos em áreas de pastagem na Região Sudoeste Goiano e indicar se o manejo da aplicação dos dejetos está sendo utilizado de forma adequada.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Situação atual da produção e nutrientes encontrados nos dejetos de suínos

O desenvolvimento da cadeia produtiva de suínos vem aumentando a produção de dejetos líquido de suínos em todo País. A suinocultura no Brasil e na região do sudoeste Goiano tem sido uma atividade tradicional implementada em grandes propriedades rurais.

A água residuária de suinocultura contém matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos incluídos nas dietas dos animais (DIESEL, MIRANDA e PERDOMO, 2002).

Estudos de Oliveira (2001) relatam que os suínos excretam, nas urinas e nas fezes, de 40 a 60 % do nitrogênio consumido. Assim, a composição do dejetos de suíno é muito variável, principalmente quando se refere às águas residuárias produzidas, uma vez que essa, também, está condicionada à forma de manejo dos dejetos e à quantidade de água incorporada a eles (PEREIRA, 2006).

A aplicação de dejetos líquidos de suínos em solos agrícolas pode ser uma eficiente forma de ciclagem de nutrientes e uma das melhores alternativas para seu descarte, minimizando seu potencial poluente (Corrêa et al., 2011). Contudo, as diferenças entre a sua composição e as necessidades das plantas, especialmente, de metais pesados, dificulta seu uso mais racional (MATHIAS, 2006).

A composição dos dejetos é reflexo do tipo de alimentação oferecida aos animais, a qual normalmente contém quantidades maiores do que o requerimento dos animais. Esse fato, associado às aplicações sistemáticas de dejetos líquidos de suínos nos solos pode acarretar em acúmulos, tornando-se fonte de poluição do ambiente (GATIBONI et al., 2015).

Ao contrário dos fertilizantes minerais, os dejetos de suínos possuem composição química muito variável, principalmente, em função da alimentação e do manejo da água empregados nos criatórios de suínos (Smanhotto, 2008). Enquanto os fertilizantes minerais são formulados para as condições específicas de cada cultura e solo, os dejetos de suínos apresentam, simultaneamente, vários nutrientes que se encontram em quantidades desproporcionais em relação à capacidade de extração das plantas (MATTIAS, 2006).

Com isso, as adubações contínuas com dejetos poderão ocasionar desequilíbrios químicos, físicos e biológicos no solo (Smanhotto, 2008), cuja gravidade dependerá da composição desses resíduos, da quantidade aplicada, da capacidade de extração das plantas, da textura de solo e do tempo de utilização (CORREA et al., 2001).

A composição química dos dejetos líquidos de suínos indica características próprias do sistema de produção da Região do Sudoeste Goiano (Tabela 1). Isso indica maior concentração de nutrientes nos dejetos do SVT e que, conseqüentemente, podem adicionar maiores teores de N, P e K quanto maior a dose de DLS e maior o tempo de aplicação desses ao solo.

Tabela 1. Composição média dos DLS conforme o sistema de criação SPL e SVT da região de Rio Verde, GO

Densidade	MS	MO	N	P	K	pH
----- kg m ⁻³ -----						
Sistema de produção de leitões (SPL)						
1007	6,36	3,74	1,00	0,12	0,76	7,57
Sistema vertical terminador (SVT)						
1009	9,15	6,99	1,37	0,14	1,33	7,88

Fonte: Menezes et al. (2007)

Os teores médios de Cu e Zn dos dejetos de suínos analisados de granjas da Região do Sudoeste Goiano correspondem a 12,5 g m⁻³ e 9,2 g m⁻³, respectivamente (Menezes et al., 2007).

A adição às rações suínas de micronutrientes, em doses excessivas para garantir a sua absorção pelos animais, pode levar ao acúmulo dos mesmos no solo, ainda que esses sejam encontrados naturalmente no solo. O Zn parece ser um dos elementos com grande

probabilidade de causar problemas devido a sua grande utilização em rações para leitões, além de Cu, Mn e Fe (Scherer, 1996).

2.2. Visão geral de áreas agrícolas que utilizam dejetos de suínos como fertilizante no Brasil

Os autores Seganfredo et al., (2003); Mattias (2006) relataram que em Santa Catarina, especialmente na região oeste do Estado, a suinocultura é uma atividade tipicamente realizada em pequenas propriedades rurais com agricultura familiar diversificada. Em muitas dessas propriedades, com suinocultura intensiva, os dejetos são utilizados continuamente nas mesmas áreas, normalmente próximas à unidade de produção e, em grande parte dos casos, em frequências e quantidades excessivas em relação à capacidade de absorção pelas plantas cultivadas.

Segundo Pilon et al., (2003) as propriedades rurais estão localizadas, na maioria dos casos, em área com topografia bastante acidentada, com pouca área agricultável. Acrescenta-se a isso o aumento da produção de suínos ao longo do tempo e há, conseqüentemente, o aumento da produção de dejetos a serem aplicados nas áreas agrícola em sistema plantio direto com aplicação de dejetos sem incorporação ao solo.

Comparando com as propriedades rurais das regiões do Sudoeste Goiano, que utilizam dejetos suínos como fertilizantes, as áreas agrícolas são maiores que as áreas localizadas no sul do País e, frequentemente, são aplicadas em áreas de pastagem. O relevo é plano e os solos são profundos.

Embora a literatura internacional seja relativamente ampla sobre a utilização de dejetos de suínos como fertilizante e seu possível impacto ambiental, o acervo brasileiro é ainda bastante limitado. A maioria das informações restringe-se às curvas de resposta de algumas culturas, avaliando doses e fontes, normalmente, em experimentos de curta duração (Konzen, 2000; Scherer e Nesi, 2007).

Segundo Berwanger (2006) poucos são os trabalhos que apresentaram resultados do efeito cumulativo do uso prolongado de dejetos sobre características do solo, acúmulo de nutrientes no solo ou perda desses por escoamento superficial ou por lixiviação. Os artigos apresentados por Scherer et al., (2010) e Penha et al., (2015) relatam modificações de atributos do solo com aplicações de dejetos de suínos por 20 anos e 9 anos, respectivamente.

2.3. Fósforo e potássio

Em relação ao fósforo, a mobilidade deste elemento no solo é muito pequena, comparativamente ao NO_3^- , e as perdas pela movimentação vertical em solos agrícolas são consideradas insignificantes (HEATHWAITE et al., 2000). O fósforo é um nutriente que pode provocar a poluição do ambiente, mesmo com a elevada capacidade dos solos tropicais em adsorver o mesmo em sítios específicos nos óxidos de ferro e de alumínio. Esta situação pode ocorrer quando se dá aplicação de DLS em doses excessivas ou em sucessivas aplicações, que pode resultar em grande acúmulo desse nutriente, principalmente, na camada superficial do solo, como determinado por Scherer et al., (2007). Parte do P dos dejetos está na forma orgânica e segundo Ribeiro et al., (1999) 60% do P deve ser disponibilizado no 1º ano e 40% no 2º ano, sempre sobrando P orgânico no solo.

No artigo de Scherer et al., (2010), os maiores teores de P foram observados na camada de 0-5 cm nos solos que receberam dejetos por mais de 20 anos, que, com exceção do Neossolo, diferiram dos solos que receberam dejetos por menos tempo ou adubo mineral.

Isso demonstra que sucessivas aplicações de dejetos, às vezes, em quantidades superiores às necessidades de P das culturas, resultam em acúmulo do nutriente na superfície do solo, sobretudo em se tratando de áreas com sistema plantio direto consolidado, em que os dejetos são sucessivamente aplicados na superfície do solo, sem incorporação.

O aumento no teor de fósforo disponível até a camada de 40-60 cm evidencia a transferência de fósforo no solo (Scherer et al., 2010). Isso se deve ao fato de que o acúmulo de P em camadas superficiais diminui a capacidade do solo em adsorver fosfato, aumentando a mobilidade do P em profundidade. Uma das consequências desta transferência de fósforo em profundidade pode ser a contaminação de águas subsuperficiais (Hountin et al., 2000; Gatiboni et al., 2015).

Nos trabalhos de Ceretta et al., (2003); Gessel et al., (2004); Scherer et al., (2007); Scherer et al., (2010) foram constatados um expressivo acúmulo de P na superfície dos solos que receberam aplicação de dejetos de suínos. A quantidade de P total acumulada no solo com a adição de DLS foi muito grande, atingindo 2.700 mg kg^{-1} .

De acordo com as tabelas de interpretação propostas pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo dos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul (CQFSRSSC, 2004), os teores de P no solo de áreas com adubação mineral, na profundidade de até 10 cm, estão dentro dos limites considerados ideais para o bom desenvolvimento de culturas anuais.

Nas áreas com dejetos de suínos os teores de P, na mesma profundidade, estão bem acima dos níveis considerados altos (18 mg dm^{-3} para Latossolo e Cambissolo e 24 mg dm^{-3} para o Neossolo), estabelecidos pela CQFSRSC para esses solos com base no teor de argila segundo SCHERER et al., (2010).

A distribuição dos teores de P nas diversas camadas analisadas revela comportamento diferenciado dos solos quanto à mobilidade do P no perfil. No Latossolo, por exemplo, mesmo com expressivo acúmulo de P na camada superficial ($63,6 \text{ mg dm}^{-3}$), após aplicação de dejetos por mais de 20 anos, a mobilidade do elemento no perfil do solo foi baixa, sendo significativamente maior em relação à testemunha (solo sob mata nativa) apenas nas camadas de até 30 cm de profundidade (SCHERER et al., 2010).

No Neossolo, o efeito da aplicação de dejetos nos teores de P em comparação à testemunha ocorreu até a profundidade de 50 cm e, no Cambissolo, até a profundidade de 80 cm (Scherer et al., 2010).

Resultados semelhantes sobre a mobilidade do P no perfil também foram constatados em um Argissolo do Rio Grande do Sul por Ceretta, et al., (2003), o que pode representar um risco de contaminação das águas (Hountin et al., 2000; Gatiboni et al., 2015).

A maior mobilidade do P no perfil observada nas áreas adubadas com dejetos de suínos corrobora com os resultados de Mozzaffari & Sims (1994) e Eghball et al., (1996), os quais observaram, também, maior movimentação do P no perfil do solo que recebeu dejetos em comparação ao adubo mineral, atribuindo esse fato à movimentação do P na forma orgânica.

Em áreas adubadas com dejetos animais os mecanismos de transporte do P no solo e as propriedades do subsolo parecem ser mais importantes para a lixiviação do que a quantidade do elemento acumulado na superfície do solo (Werner, 1999 e Djodjic et al., 2004).

Apesar de ter havido migração de P em profundidade, o risco de contaminação ambiental por percolação é pequeno se comparado àquele por escoamento superficial (Basso et al., 2005), principalmente nos solos de encosta basáltica (Neossolo e Cambissolo), que ocorrem em áreas com grande declividade (Scherrer et al., 2010).

Nesses solos, mesmo com aplicação de dejetos por mais de 20 anos, os teores de P, nas camadas inferiores a 20 cm, continuam de médio a baixos, segundo os teores críticos estabelecidos pela CQFSRSC (2004), indicando que ainda existe capacidade de suporte desses solos, sem grande risco.

O K presente no dejetos líquido de suínos se encontra, em sua totalidade, na forma mineral, estando 100% disponível no momento da aplicação do dejetos (Ceretta et al., 2003).

De acordo com Diesel et al., (2002), potássio está presente em grande parte da urina dos animais, e é altamente solúvel em água, devido ao fato haver maior concentração de potássio nos DLS, além de ser prontamente disponível e se encontrar totalmente na forma mineral.

O comportamento do K no solo pode ser similar ao do P conforme relatos de Scherrer et al., (2010), nos qual verificaram teores de K mais elevados nas camadas superficiais do solo em dois períodos de aplicação de dejetos (15 anos e > 20 anos), que não diferiram entre si, mas foram superiores ao sistema com adubação mineral, à exceção do Cambissolo. Nesse tipo de solo, o efeito do adubo mineral e dos dejetos foi semelhante, mas com teores de K significativamente maiores do que os do solo sob mata nativa.

Em razão do alto teor de argila desse solo, esperava-se menor mobilidade do K, Contudo, resultados obtidos por Werle et al., (2008), em dois Latossolos do estado de São Paulo, mostraram que houve movimentação do K no perfil, independente do teor de argila do solo. E que a lixiviação de K estava diretamente relacionada com o teor inicial desse elemento no solo, resultante da aplicação de altas doses de adubo potássico no período que antecedeu o estudo.

Num Neossolo de Santa Catarina, Scherer et al., (2010) encontraram maiores teores de K com aplicação de dejetos por 15 anos nas camadas superiores. O resultado que já era esperado por tratar-se de um solo mais jovem do que os demais, com maior quantidade de minerais primários e secundários contendo K em suas estruturas.

De acordo com as tabelas de interpretação propostas para os solos dos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul (CQFSRSC, 2004), todos os solos são originalmente bem supridos com K e apresentam altos teores do elemento na profundidade de até 10 cm, camada que serve de referência para a recomendação de adubo no SPD. Por sua vez, todas as áreas que receberam dejetos de suínos ou adubo mineral apresentam na profundidade até 10 cm valores bem acima do limite de 180 mg dm^{-3} de K, estabelecido como teor muito alto (Scherer et al., 2010).

Isso mostra que excessivas aplicações de K, principalmente, proveniente de dejetos de suínos, podem resultar em acúmulo de grande quantidade do nutriente na camada superficial do solo, aumentando o potencial de perda desse elemento por escoamento superficial (Basso, 2003).

2.4. Cobre e zinco

Os sistemas de adubação com dejetos de suínos influenciaram significativamente a disponibilidade de Cu e a sua distribuição no perfil dos solos, conforme as citações de Konzen (2000), Mattias (2006) e Giroto (2007). Segundo esses autores, os teores mais elevados de Cu foram encontrados na camada superficial dos solos de áreas com dejetos de suínos, que diferiram, significativamente, dos solos sob mata nativa ou com adubação mineral.

Nos resultados apresentados por Mattias (2006) em trabalho, avaliando duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina, após uso contínuo de dejetos de suíno em relação aos metais pesados no solo, constatou-se baixa relação entre o tempo de aplicação de dejetos de suínos e o aumento nos teores de Cu em dois solos de Santa Catarina. No Latossolo, o efeito dos dejetos sobre os teores de Cu restringiu-se à camada superficial (0-5 cm), enquanto no Cambissolo e no Neossolo o efeito foi significativo até a camada de 10-20 cm. Essa diferenciação entre os solos quanto à mobilidade descendente do Cu no perfil pode estar relacionada às características dos solos, que interferem na disponibilidade e mobilidade do elemento no perfil (Gräber et al., 2005). Entre as mais citadas estão o pH, o teor de argila, o potencial redox, a complexação por ligantes orgânicos e a própria mineralogia dos solos (Sposito, 1989).

O Zn revelou comportamento bem definido, aumentando nas camadas superficiais com a utilização de dejetos e diminuindo em profundidade no perfil, em todos os sistemas de adubação, seja com dejetos de suíno ou adubo mineral.

Segundo Scherer et al., (2010) os maiores teores de Zn foram observados na camada superficial do solo (0-5 cm), nas áreas que receberam dejetos de suínos, não foi constatado, a exemplo do Cu, efeito para tempo de uso do adubo, à exceção do Latossolo, em que as áreas que receberam dejetos por mais de 20 anos apresentaram os maiores teores. Possivelmente, esse maior acúmulo de Zn na superfície do solo ocorreu devido à ciclagem do nutriente pelas plantas e ao não revolvimento do solo e incorporação dos dejetos, pois a maioria das áreas se encontrava com o sistema de plantio direto consolidado. Isso mostra que ambos os metais (Cu e Zn) mostraram menor mobilidade no Latossolo do que no Neossolo e Cambissolo.

De acordo com Scherrer et al., (1996) há acúmulo de Cu e Zn na camada superficial do solo sob SPD. Esse fato pode ser explicado pelas altas concentrações desses metais nos dejetos de suínos (Scherrer et al., 2010), que para uma dose média anual de $45 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos, após 20 anos, resultaram na adição de 14 kg ha^{-1} de Cu e 38 kg ha^{-1} de Zn, respectivamente.

A adubação com dejetos de suínos influenciou significativamente os teores de Zn até a profundidade de 10 cm, ao passo que nos demais solos a mobilidade do elemento, a exemplo do Cu, estendeu-se até a profundidade de 20 cm (Scherer et al., 1996).

Esses resultados também estão de acordo com os obtidos por Giroto (2007), em que em um Argissolo adubado por sete anos com dejetos de suínos verificou pouca mobilidade de Cu e Zn no solo, chegando até 10 e 12 cm de profundidade para Zn e Cu, respectivamente. Giroto (2007) observou também que o Cu, oriundo da aplicação de dejetos de suínos, acumula no solo em sua maior parte nas frações orgânicas, enquanto o Zn acumula majoritariamente em frações minerais.

As disponibilidades desses dois metais pesados nas camadas superficiais são relativamente baixas quando comparados com a capacidade máxima de adsorção dos solos da região de Santa Catarina, que foi de 317 e 221 mg kg⁻¹ de Cu e de 137 e 325 mg kg⁻¹ de Zn, em Cambissolo e Latossolo, respectivamente (Moreira et al., 2009). Isso explica, em parte, a baixa mobilidade desses dois elementos nesses solos, principalmente, no Latossolo, mesmo em áreas com sucessivas aplicações de dejetos de suínos.

De modo geral, a adubação mineral não influenciou a disponibilidade de Cu e Zn no solo, porém observou-se que os solos sob mata nativa apresentaram teores mais baixos de Cu na camada superficial (0-5 cm) em relação às camadas subjacentes no mesmo perfil. Essa constatação indica provável influência dos resíduos orgânicos, encontrados na superfície do solo em área de mata, na imobilização do elemento (Scherrer et al., 2010).

Segundo Gräber et al., (2005), tanto o Cu como o Zn são capazes de formar complexos com substâncias húmicas, que influenciam a mobilidade desses metais no perfil do solo. Todavia, em razão de a constante de estabilidade do complexo formado pelo Cu ser maior em relação à do Zn (Sposito, 1989). A mobilidade do Cu é mais influenciada pela presença de substâncias húmicas em suspensão do que o Zn (Ashworth & Alloway, 2007)

Embora mais pesquisas sejam necessárias, esses resultados já são suficientes para demonstrar que existem riscos ambientais do uso de dejetos suínos como fertilizante. Para os solos de Cerrado os riscos se agravam, em virtude de quantidades usadas, frequência de uso e características químicas e físicas dos solos daquela região. Nos solos de cerrado, predominam os minerais com baixa capacidade de adsorção de íons e compostos, além de significativa parte deles possuírem um tipo de estrutura que faz com que, mesmo sendo argilosos, comportem-se como solos arenosos, em função de sua alta proporção de macroporos.

Conforme Bertol et al., (2010) estudos recentes revelaram que, na camada de 0 a 2,5 cm, ao aplicarem DLS em dose equivalente a 150 m³ ha⁻¹, as concentrações de Cu e Zn foram

em torno de 11 e 26 vezes maiores, respectivamente, em relação à aplicação de adubo mineral e à testemunha.

Dentre os metais pesados, o cobre é um dos menos móveis no solo devido a sua forte adsorção nos coloides orgânicos e inorgânicos do solo (Silva e Mendonça, 2007). Na matéria orgânica o cobre é retido principalmente pelos ácidos húmicos e flúvicos, formando complexos estáveis. Girotto (2007) após sete anos de aplicação de água residuária da suinocultura (ARS) observou aumentos dos teores de Cu e Zn no solo e movimentação destes no perfil do solo.

2.5. Matéria orgânica

A composição média de matéria orgânica dos dejetos de suínos dos sistemas confinados da região de Rio Verde é 3,74 a 6,99 kg m⁻³ e variam conforme o sistema de produção e densidade dos dejetos (Menezes et al., 2007).

Conforme Caetano, (2013) o teor de matéria orgânica (MO) dos dejetos está relacionado ao teor de matéria seca (MS) dos dejetos. Com a dose de 100 m³ ha⁻¹ de DLS aplicou-se 1,3 kg ha⁻¹ de MO, o que não ocasionou aumento da MO do solo.

Conforme Barilli (2005), em Latossolo Vermelho distroférico, constatou maior teor de MOS até 80 cm de profundidade, independentemente do tempo de aplicação de DLS. Resultados semelhantes também foram obtidos por Bayer e Mielniczuk (1999), que constataram aumento do teor de matéria orgânica no solo com a aplicação DLS.

A utilização de DLS no solo, além de atuar como condicionador do solo, aumenta a disponibilidade de todos os nutrientes às plantas (Santos e Camargo, 1999). Bem como altera a capacidade de troca de cátions e a complexação de elementos tóxicos e de micronutrientes, modificações em grande parte devidas ao aumento da matéria orgânica do solo (MOS).

Em média, os dejetos de suínos da região oeste de Santa Catarina apresentam 3% de matéria seca o que, numa dose média de 45 m³ ha⁻¹; representa uma adição anual máxima de 1,3 t ha⁻¹ de MO. Porém, alguns autores relatam que a aplicação de dejetos continuamente não altera o teor de matéria orgânica no solo, tal como Scherer et al. (1996), em que afirmam que a aplicação de dejetos de suínos por mais de 20 anos não proporcionou aumentos nos teores de MO em três tipos de solos e em várias profundidades amostradas. Esse fato já podia ser esperado, em razão do baixo teor de matéria seca e carbono orgânico que os dejetos líquidos de suínos apresentam.

No artigo de Scherer et al., (1996) explicam que os maiores teores de MOS foram observados nas camadas superficiais dos solos sob mata nativa, as quais diferiram significativamente das áreas cultivadas, com exceção do Latossolo na camada de 0-5 cm. O teor mais elevado de MOS, encontrado na camada superficial deste solo tanto nas áreas com adubação orgânica como naquelas com adubação mineral, provavelmente foi resultado da adoção do SPD, com deposição dos restos culturais na superfície do solo e não necessariamente o incremento da MOS foi proveniente da aplicação dos dejetos.

Sherrer et al., (2010) constataram que a MOS teve aumento em seu teor somente até 10 cm de profundidade. A aplicação de dejetos resulta em maior aporte de nutrientes, proporcionando maior crescimento de plantas com conseqüente aumento na produção de matéria que, combinado com a menor taxa de decomposição dos resíduos pela sua manutenção na superfície do solo e a aplicação dos dejetos em superfície, favorecem o incremento no teor de matéria orgânica nas camadas superficiais do solo.

Resultados obtidos por Klepker; Anghinoni (1995) e Amado et al., (2001) mostram que o SPD associado a sistemas com alta adição de resíduos vegetais, ricos em carbono, resulta em balanço positivo de MO no solo. Ambos os trabalhos ressaltam a importância do alto aporte de resíduos vegetais mesmo no SPD quando se visa ao acúmulo de C orgânico no solo. O positivo efeito do SPD é observado tanto no estoque de carbono orgânico total como no particulado (Costa et al., 2004).

Perin et al., (2003) verificaram que os menores teores de MOS encontrados nas camadas superficiais dos perfis de Cambissolo e Neossolo cultivados em relação à mata nativa evidenciam que a deposição de resíduos pelo SPD na superfície do solo não foi suficiente para devolver valores próximos dos obtidos para mata nativa. Cabe ressaltar que, antes da implantação do SPD, os solos foram por longo período manejados com aração e incorporação dos resíduos, o que, normalmente, resulta numa diminuição dos teores de MOS.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Foi feito um levantamento dos dados das características físico-químicas de solos, foram obtidos de informações contidas de arquivos apresentados ao órgão ambiental municipal e estadual que analisam o licenciamento ambiental das unidades produtoras de suínos (granjas) da região do Sudoeste Goiano integradas a empresa BRF.

As informações foram separadas conforme as texturas dos solos (arenoso e argiloso), anos de aplicação de dejetos (menor ou maior que 10 anos de aplicação de dejetos líquidos de suínos), sistemas de produção (SPL e SVT) e uso de DLS nas áreas de pastagem da Região.

Foram selecionadas 30 propriedades do sistema produção de leitões (SPL) e 80 propriedades do sistema vertical terminador (SVT). Foram avaliados os resultados das análises químicas dos solos de textura arenosa e de textura argilosa nas profundidades de 0-20 cm; 20-40 cm e 40-60 cm com menos de 10 anos de aplicação de dejetos e com mais de 10 anos de aplicação de dejetos líquidos de suínos.

A partir do histórico das áreas, amostrou-se solos de mata nativa ou reserva legal de propriedades com solos arenosos e com solos argilosos nas três profundidades de 0-20 cm; 20-40 cm e 40-60 cm para servirem de controle. Essas amostras de solos foram levadas para o laboratório da UniRV, a fim de serem analisadas quimicamente. As amostras foram submetidas a análise química extraíndo-se P, K, Cu e Zn com solução de Mehlich-1, com leitura colorimétrica e fotométrica do K; Cu e Zn disponíveis determinados por espectrofotometria de absorção atômica; Ca e Mg em extratos de KCl 1,0 mol L⁻¹ determinados por espectrofotometria de absorção atômica, teor de MO do solo, determinado pela titulometria e pH em potenciômetro, seguindo-se as metodologias propostas por Silva et al., (2009).

Todos os resultados das análises da fertilidade dos solos arenosos e argilosos nas profundidades 0-20cm; 20-40cm e 40-60cm foram comparados entre os solos controle e os solos com tempos de aplicação de dejetos de suínos nos dois sistemas: sistema produtor de leitões (SPL) e sistema vertical terminador (SVT) por meio de contrastes (Tabela 2).

Tabela 2. Contrastes utilizados na comparação entre os anos de aplicação de dejetos de suínos em solos arenosos, em solos argilosos nas profundidades 0-20cm, 20-40cm e 40-60cm e nos sistemas de produção: leitões (SPL) e vertical terminador (SVT) conforme o tempo de aplicação de dejetos (< 10 anos) e (> 10 anos) comparados com os solos controle

Contrastes	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9
Manejo de aplicação									
Controle (0-20 cm)	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Controle (20-40 cm)	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Controle (40-60 cm)	0	0	1	0	0	1	0	0	0
DLS < 10 anos (0-20 cm)	-1	0	0	0	0	0	1	0	0
DLS < 10 anos (20-40 cm)	0	-1	0	0	0	0	0	1	0
DLS < 10 anos (40-60 cm)	0	0	-1	0	0	0	0	0	1
DLS > 10 anos (0-20 cm)	0	0	0	-1	0	0	-1	0	0
DLS > 10 anos (20-40 cm)	0	0	0	0	-1	0	0	-1	0
DLS > 10 anos (40-60 cm)	0	0	0	0	0	-1	0	0	-1

Probabilidade da média amostral (-1) diferir do controle (1), teste t a 1 e 5% .Controle = Sem aplicação de DLS

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Pela significância dos contrastes dos dejetos líquidos de suínos do SPL aplicados continuamente por menos de 10 anos, em solos arenosos, verificou-se que houve modificação de quase todos os atributos químicos dos solos, exceto para Zn, na profundidade de 0-20 cm e exceto para P, MO e Zn, na profundidade de 20-40 cm, quando comparados com o solo controle (C1 e C2). Na profundidade de 40-60 cm, apenas os atributos pH, K, MO e Zn se modificaram em relação ao solo controle (C3) (Tabela 3).

Tabela 3. Contrastes ortogonais utilizados na comparação entre os anos de aplicação de dejetos de suínos no sistema de produção de leitões (SPL) e no sistema vertical terminador (SVT), em solos arenosos nas profundidades 0-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm

Contrastes Atributos	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9
SPL									
pH	0,00306 ^{1/}	0,00377	0,01725	0,00044	0,00599	0,01155	ns	ns	ns
Ca+Mg	0,00172	0,00138	ns	0,00000	0,00078	0,00101	ns	ns	ns
K	0,00064	0,00007	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000	ns	ns	0,02989
P	0,05903	ns	ns	0,00644	0,00437	0,01916	ns	ns	ns
MO	0,00921	ns	0,00303	0,03417	0,02506	0,04072	ns	ns	ns
Cu	0,00118	0,00111	ns	0,01814	0,01749	0,05221	ns	ns	ns
Zn	ns	ns	0,00194	0,02029	0,00833	0,01033	ns	ns	ns
CTC	0,01154	0,00016	ns						
SVT									
pH	0,00000	0,00002	0,00164	0,00015	0,01543	ns	ns	ns	ns
Ca+Mg	0,00151	0,02667	0,03687	ns	ns	ns	ns	ns	ns
K	0,00000	0,00038	0,00000	0,00000	0,00000	ns	ns	0,00577	ns
P	0,00000	0,00643	0,00000	ns	ns	ns	0,02062	ns	ns
MO	0,00016	0,0000	0,00017	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Cu	0,02551	0,03667	ns						
Zn	0,00000	0,00002	0,00048	ns	0,02768	0,04069	ns	ns	ns
CTC	0,00000	0,00106	0,00207	ns	ns	ns	ns	ns	ns

^{1/}significância no contraste a 5% pelo teste t e ns = não significativo.

Nos solos arenosos que receberam dejetos do SPL por mais de 10 anos, houve modificação de todos os atributos do solo, exceto da CTC, em todas as profundidades do solo (0-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm), contrastes C4, C5 e C6 (Tabela 3).

A partir de 10 anos de aplicação de dejetos do SPL e SVT houve pouca modificação nos atributos do solo (C7 a C9) (Tabela 3).

Os dejetos líquidos de suínos do SPL, aplicados continuamente em solos argilosos por menos de 10 anos, modificaram apenas pH e os teores de P e K até 60 cm de profundidade e os teores de MO na profundidade 0-20 cm, quando comparados com o solo controle (C1 a C3) (Tabela 4).

Tabela 4. Contrastes utilizados na comparação entre os anos de aplicação de dejetos de suínos no Sistema de Produção de Leitões (SPL) e no sistema vertical terminador (SVT), em solo argiloso nas profundidades 0-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm

Manejo de aplicação	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9
SPL									
Significância ^{1/}	*	*	*	*	*	*	ns	ns	ns
pH	0,00012 ²	0,00104	0,00120	0,00000	0,00003	0,00000	ns	ns	ns
Ca+Mg	ns	ns	ns	0,04248	ns	ns	ns	ns	ns
K	0,00038	0,00730	0,04503	0,00000	0,00004	0,00104	ns	ns	ns
P	ns	ns	ns	0,05310	ns	0,05809	ns	ns	ns
MO	0,00235	ns	ns	0,00508	0,01561	ns	ns	ns	ns
Cu	ns	ns	ns	0,00733	0,02589	ns	ns	ns	ns
Zn	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CTC	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
SVT									
Significância ^{1/}	*	*	*	*	*	*	*	ns	*
pH	0,00661	0,02523	0,00629	0,00028	0,01660	0,00443	ns	ns	ns
Ca+Mg	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,03649	ns	0,02312
K	0,00078	0,00004	0,00041	0,00063	0,00091	0,00482	ns	ns	ns
P	0,00422	0,02860	0,00744	0,01324	0,03553	0,04473	ns	ns	ns
MO	ns	ns	ns	0,00245	ns	ns	0,04273	ns	0,02621
Cu	0,00332	0,00446	0,00657	0,00356	0,02324	0,00135	ns	ns	ns
Zn	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
CTC	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

^{1/}significância no contraste a 5% pelo teste t e ns = não significativo.

Aumentando-se o tempo de aplicação de dejetos do SPL em solos argilosos, houve maior incremento dos atributos químicos dos solos na camada mais superficial (C4, C5 e C6), exceto para Zn e CTC (Tabela 4).

Não houve diferença significativa entre os tempos de aplicação de dejetos do SPL em nenhum dos atributos químicos dos solos argilosos (C7, C8 e C9) (Tabela 4).

Os dejetos líquidos de suínos do SVT aplicados continuamente em solos argilosos por menos de 10 anos modificaram os atributos: pH, P, K e Cu em todas as profundidades do solo (até 60cm) quando comparados com o solo controle (C1 a C3) (Tabela 4).

Aumentando-se o tempo de aplicação de dejetos do SVT, houve incremento na maioria dos atributos químicos dos solos argilosos na camada mais superficial do solo, exceto para Ca+Mg, Zn e CTC (C4, C5 e C6) (Tabela 4).

Houve diferença significativa entre os tempos de aplicação de dejetos do SVT para os atributos químicos dos solos argilosos Ca+Mg e MO (C7, C8 e C9) até 20 cm de profundidade (Tabela 4).

Verificou-se que a aplicação continuada (> 10 anos) de DLS promove maiores modificações dos atributos químicos de solos arenosos, até 60 cm de profundidade, principalmente no sistema de produção SVT (Tabela 3), possivelmente pela maior concentração de elementos químicos presentes nesses resíduos e os solos arenosos possuem menor CTC (Tabela 3).

Nos solos argilosos houve menor modificação dos atributos químicos do solo com o uso contínuo de DLS do SPL, porém os DLS do SVT com mais tempo de aplicação de DLS a maioria dos atributos foram modificados, principalmente nas camadas mais superficiais do solo (Tabela 4).

Os atributos químicos dos solos arenosos e argilosos que receberam DLS dos sistemas SPL e SVT foram comparados com o solo controle (Figuras 1 a 8).

4.1. pH do solo

Houve aumento do pH do solo com aplicação contínua de DLS independente se SPL ou SVT e textura de solo em relação ao solo controle (Figura 1). O valor de pH médio do solo controle de textura arenosa era de 4,1 e após 10 anos de aplicação de DLS do SPL foi para 4,8 e do SVT foi para 4,9. Nos solos argilosos, o valor de pH do solo controle era de 4,6 e após as aplicações de DLS do SPL, aumentou para 4,8 e para 5,0 nos solos com aplicação de DLS do SVT. Embora os valores de pH continuam ácidos na classificação agrônômica, pois segundo Sousa; Lobato (2004), valor de pH ideal está na faixa de 5,5 a 6,3.

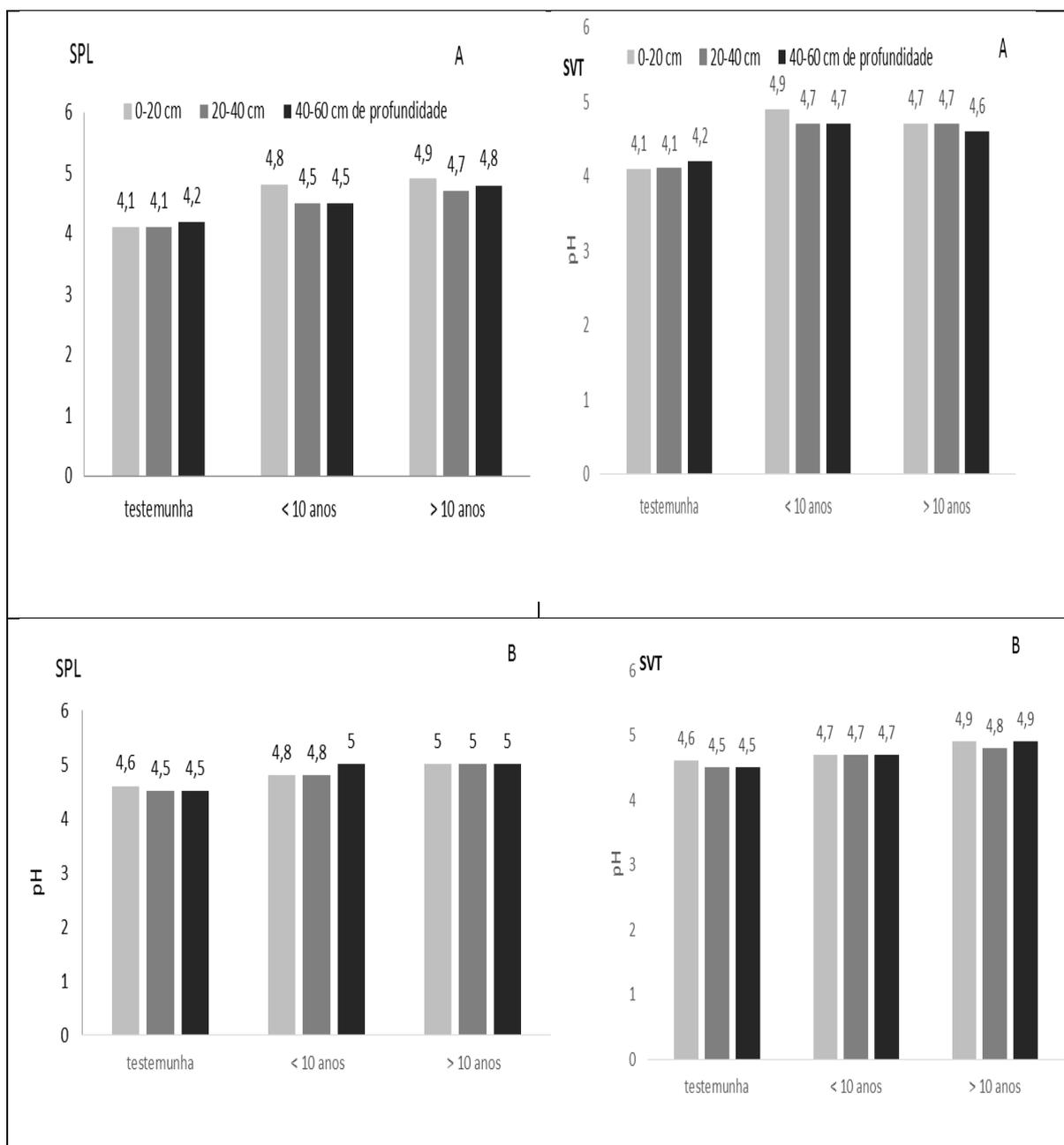


Figura 1. Valores de pH dos solos de textura arenosa (A) e solos com textura argilosa (B) nas profundidades 0-20 cm; 20-40 cm; e 40-60 cm em função do tempo de aplicação de dejetos.

Comparando com o trabalho de Mattias (2006) em estudo em duas microbacias no Estado de Santa Catarina, observou valores médios de pH entre 5,1 e 5,5 nos solos que recebem aplicações sistemáticas de dejetos, enquanto que naqueles que não receberam aplicações de dejetos o pH variou de 4,9 a 5,0.

Pereira (2006) observou variação do pH do solo para os tratamentos que foram adicionados água residuária de suinocultura (ARS), valores que variaram de 4,2 a 5,4. Segundo o autor, atribuiu-se tal fato ao elevado valor do pH da água residuária de

suinocultura aplicada no solo (pH 7,0 a 8,1), o que pode estar associado ao comportamento do pH no presente estudo, uma vez que a água residuária da suinocultura utilizada durante o ciclo apresentou pH de 7,4 a 8,3.

De acordo com Malavolta, Pimentel Gomes e Alcarde, (2002) algumas médias obtidas nas taxas de ARS para dois períodos de coleta não se enquadram na faixa ideal de pH do solo, tida entre 6,0 e 6,5 para a camada arável de 0-20 cm.

De forma semelhante ao calcário, o efeito do dejetos animal sobre o pH do solo pode persistir durante muitos anos, uma vez que os compostos orgânicos liberados durante o processo de decomposição do esterco podem formar complexos com o Al, diminuindo sua fitotoxicidade (ASSMANN et al., 2007).

Os autores Assmann et al., (2007) constataram, em curto período de tempo, influência das doses de esterco líquido suíno sobre o pH do solo. A aplicação do esterco líquido suíno, segundo os autores, aumentou o pH de 4,52 para 4,79, com as doses de 0 e 80 m³ ha⁻¹, respectivamente.

Resultados diferentes aos desenvolvidos por Galvão et al. (2008) e por Adeli et al. (2008), identificaram que a acidez do solo reduziu significativamente devido à aplicação contínua de esterco, em relação às áreas não adubadas.

Quanto ao comportamento do pH no perfil do solo, nota-se redução da acidez com o aumento da profundidade, o que deve ter proporcionado a elevação dos cátions básicos (Mg, K e Ca e Na) e a possível formação de compostos insolúveis entre P e Ca, (Scherer et al., 2010).

Medeiros et al., (2005a), avaliando variações do pH do solo quando foi aplicada água residuária de origem doméstica, constataram incremento significativo, em relação às áreas que receberam calagem e adubação química; todavia, esse comportamento no perfil do solo foi semelhante ao observado neste trabalho.

4.2. Teores de Ca + Mg do solo

A aplicação contínua de DLS do SPL e SVT aumentaram os teores de Ca+Mg apenas nos solos arenosos (Figura 2).

Os teores de Ca+Mg dos solos arenosos aumentaram 1,1, 0,64 e 0,69 cmolc dm⁻³, nas respectivas profundidades do solo (0-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm) até aos 10 anos de aplicações de DLS (Figura 2).

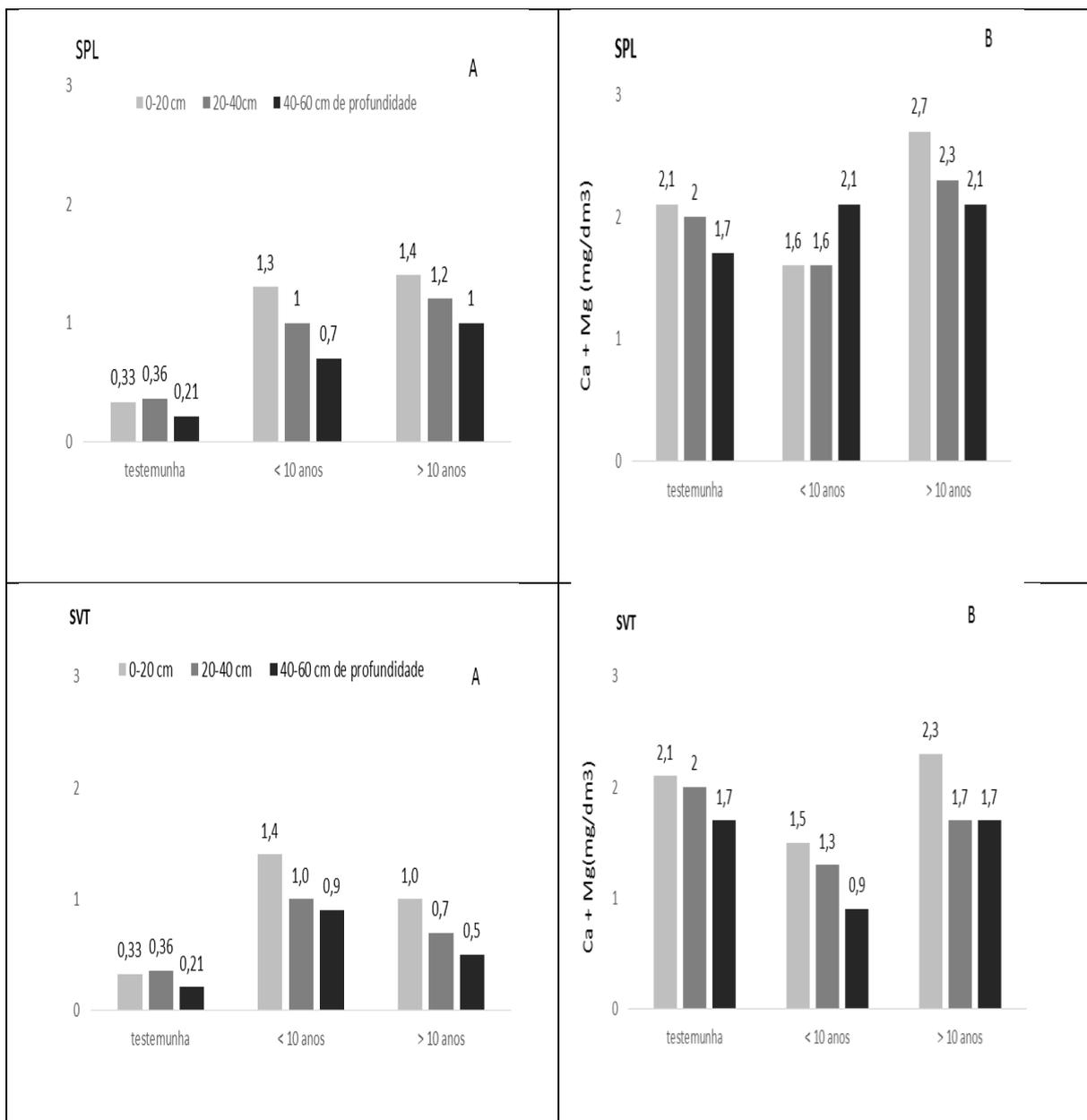


Figura 2. Valores de Ca+Mg dos solos arenosos (A) e nos solos argilosos (B) nas profundidades 0-20 cm; 20-40 cm; 40-60 cm em função do tempo de aplicação de dejetos.

Esse aumento possivelmente foi devido o incremento da CTC, pois dejetos de suínos não são fontes expressivas de Ca e Mg ($0,2 \text{ kg m}^{-3}$ e $0,02 \text{ kg m}^{-3}$, respectivamente), segundo Menezes et al. (2007). Contrariamente, Queiroz et al., (2004) relatam que com uso de doses de até $1.198,89 \text{ kg ha}^{-1}$ de Ca advindo de água residuária da suinocultura em pastagens de tifton, o Ca no solo permaneceu inalterado e os teores de Mg no solo diminuíram.

4.3. Teores de potássio do solo

Houve aumento dos teores de K no solo com aplicação contínua de DLS independente se foi do sistema SPL ou SVT e independente da textura de solo em relação ao solo controle, em todas as profundidades avaliadas (Figura 3).

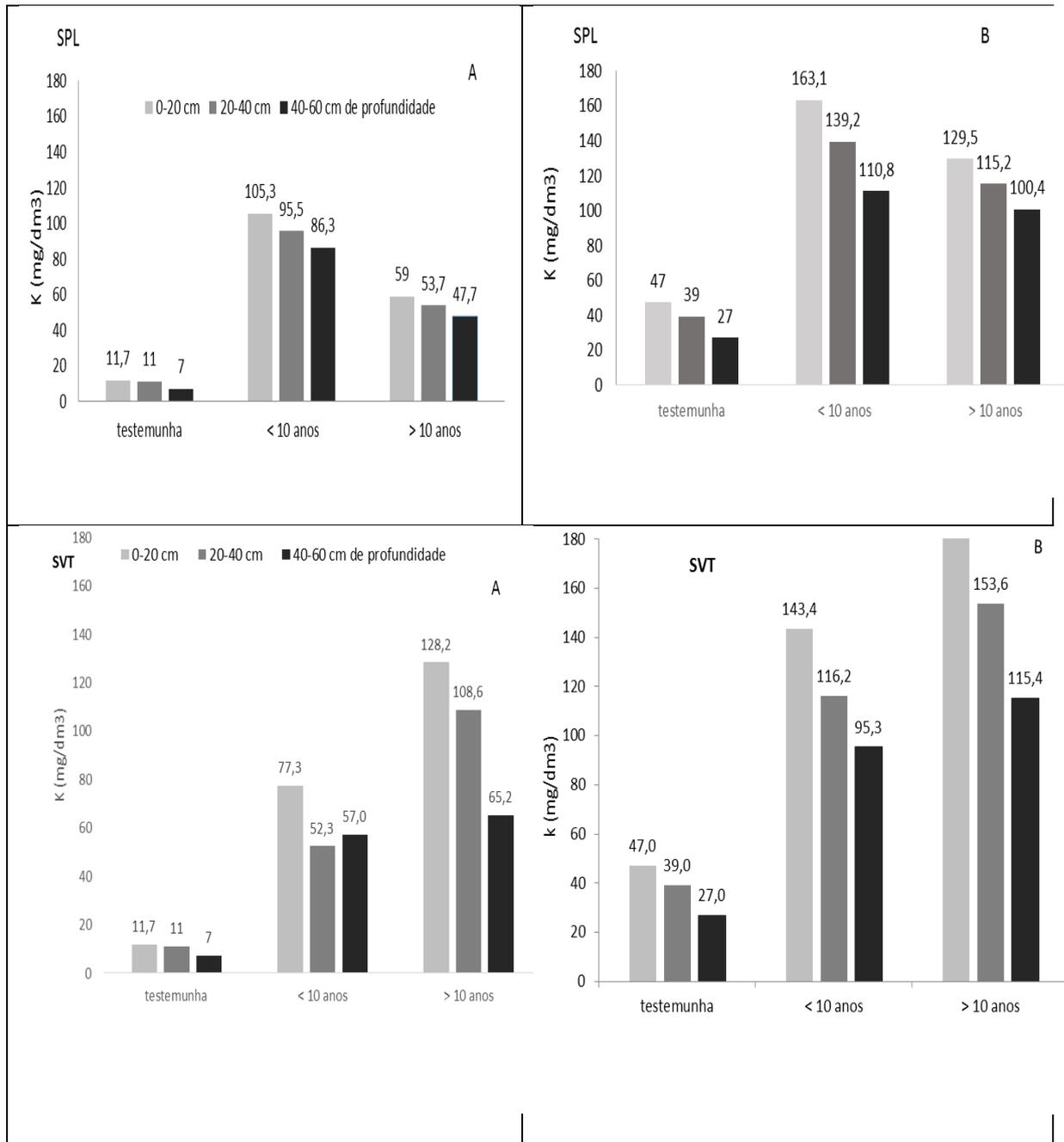


Figura 3. Teores de potássio dos solos de textura arenosa (A) e textura argilosa (B) nas profundidades 0-20 cm; 20-40 cm e 40-60 cm em função do tempo de aplicação de dejetos.

Os nutrientes que mais aumentaram nos solos, independentemente da textura, foram K e P, sendo o incremento de 800% e 5.183%, respectivamente, nas camadas mais superficiais do solo.

Os teores de K estão superiores aos adequados conforme CTC a pH 7,0 igual ou maior do que 4 cmolc dm^{-3} que corresponde entre 51 a 80 mg dm^{-3} (Sousa; Lobato, 2004). O ideal segundo Sousa; Lobato (2004) é que o K na CTC ocupe de 3 a 5%. Na camada de 0-20 cm o K está ocupando em média 7,09%, ou seja, encontra-se em excesso.

Os nutrientes que mais aumentaram nos solos arenosos do SVT foram K e P, sendo os incrementos de 995,7% e 3.016,7%, respectivamente, nas camadas mais superficiais do solo (Figuras 3 e 4). Semelhantemente a aplicação de DLS do SPL em solos arenosos (Figuras 3 e 4), porém com incrementos menores. Estimou-se que foram aplicados nesses solos cerca de 2.880 kg ha^{-1} de K_2O e 594 kg ha^{-1} de P_2O_5 ao longo de 10 anos ($1,6 \text{ kg m}^{-3} \times 180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \times 10$ anos para K_2O e $0,33 \text{ kg m}^{-3} \times 180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \times 10$ anos para P_2O_5 , segundo a Tabela 1).

Semelhantemente a aplicação de DLS do SPL em solos arenosos, os nutrientes que mais aumentaram nos solos argilosos foram K e P, sendo o incremento de 248,8% e 1.705%, respectivamente, nas camadas mais superficiais do solo.

Notou-se que nos solos arenosos que receberam dejetos do SPL, os teores de K foram aumentando também em profundidade, $105,3 \text{ mg dm}^{-3}$ na camada 0-20 cm, $95,5 \text{ mg dm}^{-3}$ na camada 20-40 cm e $86,3 \text{ mg dm}^{-3}$ na camada 40-60 cm (Figura 3), diferentemente dos teores de P que permaneceram mais nas camadas superficiais (Figura 4).

Os teores de K em solos naturais foram classificados como baixos ($< 15 \text{ mg dm}^{-3}$) conforme relatam Sousa; Lobato (2004) para solos com CTC abaixo de 4 cmolc dm^{-3} . Com aplicação de DLS do SPL em solos arenosos o teor de K de $11,7 \text{ mg dm}^{-3}$ foi para 105 mg dm^{-3} , considerado alto ($> 40 \text{ mg dm}^{-3}$) pelos autores citados. Houve acréscimo dos teores de K em profundidade com mais tempo de aplicação de dejetos, para $128,2 \text{ mg dm}^{-3}$ de K na camada 0-20 cm, $108,6 \text{ mg dm}^{-3}$ de K na camada 20-40 cm e $65,2 \text{ mg dm}^{-3}$ de K na camada 40-60 cm (Figura 3).

Notou-se que nos solos argilosos com aplicação de dejetos do SVT por mais de 10 anos, os teores de K aumentaram em profundidade, com $180,1 \text{ mg dm}^{-3}$ de K na camada 0-20 cm, $153,6 \text{ mg dm}^{-3}$ de K na camada 20-40 cm e $115,4 \text{ mg dm}^{-3}$ de K na camada 40-60 cm (Figura 3). Todos esses teores de K estão excessivos no solo ($> 80 \text{ mg dm}^{-3}$) e podem proporcionar um desbalanço nutricional no solo.

Constatou-se que nos solos argilosos que receberam dejetos do SPL, os teores de K foram aumentando também em profundidade, com $163,1 \text{ mg dm}^{-3}$ de K na camada 0-20 cm,

139,2 mg dm⁻³ de K na camada 20-40 cm e 110,8 mg dm⁻³ de K na camada 40-60 cm (Figura 3).

Em comparação com dados dos autores Scherer et al., (2010) verificaram teores de K mais elevados nas camadas superficiais do solo em dois períodos de aplicação de dejetos (15 anos e > 20 anos), que não diferiram entre si, mas foram superiores ao sistema com adubação mineral, à exceção do Cambissolo.

Em solos com aplicação de dejetos de suínos, Adeli et al., (2008) verificaram acúmulo de K extraído por Mehlich III até a profundidade de 30 cm. No entanto, o K adicionado ao solo, forma ligação iônica fraca com os grupos funcionais de superfície (Kaminski et al., 2007), tornando o acúmulo desse elemento no solo pouco representativo, como verificado por Scherer et al., (2007).

Esses autores, Scherer et al. (2007) não verificaram acúmulo de K em Latossolo submetido à aplicações anuais de 40 e 115 m³ ha⁻¹ de dejetos num período de quatro anos. Além disso, o K pode ser absorvido e exportado em grandes quantidades pelas culturas, como relatado por Ceretta et al., (2003), para explicar a diminuição dos seus teores trocáveis na camada 0-20 cm, em um Alissolo Crômico (atual Argissolo Bruno-Acinzentado) cultivado com pastagem natural e submetido a 28 aplicações de dejetos líquidos de suínos, num período de 4 anos.

Solos de cerrado são pobres naturalmente para a maioria dos nutrientes (Raij, 1981). Quando se aplicam nutrientes, conseqüentemente, aumentam os teores no solo (Sousa: Lobato, 2004).

Segundo Sousa e Lobato (2004) a lixiviação de potássio em solos arenosos se deve, principalmente, ao teor desse nutriente na solução do solo e da quantidade de água que percola através do perfil de solo. Como a CTC efetiva e a força de adsorção de potássio dos solos de Cerrado são normalmente baixas em solos arenosos, poderá proporcionar perdas consideráveis desse nutriente por lixiviação.

Resultados obtidos por Werle et al. (2008), em dois Latossolos do estado de São Paulo, mostraram que houve movimentação do K no perfil independentemente do teor de argila do solo e que a lixiviação de K estava diretamente relacionada com o teor inicial desse elemento no solo, resultante da aplicação de altas doses de adubos potássicos no período que antecedeu o estudo.

4.4. Teores de fósforo no solo

Houve aumento dos teores de P no solo com aplicação contínua de DLS independente se os dejetos eram do SPL ou do SVT e da textura de solo em relação ao solo controle, até na profundidade de 40-60 cm (Figura 4).

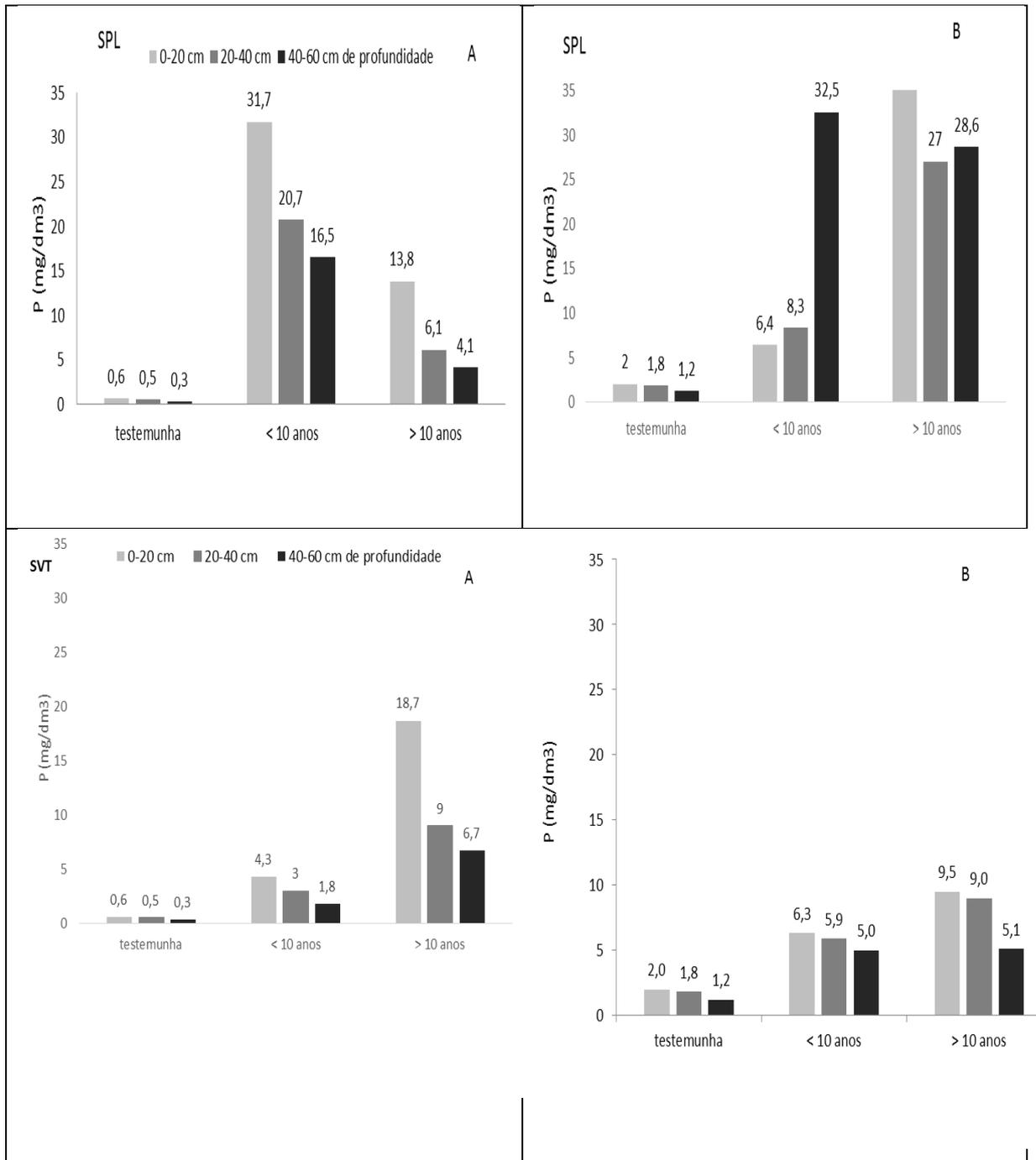


Figura 4. Teores de fósforo nos solos de textura arenosa (A) e solos de textura argilosa (B) nas profundidades 0-20 cm; 20-40 cm; 40-60 cm em função do tempo de aplicação de dejetos.

Observou-se que o teor de P no solo com as aplicações contínuas de DLS do SPL em solos arenosos por mais de 10 anos aumentaram também em profundidade, chegando a 28,6 mg dm⁻³ de P na camada 40-60 cm (Figura 4).

Os teores de P aumentaram com o uso contínuo de DLS. O solo controle de textura arenosa possuía 0,6 mg dm⁻³ de P e passou a ter 18,7 mg dm⁻³ de P. Apesar do acréscimo substancial (3 mil vezes) esse teor de P é considerado adequado (para solos de Cerrado com textura arenosa (18,1 a 25 mg dm⁻³ de P), segundo Sousa; Lobato (2004).

Os teores de P em solos naturais do Cerrado são baixos (< 1 mg dm⁻³), com aplicação contínua de DLS houve incremento de P para 31,7 mg dm⁻³, teor esse considerado alto para solos com textura média e arenosa (> 20 mg dm⁻³), segundo Sousa; Lobato (2004).

O problema dos aumentos de P no solo é a perda desse solo por escoamento superficial, levando o P para os mananciais de água, causando eutrofização (Gatiboni et al. 2015).

Observou-se que o teor de P com as aplicações contínuas de DLS do SVT aumentou também em profundidade, chegando a 6,7 mg dm⁻³ de P na camada 40-60 cm (Figura 4).

Apesar de Sousa e Lobato (2004) relatarem a imobilidade do P, devido à retenção da maior parte desse na fase sólida do solo (CTC), formando compostos menos solúveis, o grau de retenção está associado à textura do solo, tipos de minerais de argila e acidez do solo.

Os teores de P em solos naturais do Cerrado são baixos (< 1 mg dm⁻³), porém com aplicação contínua de DLS houve incremento de P para 36,1 mg dm⁻³, teor esse considerado alto para solos com textura argilosa (> 12 mg dm⁻³), segundo Sousa; Lobato (2004). Os teores de P ideal para solos argilosos seriam de 14 a 18 mg dm⁻³.

Em mais de 10 anos de aplicação de dejetos, o teor de P não alcançou o teor adequado, os teores médios estão abaixo do adequado, segundo Sousa et al. (2010), para solos que receberam DLS do SVT (Figura 4).

Os teores de P aumentaram 375% na camada de 0-20 cm e K aumentou 283,2% com aplicação contínua de DLS do SVT (Figura 4). Mesmo com esse aumento do teor de P com as aplicações de DLS o teor 9,5 mg dm⁻³ de P é considerado abaixo do adequado para solos argilosos (Sousa; Lobato).

O comportamento do K e do P no solo foi similar, verificando teores mais elevados nas camadas superiores (0-20 cm) e nas camadas (20-40 cm; 40-60 cm) houve diminuição nos teores no período de aplicação > 10 anos de uso contínuo de dejetos. Esse fato evidencia que na cultura da pastagem, onde os dejetos líquidos de suínos são utilizados como nutrientes, possivelmente o P está sendo extraído pelas gramíneas.

Barilli (2005) demonstrou a grande contribuição no fornecimento de P ao solo pela aplicação de DLS no aumento da disponibilidade deste nutriente quando comparado à condição natural do solo (área com floresta nativa). Vale ressaltar que esse aumento no teor de P no solo foi verificado apenas nas camadas superficiais, isto é, até 10 cm de profundidade.

Comparando os resultados do P obtidos nessa pesquisa com os dados do trabalho realizado por Scherer et al. (2010), no qual verificaram que os maiores teores P foram observados na camada de 0-5 cm nos solos que receberam dejetos por mais de 20 anos, que, com exceção do Neossolo, diferiram dos solos que receberam dejetos por menos tempo ou adubo mineral.

Isso demonstra que sucessivas aplicações de dejetos, às vezes, em quantidades superiores às necessidades de P das culturas, resultam em acúmulo do nutriente na superfície do solo, sobretudo em se tratando de áreas com sistema plantio direto consolidado, em que os dejetos são sucessivamente aplicados na superfície do solo, sem incorporação (Scherrer et al., 2010).

Motta et al., (2002) comentam que, devido à baixa mobilidade de P no solo e ao acúmulo devido à aplicação do P superficial em plantio direto, seja via fertilização mineral ou orgânica, comumente ocorre acúmulo nas camadas superficiais do solo.

Os dados de Pratt (1979), com sucessivas aplicações de dejetos podem causar acúmulo de P, principalmente, na camada superficial do solo, favorecendo as perdas por escoamento superficial.

O fósforo contido nos esterco difunde-se mais rapidamente no solo que o contido nos fertilizantes comerciais, pois a matéria orgânica do esterco favorece a solubilização dos fosfatos, ocorrendo principalmente, em solos altamente arenosos (OLIVEIRA, 1993). Diferente do que ocorre em solos argilosos, pois o movimento vertical do fósforo orgânico é maior que o do fósforo mineral, não podendo causar problema de contaminação em águas subterrâneas profundas (BARCELLOS, 1992).

A mobilização do P em profundidade deve estar ocorrendo pelo sistema radicular das gramíneas implantadas nestas áreas, pois o P na planta é móvel (Malavolta, 1999). Ou ainda o aumento do pH do solo com as aplicações de dejetos, aumentam a disponibilidade de P lábil (Guardini et al., 2012).

Os dejetos de suínos são fontes de P, mas os solos argilosos possuem quantidade considerável de óxidos de Fe e Al que adsorvem o P nos coloides, diminuindo sua disponibilidade na solução do solo (Novais; Smith, 2006), por isso os aumentos de P no solo que recebeu dejetos não foram expressivos.

Hesketh; Brookes (2000) mostram que sucessivas aplicações de dejetos, em quantidades que excedem a demanda da cultura, podem causar a movimentação de fósforo no perfil do solo, devido à sua diminuição da capacidade de adsorção do solo, além da possibilidade da movimentação no perfil de fósforo na forma orgânica (HESKETH; BROOKES, 2000).

Dados dos autores Djodjic et al. (2004) e Berwanger (2006) afirmaram que a elevação dos teores do fósforo no solo com o passar do tempo pela aplicação de água residuária da suinocultura, deve-se ao fato que estas doses sempre são baseadas no teor de nitrogênio e esse se repete após cada cultivo, diferente do fósforo, podendo ocorrer com o tempo perdas de fósforo por lixiviação e escoamento superficial.

Segundo os autores Doblinski et al. (2007) verificaram aumento gradativo de fósforo nas camadas mais superficiais do perfil, conforme as doses de água residuária de suinocultura (50, 100, 150 e 200 m³ ha⁻¹) e observaram que a partir da testemunha (sem aplicação de água residuária) a quantidade de P foi aumentando linearmente.

Tal fato poderia ser evidenciado pelos estudos realizados por Queiroz et al. (2004) com o objetivo de avaliar o efeito da aplicação intensiva de dejetos líquidos de suínos nas características químicas e físico-químicas de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo, cultivado com diferentes gramíneas forrageiras, verificaram que os nutrientes P, K, Na e Zn se acumularam no solo, enquanto que as concentrações de Mg e Cu diminuíram e a de Ca se manteve inalterada na profundidade de 0-20 cm.

4.5. Teores de Cu e Zn nos solos

Observou-se efeito significativo do tempo de uso de dejetos de suínos dos sistemas de manejo SPL e SVT sobre os teores de Cu nos solos arenosos e argilosos provenientes (Figura 5).

Houve incremento dos teores iniciais de Cu de 0,8 mg dm⁻³ para 1,5 mg dm⁻³ e para 1,2 mg dm⁻³ com 10 anos de aplicação de DLS do SPL e de DLS do SVT, respectivamente em solos arenosos (Figura 5). Mesmo com aumento de 87,5% e 50% de Cu, com aplicação de dejetos dos dois sistemas SPL e SVT por dez anos, respectivamente, em relação ao solo controle, esse aumento foi considerado baixo. Houve adição de aproximadamente 22,5 kg ha⁻¹ de Cu (180 m³ ha⁻¹ de DLS x 10 anos x 12,5 g m⁻³ teor médio de Cu do DLS).

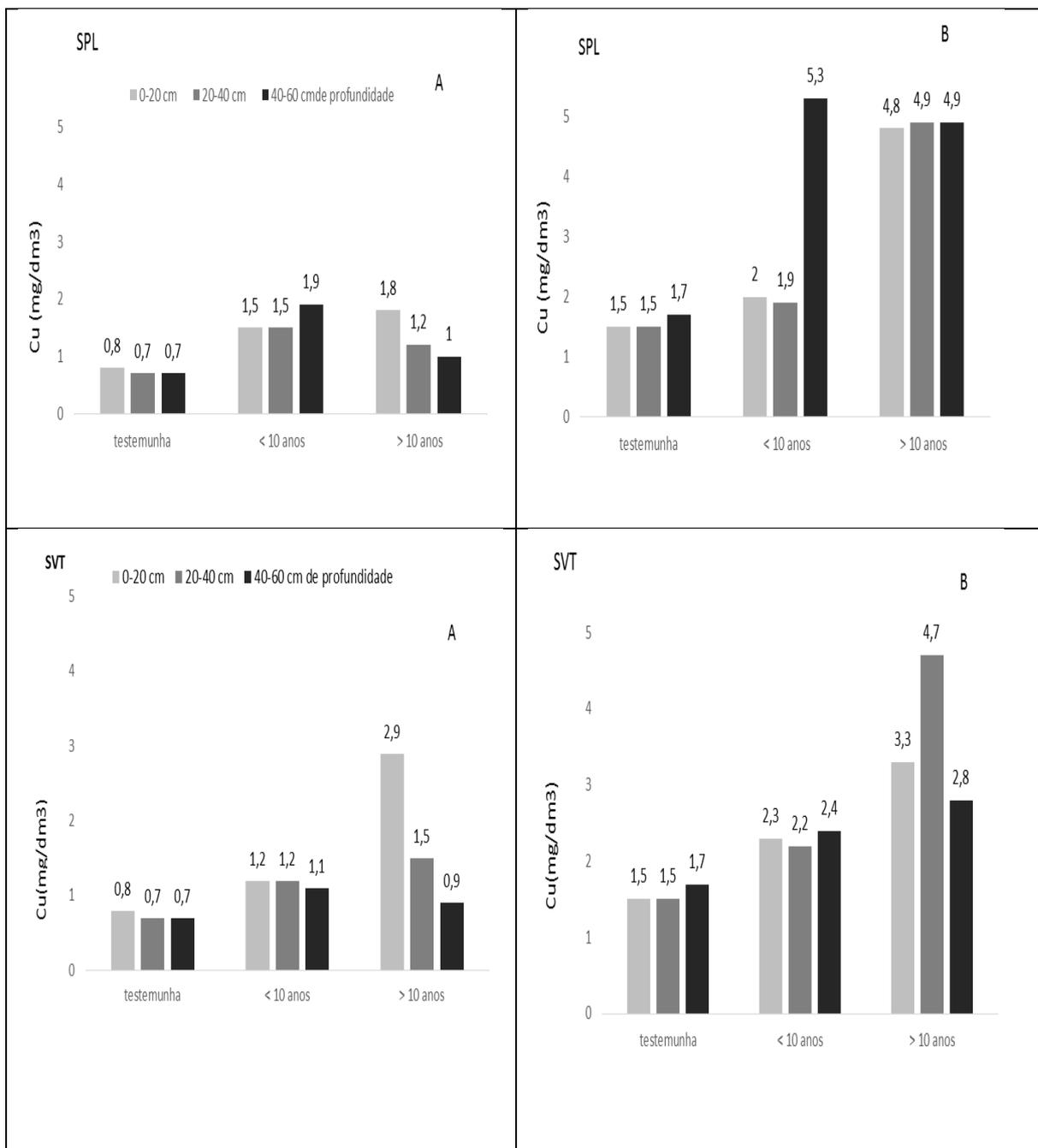


Figura 5. Teores de cobre nos solos arenosos (A) e solos argilosos (B) nas profundidades 0-20 cm; 20-40 cm; 40-60 cm em função do tempo de aplicação de dejetos.

Após 10 anos de aplicação de DLS, os teores de Cu no solo aumentaram, passando para $1,8 \text{ g m}^{-3}$ e $2,9 \text{ g m}^{-3}$ de Cu na camada de 0-20 cm, nos solos arenosos que receberam dejetos do SPL e SVT, respectivamente (Figura 5). Outros autores (Giroto, 2007; Scherer et al., 2010; Penha et al, 2015) encontraram também acréscimo de Cu no solo com aplicação contínua de DLS.

Em solos argilosos, houve maior incremento nos teores de Cu em relação aos solos arenosos (Figura 5), sendo os teores de Cu de $4,8 \text{ mg dm}^{-3}$ e $3,3 \text{ mg dm}^{-3}$ quando houve aplicação de dejetos do SPL e SVT, respectivamente, por mais de 10 anos, na profundidade de 0-20 cm (Figura 5)

Apesar do incremento dos teores de Cu em solos arenosos e argilosos os teores de Cu na camada de 0-20 cm são baixos em relação ao teor considerado contaminante. Segundo os dados do Conama (2009) os teores de Cu no solo não podem exceder a 200 mg dm^{-3} .

Nos resultados apresentados por Mattias (2006), constatou-se baixa relação entre o tempo de aplicação de dejetos de suínos e o aumento nos teores de Cu em dois solos de Santa Catarina.

Dentre os metais pesados, o cobre é um dos menos móveis no solo devido a sua forte adsorção aos coloides orgânicos e inorgânicos do solo. Na matéria orgânica o cobre é retido, principalmente, pelos ácidos húmicos e fúlvicos, formando complexos estáveis (SILVA e MENDONÇA, 2007).

Apenas houve incremento dos teores de Zn com aplicação de DLS em solos arenosos (Figura 6).

Com a aplicação de DLS do SPL em solos argilosos houve modificações de todos os atributos químicos do solo, semelhantemente a aplicação de DLS do SPL em solos arenosos, inclusive com acréscimo dos teores de Zn (Tabelas 3 e 4).

Os teores de Zn aumentaram 200% em relação ao solo controle com aplicação de DLS do SVT por mais de 10 anos (Figura 6). Resultados semelhantes foram relatados por outros autores (Giroto, 2007; Scherer et al., 2010; Penha 2015) que mostram acréscimo de Zn no solo com aplicações sucessivas de dejetos. Porém, o teor médio encontrado nos solos argilosos do Cerrado com aplicação acima de 10 anos, referente a $20,9 \text{ mg dm}^{-3}$ de Zn é considerado alto para a agricultura, mas baixo como teor contaminante. Pelos dados do Conama (2009) os teores de Zn no solo não podem exceder a 450 mg dm^{-3} , pois seriam valores contaminantes.

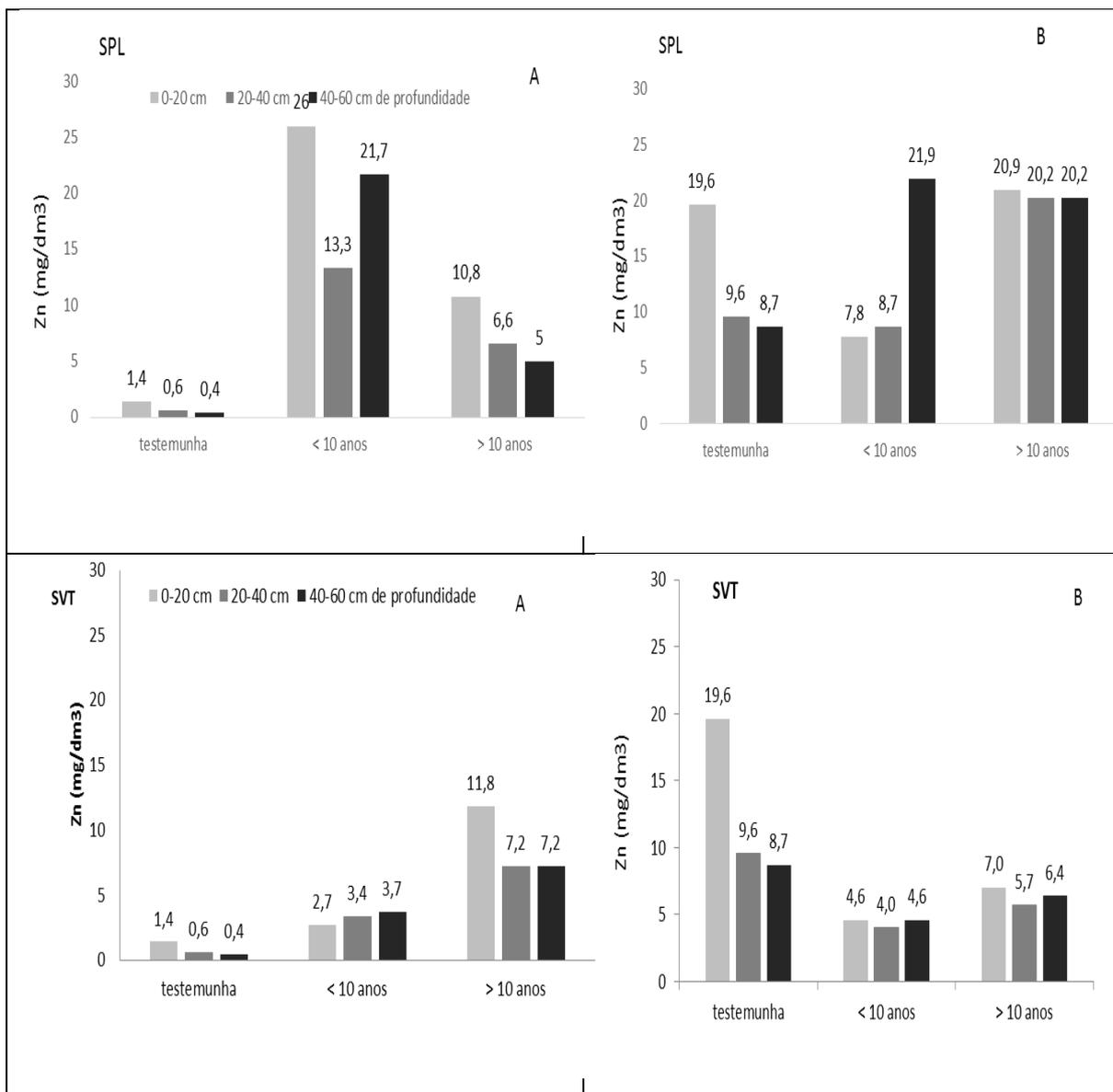


Figura 6. Teores de Zinco nos solos arenosos (A) e solos argilosos (B) nas profundidades 0-20 cm; 20-40 cm; 40-60 cm em função do tempo de aplicação de dejetos.

Analisando dados de Mattias (2006), em estudo realizado na Microbacia Rio Coruja/Bonito também localizada no Município de Braço do Norte, observou-se que apesar das quantidades elevadas de dejetos suínos aplicados anualmente, os teores dos metais pesados (Cu e Zn) encontrados foram relativamente baixos, mesmo com várias aplicações de dejetos.

Avaliando os dados de Moreira et al., (2009) as disponibilidades desses dois metais pesados (Cu e Zn) nas camadas superficiais são relativamente baixas quando comparados com a capacidade máxima de adsorção dos solos da região de Santa Catarina, que foi de 317 e 221 mg kg⁻¹ de Cu e de 137 e 325 mg kg⁻¹ de Zn, em Cambissolo e Latossolo, respectivamente.

Isso explica, em parte, a baixa mobilidade desses dois elementos nesses solos, principalmente, no Latossolo, mesmo em áreas com sucessivas aplicações de dejetos de suínos.

Em comparação aos dados de Scherer et al (2010) em Latossolo, a adubação com dejetos de suínos influenciou significativamente os teores de Zn até a profundidade de 10 cm, ao passo que nos demais solos a mobilidade do elemento, a exemplo do Cu se estendeu até a profundidade de 20 cm. Esses resultados estão de acordo com os obtidos por Girotto (2007), que em um Argissolo adubado por sete anos com dejetos de suínos também verificou pouca mobilidade desses dois elementos no solo, chegando até 10 e 12 cm de profundidade para Zn e Cu, respectivamente.

MATOS et al., (1997) também não verificaram aumento nas concentrações de Cu e Zn trocáveis no perfil do solo submetido à aplicação de esterco líquido de suínos nas doses de 0, 50, 100, 150 e 200 m³ ha⁻¹, sendo que nesse caso a aplicação foi efetuada, na sua totalidade, em uma só vez.

Os valores considerados altos para fins de avaliação da fertilidade do solo são de Cu > 1mg dm⁻³ e Zn > 1mg dm⁻³ conforme recomendação Moraes et al. (2010).

Resultados semelhantes foram encontrados por Scherer et al. (1996), em que o expressivo acúmulo de Cu e Zn na camada superficial do solo sob SPD pode ser explicado pelas altas concentrações desses metais nos dejetos de suínos. No Latossolo, a adubação com dejetos de suínos influenciou significativamente os teores de Zn até a profundidade de 10 cm, ao passo que nos demais solo a mobilidade do elemento, a exemplo do Cu se estendeu até a profundidade de 20 cm (Scherrer et al., 2010). Esses resultados estão de acordo com os obtidos por Girotto (2007), que em um Argissolo adubado por sete anos com dejetos de suínos também verificou pouca mobilidade desses dois elementos no solo, chegando até 10 e 12 cm de profundidade para Zn e Cu, respectivamente.

4.6. Teores de matéria orgânica no solo

Houve aumento dos teores de MOS nos solos arenosos com aplicação contínua de DLS independente se SPL ou SVT até a profundidade de 40-60 cm em relação ao solo controle (Figura 7).

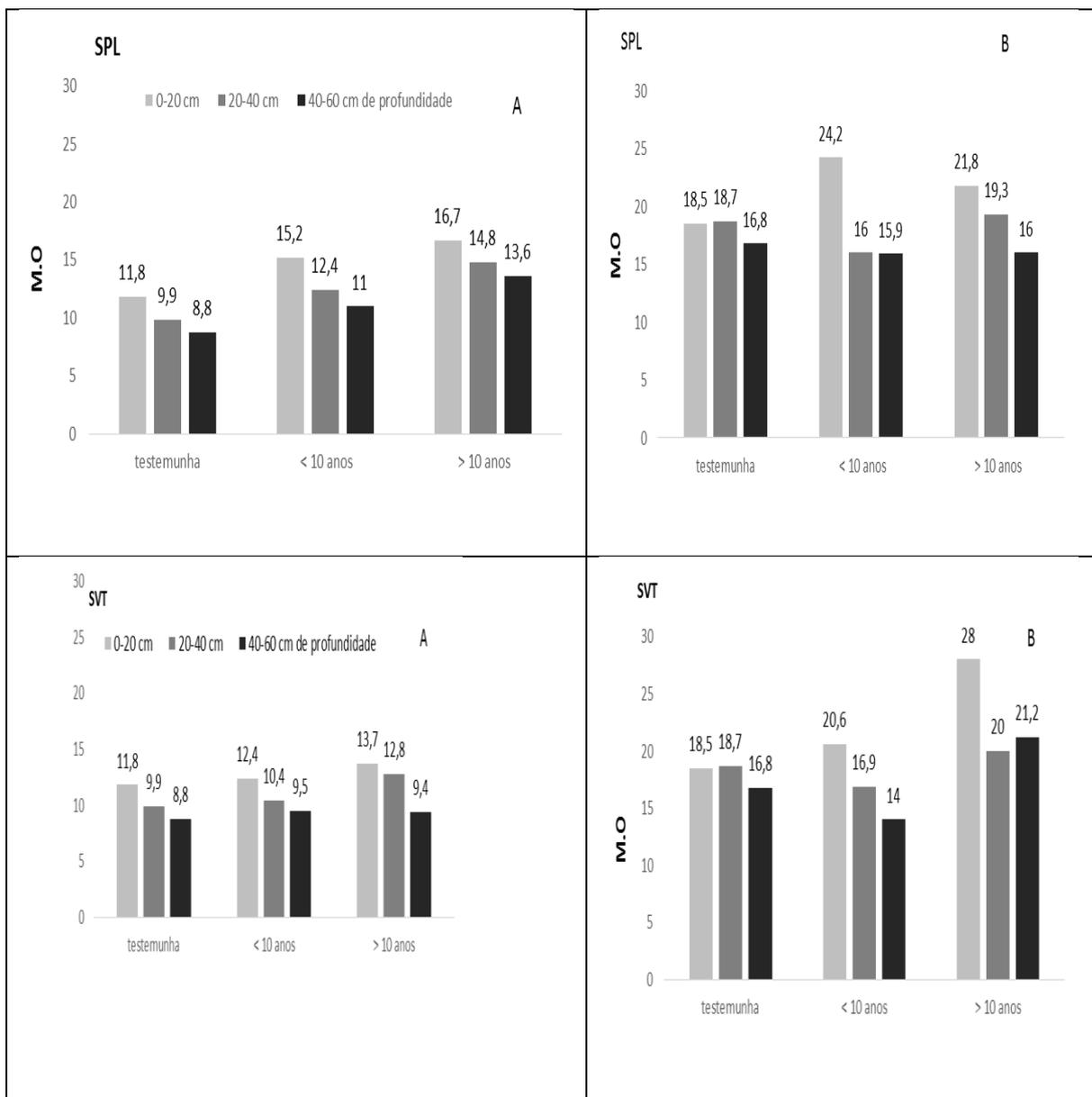


Figura 7. Teores de matéria orgânica dos solos arenosos (A) e nos solos argilosos (B) nas profundidades 0-20 cm; 20-40 cm; 40-60 cm em função do tempo de aplicação de dejetos.

Em solos argilosos que receberam DLS do SVT por 10 anos, houve modificação da MO na camada de 0-20cm quando comparados ao solo controle (Figura 7).

Houve incremento de 1% da MOS (10 g dm^{-3}) com o uso contínuo de DLS do SVT (> 10 anos de aplicação). O aumento pode ser atribuído à adição de materiais húmicos advindos dos dejetos, construindo a MOS do solo (Penha et al, 2015).

Comparando esses resultados com os de outros autores Scherer et al. (1996) esse fato não era esperado, em razão do baixo teor de matéria seca e carbono orgânico que os dejetos

líquidos de suínos apresentam. Em média, os dejetos de suínos dos sistemas da Região do Sudoeste Goiano possuem 6,36 a 9,15 kg m⁻³ de matéria seca (Tabela 1).

Scherer et al., (2010), comparando várias lavouras adjacentes com e sem a aplicação de DLS por 15 ou mais anos, em três classes de solos característicos do Oeste catarinense (Latossolo, Cambissolo e Neossolo), não constataram diferenças no teor de MOS nas camadas amostradas. Semelhantemente, Dal Bosco (2007) também não verificou aumento no teor de matéria orgânica do solo com a aplicação de ARS (água residuária da suinocultura), fato que segundo Scherer et al., (1984) citado por Bertol (2005) pode estar associado à baixa percentagem de matéria seca presente no dejetos (3%), afetando pouco o teor de carbono no solo, uma vez que grande parte desse é perdido sob a forma de CO₂.

Asmann et al. (2007) não observaram aumento no teor de matéria orgânica com a aplicação de dejetos líquido de suínos, o que segundo os autores deve ser considerado as características intrínsecas do esterco utilizado, em que a qualidade dos compostos orgânicos pode determinar maior ou menor acúmulo de matéria orgânica no solo.

O aumento do teor de matéria orgânica no solo pode propiciar melhorias das condições físicas, aumento da infiltração da água, aumento da CTC, maior controle do pH no solo (maior poder tampão) (Malavolta, Pimentel Gomes e Alcarde, 2002).

Primavesi (2002) complementou que a matéria orgânica é fonte de energia para os microrganismos, de forma que a bioestrutura granular aumenta a capacidade de armazenar umidade, reter e fixar fósforo e nitrogênio, ajudando assegurar potássio, cálcio e magnésio, entre outros nutrientes disponíveis para as raízes da planta.

4.7. Teores de CTC dos solos

Foi observado que houve aumento nos teores de CTC dos solos na aplicação de DLS dos SPL apenas para solos de textura arenosa quando comparado ao solo controle (Figura 8).

Os teores da CTC no solo arenoso foram significativos com o uso de DLS por 10 anos, com incremento de 0,3 cmolc dm⁻³ (Figura 8). Resultados semelhantes foram encontrados por Penha et al. (2015), com aumentos da CTC de aproximadamente 0,5 cmolc dm⁻³ com aplicação de 100 a 200 m³ ha⁻¹ de DLS após 9 anos na camada de 0-10cm, quando comparado com o solo controle. O aumento da CTC pode ser atribuído a adição de materiais húmicos advindos dos dejetos, construindo a MO do solo (Penha et al, 2015). Conseqüentemente, observou-se aumento da MO na camada mais superficial do solo com aplicação contínua de DLS do SPL de 4,9 g kg⁻¹ (Figura 7).

Os teores da CTC no solo diminuíram com o uso de DLS por 10 ou acima de 10 anos, de 0,2 a 0,3 cmolc dm⁻³ (Figura 8). Diferentemente dos DLS do SPL aplicados em solos arenosos (Figura 8). Como a CTC do solo argiloso era maior (6,8 cmolc dm⁻³) do que em solos arenosos, não houve aumento expressivo da CTC dos solos argilosos com aplicação contínua de dejetos.

Nas amostras de DLS os teores de matéria orgânica foram maiores no sistema SVT em relação ao SPL. O teor de matéria orgânica (MO) foi de 3,74 kg m⁻³ nas amostras de dejetos do SPL, enquanto que nas amostras do SVT foi 6,99 kg m⁻³. Possivelmente isso deva ter contribuído para o incremento da CTC desses solos.

Na região de Rio Verde – GO, os solos analisados com aplicação de DLS < 10 anos possuem teores de matéria seca menores (9,15 kg m⁻³ para os dejetos do SVT), possivelmente devido às maiores quantidades de água utilizadas na limpeza, ou temperaturas maiores que proporcionam decomposição mais rápida das partículas orgânicas presentes nos DLS.

Segundo Scherer et al. (1996) e Miranda et.al. (1999) na região Oeste de Santa Catarina, as amostras coletadas de DLS apresentaram densidade de 1014 kg m⁻³ com 25,9 kg m⁻³ de matéria seca.

Esse aumento possivelmente foi devido ao incremento da CTC, pois os dejetos de suínos não são fontes expressivas de Ca e Mg (0,2 kg m⁻³ e 0,02 kg m⁻³, respectivamente), segundo Menezes et al., (2007). Contrariamente, Queiroz et al., (2004) relatam que com uso de doses de até 1.198,89 kg ha⁻¹ de Ca, advindo de água residuária da suinocultura em pastagens de tifton, o Ca no solo permaneceu inalterado e os teores de Mg no solo diminuíram.

Correlacionando os dados obtidos com os dos autores Queiroz et al. (2004) aplicaram água residuária da suinocultura em área com pastagem e também verificaram aumento da CTC em relação à testemunha que não recebeu ARS (água residuária da suinocultura).

Bissani; Tedesco (1995) complementaram que com a elevação da matéria orgânica do solo, a CTC do solo pode ser aumentada e, conseqüentemente, o potássio no solo também apresentou elevação com aplicação de água residuária da suinocultura.

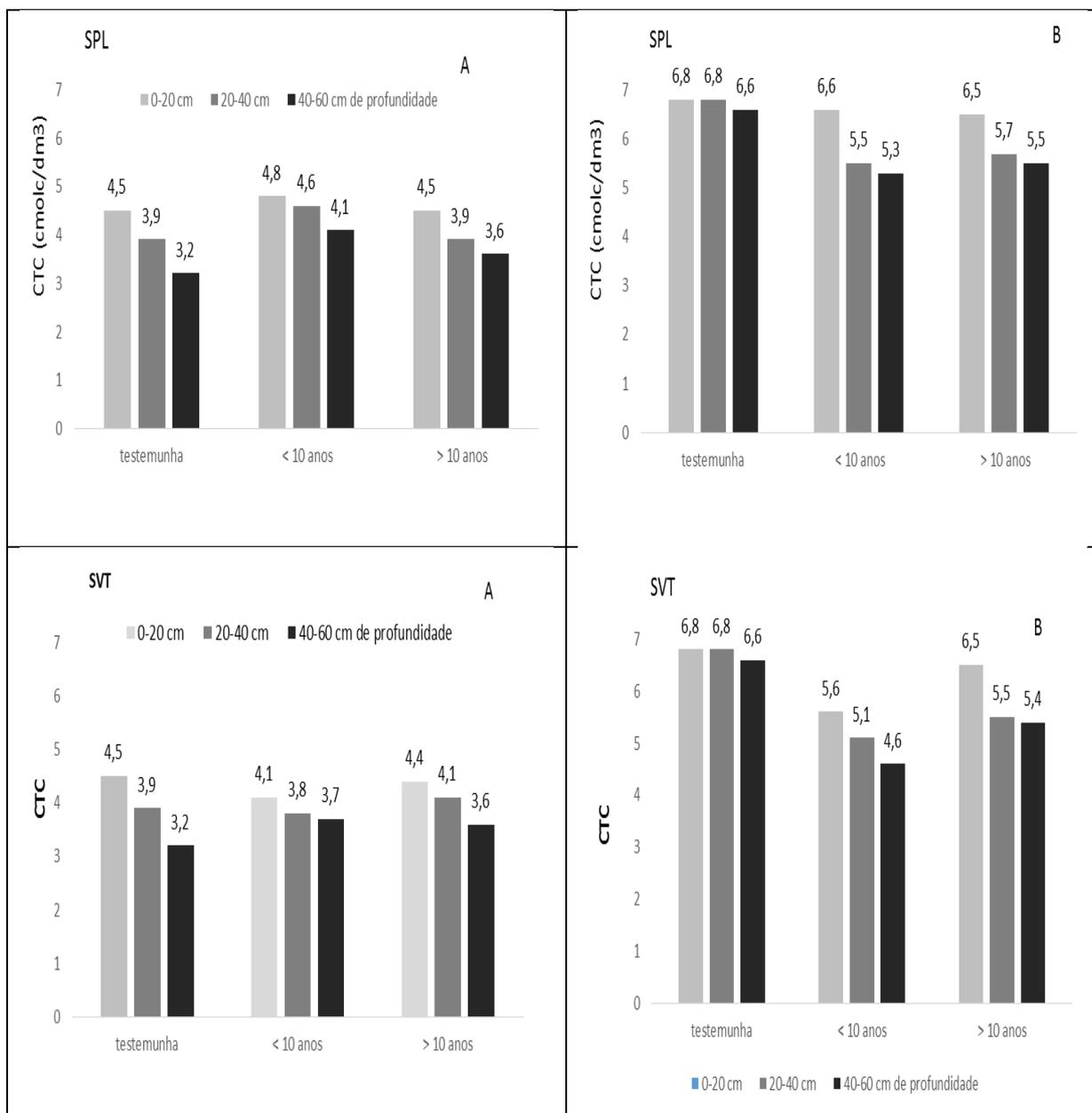


Figura 8. Teores de CTC dos solos arenosos (A) e solos argilosos (B) nas profundidades 0-20 cm; 20-40 cm; 40-60 cm em função do tempo de aplicação de dejetos.

5. CONCLUSÕES

Os dejetos líquidos de suínos do SPL e SVT aplicados em solos arenosos por mais de 10 anos modificam todos os atributos químicos do solo até 60 cm de profundidade. Os dejetos líquidos de suínos do SPL aplicados continuamente em solos argilosos por menos de 10 anos modificam apenas pH, P e K até 40 cm de profundidade. Quando o solo que recebeu esses dejetos líquidos são comparados com o solo controle e os dejetos do SVT promovem modificações desses atributos para Cu até 60 cm de profundidade. Durante o aumento de aplicação de dejetos do SPL, houve maior incremento dos atributos químicos dos solos na camada mais superficial, exceto para Zn e CTC. Não houve diferença da fertilidade do solo entre os tempos de aplicação de DLS em solos arenosos e argilosos acima de 10 anos de aplicações sucessivas. Os nutrientes P e K são os que mais aumentam com aplicação contínua de DLS no solo, independentemente, da classe textural. Os teores de K estão excessivos até a camada 40-60 cm de profundidade. A aplicação contínua de DLS aumenta os teores de Cu no solo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADELI, A.; BOLSTER, C. H.; ROWE, D. E.; MCLAUGHLIN, M. R.; BRINK, G. E. Effect of long-term swine effluent application on selected soil properties. **Soil Sci.**, nº 173, p.223-235, 2008.

AMADO, T.J.C.; BAYER, C.; ELTZ, F.L.F. & BRUM, A.C.R. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **R. Bras. Ci. Solo**, nº 25, p.189-197, 2001.

ASSMANN, A. P.; SANTOS, I. dos; ASSMANN, J. M.; BRAIDA, J. A.; MALAGI, G.; Efeito de doses crescentes de esterco líquido de suínos na intensidade de antracnose e produtividade de soja. **Synergismus scyentifica UTFPR**, Pato Branco, v. 01, n. 1- 4, p. 1-778. 2007.

ASHWORTH, D.J. & ALLOWAY, B.J. Complexation of copper by sewage sludge-derived dissolved organic matter: Effects on soil sorption behaviour and plant uptake. **Water Air Soil Pollution**, nº 182, p.187-196, 2007.

BARILLI, J. **Atributos de um Latossolo Vermelho sob aplicação de resíduos de suínos.** 2005.77 p. Tese (Doutorado). Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu. 2005.

BAYER, C.; MIELNICZUCK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais.** Porto Alegre: Genesis, 1999. p. 9-26.

BASSO, C.J. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos.** 2003. 125p. (Tese de Doutorado) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

BASSO, C.J.; CERETTA, C.A.; DURIGON, R.; POLETTO, N. & GIROTTO, E. Dejeito líquido de suínos: II-Perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ci. Rural**, nº 35, p.1305-1312, 2005.

BERTOL, O, J. **Contaminação da água de escoamento superficial e da água perolada pelo efeito de adubação mineral e adubação orgânica em sistema de semeadura direta.**96. 2005, 209 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

BERWANGER, A.L. **Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com aplicação de dejeito líquido de suínos.** 2006. 102p. Tese (Mestrado) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

BERTOL, O. J. et al. Mobilidade de P, Cu e Zn em colunas de solo sob sistema de semeadura direta submetido às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, n.6, 2010.

CERETTA, C.A.; DURIGON, R.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R. & VIEIRA, F.C.B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesq. Agropec. Bras.**, nº 38, p.729-735, 2003.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - CQFS/RS-SC. **Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina.** Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Núcleo Regional Sul, 2004. 400p.

CONAMA. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**, Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 30 dez. 2009. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano1.cfm?codlegitipo=3&ano=2005>>. Acesso em: 18/07/2015.

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. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 30 dez. 2009. Disponível em: <<http://www.mp.rs.gov.br/ambiente/legislacao/id4830.htm>>. Acesso em: 18/07/2015.

CORREA, M. P. **Dicionário das plantas úteis do Brasil e das exóticas cultivadas**. Rio de Janeiro: Imprensa Nacional, 1974. v. 5, p. 512.

COSTA, F.S.; BAYER, C.; ALBUQUERQUE, J.A. & FONTOURA, M.V. Aumento de matéria orgânica num Latossolo Bruno em plantio direto. **Ci. Rural**, nº 34, p.587-589, 2004.

DAL BOSCO, T.C. **Poluição difusa decorrente da aplicação de água residuária da suinocultura em solo cultivado com soja sob condições de chuva simulada**. Cascavel, 2007. f. 128. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. **Embrapa Suínos e Aves e Extensão**. EMATER/RS, ano 10, agosto/2002. (Boletim Informativo de Pesquisa n. 14).

DJODJIC, F.; BÖRLING, K. & BERGSTRÖM, L. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. **J. Environ. Qual.**, nº 33, p.678-684, 2004.

EGHBALL, B.; BINFORD, G.D. & BALTENSPERGER, D.D. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. **J. Environ. Qual.**, nº 25, p.1339-1343, 1996.

GALVÃO, Sandra R. da S.; SANTOS, Antonio C. dos; SALCEDO, Ignacio H. Relações entre uso do solo, relevo e fertilidade do solo em escala de microbacia. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.12, nº5, p.458-464, 2008.

GATIBONI, L.C; SMYTH, T.J.; SCHMITH; D.E; CASSOL, P. C.; OLIVEIRA, C.M.B. DE. Limite crítico ambiental de fósforo para solos sul-brasileiros com adição de altas doses de nutrientes In: **Tópicos em ciência do solo**. v.9, agosto, 2015. SBCS, Viçosa, MG. p.144-171.

GESSEL, P.D.; HANSEN, N.C.; MONCRIEF, J.F. & SCHMITT, M.A. Rate of fall-applied liquid swine manure: Effects on runoff transport of sediment and phosphorus. **J. Environ. Qual.**, nº 33, p.1839-1844, 2004.

GIROTTI, E. **Cobre e zinco no solo sob uso intensivo de dejetos líquidos de suínos**. 2007. 121 f. Tese (Mestrado) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

GRÄBER, I.; HANSE, J.F.; OLESEN, S.E.; PETERSEN, J.; OSTERGAARD, H.S. & KROGH, L. Accumulation of copper and zinc in danish agricultural soils in intensive pig production areas. **Danish J. Geogr.**, nº 105, p.15-22, 2005.

GUARDINI, R.; COMIN, J.J.; SCHMITT, D. E.; TIECHER, T. L.; BENDER, M. A.; SANTOS, D. R. DOS.; MEZZARI, C. P.; OLIVEIRA, B. S.; GATIBONI, L. C. BRUNETTO, G. Accumulation of phosphorus fractions in typic Hapludalf soil after Long - term application of pig slurry and deep pig litter in a no - tillage system. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.93, p.215 - 225, 2012.

HEATHWAITE, L. et. Al. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. **Journal Environmental Quality**. v.29, p. 10-15, 2015.

HOUNTIN, J.A.; KARAM, A.; COUILLARD, D. & CESCAS, M.P. Use of a fractionation procedure to assess the potential for phosphorus movement in a soil profile after 14 years of liquid pig manure fertilization. **Agric. Ecosyst. Environ.**, nº 78, p.77-84, 2000.

KAMINSKI, J.; BRUNETTO, G.; MOTERLE, D. F.; RHEINHEIMER, D. S. Depleção de formas de potássio do solo afetada por cultivos sucessivos. **R. Bras. Ci. Solo**, nº 31, p.1003-1010, 2007.

KEY, J. L.; KURTZ, L. T.; TUKER, B. B. Influence of ratio of exchangeable calcium-magnesium on yield and composition of soybean and corn. **Soil Science Society of América Journal**, n. 93, p. 265-270, 1962.

KLEPKER, D. & ANGHINONI, I. Características físicas e químicas do solo afetadas por métodos de preparo e modos de adubação. **R. Bras. Ci. Solo**, nº 19, p. 395-401, 1995.

KONZEN, E.A. **Alternativas de manejo, tratamento e utilização de dejetos animais em sistemas integrados de produção**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2000. 32p. (Documentos, 5).

LANA, R.M.Q.; ZANÃO JÚNIOR, L.A.; LUZ, J.M.Q.; SILVA, J.C. Produção da alface em função do uso de diferentes fontes de fósforo em solo de Cerrado. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v.22, nº3, p. 525-528, jul-set 2004.

MALAVOLTA, E.; PIMENTEL GOMES, F.; ALCARDE, J.C. **Adubos e adubações**. São Paulo: Nobel, 2002. 199 p.

MATOS, A.T.; SEDIYAMA, M.A.N.; FREITAS, S.P.; VIDIGAL, S.M.; GARCIA, N.C.P. Características químicas e microbiológicas do solo influenciadas pela aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Ceres**, Viçosa, v.44, n.254, p.399-410, 1997.

MATTIAS, J.L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina**. 2006. 165 f. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

MEDEIROS, R. Singularidades do sistema de áreas protegidas para a conservação e uso da biodiversidade brasileira. In: GARAY, I. & BECKER, B. (orgs.) **Dimensões Humanas da Biodiversidade**. Petrópolis: Vozes, 2005.

MENEZES, J.F.S.; ANDRADE, C. de L.T. de ALVARENGA, R. C.; KONZEN, E. A.; PIMENTA, F.F. Utilização de resíduos orgânicos na agricultura. 2007. Disponível em: <<http://www.planetaorganico.com.br/trabjune.htm>> Acesso em: 14/07/2005.

MOREIRA, I.C.L.; MATTIAS, J.L.; CERETTA, C.A.; GIROTTO, E.; TRENTIN, E.E.; POCOJESKI, E. & LOURENZI, C. Adsorção de cobre, zinco e manganês em solos sob aplicação de dejetos suínos em Santa Catarina. 2009. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 30., Recife, 2005. **Anais**. Recife, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005. CD-ROM.

MOTTA, P. E. F.; CURTI, N.; SIQUEIRA, J. O.; RAIJ, van B.; FURTINI NETO, A. E.; LIMK, J. M. Adsorção e formas de fósforo em latossolos: Influência da mineralogia e histórico de uso. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Campinas, v. 26, nº2, p. 349-359, 2002.

MORAES; ABREU JR; LAVRES JR. Micronutrientes. In: Boas práticas para uso eficiente de fertilizantes. IPNI - International Plant Nutrition Institute – Brasil. **Anais...** Piracicaba – SP, v.2, 2010.

MOZAFFARI, M. & SIMS, T.S. Phosphorus availability and sorption in an Atlantic coastal plain watershed dominated by animal based agriculture. **Soil Sci.**, nº 157, p.97-107, 1994.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E. Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. **Scientia Agrícola**, v. 58, n.4, p.807-812, 2001.

PENHA, Henrique Gualberto Vilela. **Impacto ambiental de elementos-traço em solos adubados com fertilizantes fosfatados e lodo de esgoto em longo prazo**. Tese (doutorado). Universidade Federal de Lavras, 99f. 2015.

PERIN, E.; CERETTA, C.A. & KLAMT, E. Tempo de uso agrícola e propriedades químicas de dois Latossolos do Planalto Médio do Rio Grande do Sul. **R. Bras. Ci. Solo**, nº 27 p.665-674, 2003.

PEREIRA, E. **Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu reuso no ambiente agrícola**. 2004. 129 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006.

PILON, C.N.; MIRANDA, C.R.; GUIDONI, A.L.; COLDEBELLA, A & PEREIRA, R.K. **Diagnóstico das propriedades suinícolas da área de abrangência do Consórcio Lambari**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003. 33p. (Documentos, 84).

PRIMAVESI, O.; PRIMAVESI, A.C.; CORRÊA, L. de A.; SILVA, A. G. da; CANTARELLA, H. Lixiviação de nitrato em pastagem de coastcross adubada com nitrogênio. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 683-690, 2009.

RAIJ, B. VAN; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**, 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo e Fundação IAC, 1996. 285 p.

RIBEIRO, A.C.; GUIMARÃES, P.T.G.; ALVAREZ, V.H. **Recomendação para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. Viçosa: UFV, 1999. 359 p.

SANTOS, G. A; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo. Ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. 491 p.

SMANHOTTO, A. **Aplicação de água residuária tratada de suinocultura em solo cultivado com soja**. 2008. Tese (Doutorado) Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2008.

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

SCHERER, E.E.; BALDISSERA, I.T. & NESI, C.N. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **R. Bras. Ci. Solo**, nº 31, p.123-131, 2007.

SCHERER, E.E. & NESI, C.N. Sistemas de preparo do solo, doses e fontes de adubo nitrogenado na produtividade de milho. **Agropec. Catarinense**, nº 20, p.67-71, 2007.

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p 1375-1383, 2010.

SEGANFREDO, M.A.; SOARES, I.J. & KLEIN, C.S. **Potencial fertilizante e poluente dos dejetos de suínos no contexto das pequenas propriedades do Oeste de SC**. Concórdia, Embrapa Suínos e Aves, 2003. 4p. (Comunicado Técnico, 342)

SILVA, I. R.; SÁ MENDONÇA, E. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R. F. et al., (Eds) Fertilidade do Solo. Viçosa, MG. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 2007. n. 1, p. 275– 374.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989. 277p.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5)

TESTA, V.M. & ESPIRITO SANTO, F.R.C. **Principais solos do Oeste Catarinense: Aspectos gerais para identificação no campo e suas principais limitações**. Florianópolis, EPAGRI, 1992. 75p. (Boletim Técnico, 60)

WERLE, R.; GARCIA, A.R. & ROSOLEM, C.A. Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. **R. Bras. Ci. Solo**, nº 32, p.2297-2305, 2008.

WERNER, W. Die eignung der p-sättigung des bodens und der p-konzentration der bodenlösung zur prognose der p-verlagerung im profil. **VDLUFA-Schriftenreihe**, v.50, p.79-94, 1999.