REVISTA BRASILEIRA DE TECNOLOGIA AGROPECUÁRIA

http://revistas.fw.uri.br/index.php/rbdta ISSN 2527-0613

DISPONIBILIDADE DE NUTRIENTES E ACIDEZ DO SOLO APÓS APLICAÇÕES SUCESSIVAS DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA

Nutrient availability and soil acidity changes after successive applications of swine wastewater

Clovis Orlando Da Ros[1], Vanderlei Rodrigues da Silva[2], Thales Bonfanti Silvestrin[3], Rodrigo Ferreira da Silva[2], Patrícia Pretto Pessotto[4]

[1] Professor do Departamento de Ciências Agronômicas e Ambientais da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Frederico Westphalen, RS, email: clovisdaros@gmail.com;
[2] Professor do Departamento de Ciências Agronômicas e Ambientais da UFSM, Frederico Westphalen, RS;
[3] Bolsista de Iniciação Científica pelo Programa REUNI, UFSM, Frederico Westphalen, RS;
[4] Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), Lages, SC.

Resumo: A água residuária de suinocultura (ARS) apresenta potencial fertilizante, porém requer a adoção de critérios para o uso contínuo nas áreas de produção de grãos, com a finalidade de não causar impactos negativos no ambiente. O objetivo deste estudo foi quantificar a disponibilidade de nutrientes e a acidez do solo após quatro aplicações de ARS em cultivos de grãos, relacionando com as faixas adequadas de K e P e ao limite crítico ambiental de P no solo. O experimento consistiu na avaliação de seis tratamentos, sendo cinco doses de ARS (0; 25; 50; 75 e 100 m^3 ha^{-1}) e um com adubação mineral. As aplicações de ARS foram realizadas antes da semeadura das culturas de girassol (2009), canola (2010), feijão (2011) e milho (2011), totalizando quatro aplicações em um período de 33 meses. Em julho de 2012, após a colheita do milho, amostras de solo foram coletadas em cinco camadas: 0-2,5; 2,5-5,0; 5,0-10,0; 10,0-15,0 e 15,0-20,0 cm, e determinado os atributos químicos do solo relacionados à disponibilidade de nutrientes (Ca, Mg, K e P) e a acidez do solo (pH, H+Al, saturação por Al e por bases). A aplicação de ARS proporcionou diminuição da acidez potencial e da saturação por Al, aumento do pH, da saturação por base no solo e dos teores de Ca, Mg, K e P. Doses de ARS acima de 60 m^3 ha^{-1} durante quatro cultivos elevaram os teores de P e K acima da faixa adequada para as culturas de grãos. O teor de P no solo com as quatro aplicações de ARS não ultrapassou o limite crítico ambiental.

Palavras-chave: dejetos líquidos de suínos, fósforo, potássio, cálcio, magnésio.

Abstract: Swine wastewater can be potentially used as a fertilizer in areas under continuous grain production. However, soil attribute concentration must be periodically monitored to prevent negative environmental impacts caused by excessive application of swine wastewater. The objective of this study was to quantify nutrient availability and soil acidity changes after four applications of swine wastewater in grain crops, relating to the appropriate ranges of K and P and the critical environmental limit of P in the soil. The experiment consisted in the evaluation of six treatments, with five doses of swine wastewater (0, 25, 50, 75 and 100 m^3 ha^{-1}) and one with mineral fertilization. The applications of swine wastewater were performed before the sowing of sunflower (2009), canola (2010), beans (2011) and corn (2011), totaling four applications in a period of 33 months. In July 2012, after the corn harvest, soil samples were collected in five layers: 0-2.5; 2.5-5.0; 5.0-10.0; 10.0-15.0 and 15.0-20.0 cm, and the soil chemical attributes related to nutrient availability (Ca, Mg, K and P) and soil acidity (pH, H + Al, saturation by Al and by bases) were determined. The application of swine wastewater resulted in a decrease in potential acidity and saturation by Al, an increase in pH, soil saturation, and Ca, Mg, K and P contents. Swine wastewater doses above 60 m^3 ha^{-1} for four crops elevated P and K levels above the appropriate range for grain crops. The P content in the soil with the four swine wastewater applications did not exceed the environmental critical limit.

Keywords: pig slurry, phosphorus, potassium, calcium, magnesium.

Recebido em: 12-05-2016
Aceito em: 13-12-2016

1 INTRODUÇÃO

A produção de carne de suínos no Brasil vem crescendo na ordem de 4% ao ano, sendo o país responsável por 10% de todo o volume exportado de carne suína no mundo. Os estados com maior produção são Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, estando as unidades de produção associadas à agricultura familiar em pequenas propriedades (MAPA, 2015). Estas unidades produzem uma quantidade significativa de dejetos que, junto com a limpeza das excretas das baias, gera uma água residuária com alto potencial poluidor, porém na mesma medida com grande potencial fertilizante após a estabilização em biodigestores, esterqueira ou lagoas.

O uso contínuo de água residuária de suinocultura em doses e frequências elevadas, acima da capacidade de absorção de nutrientes pelas plantas, pode causar acúmulo de nutrientes na camada superficial do solo ou deslocamento de outros em profundidade. O N, Mg e o K são nutrientes mais móveis no perfil do solo em função da baixa energia de adsorção aos coloides da fração mineral e orgânica do solo, alcançando maiores profundidades com facilidade (CERETTA et al., 2003; STEINER et al., 2011). Se por um lado esta maior mobilidade aumenta o risco de contaminação do lençol freático, por outro pode proporcionar o aumento do crescimento radicular e a diminuição do estresse hídrico em períodos de menor precipitação pluviométrica (PAULETTI et al., 2014).

O Ca e o P, ao contrário do N e K, são menos móveis, tendendo a se acumular na camada superficial do solo, principalmente o P dado à baixa mobilidade em solos mais intemperizados, ricos em óxi-hidróxidos de Fe e Al (GUARDINI et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2014). Em função destas características, a contaminação de corpos d'água por lixiviação de P é pouco provável (BERWANGER et al., 2008; SCHERER et al., 2010), porém, em caso de carreamento das camadas superficiais (erosão) pode provocar eutrofização, com potencial para crescimento excessivo de algas e plantas em mananciais (KLEIN & AGNE, 2012). Assim, a alta concentração de P na camada superficial do solo pode ser benéfica para a nutrição das plantas, mas aumenta o risco de contaminação e não garante a disponibilização total para as plantas. O ideal é que se faça o monitoramento dos teores de P em função de aplicações sucessivas de águas residuárias de suinocultura, principalmente na camada superficial do solo, de modo a contribuir para adequar as doses e as frequências de aplicações sem comprometer a nutrição das plantas e sem ultrapassar o limite crítico ambiental que está relacionado ao teor de argila do solo (GATIBONI et al., 2014), pois a disponibilidade do nutriente no solo está associada a energia de ligação à fração coloidal mineral do solo (OLIVEIRA et al., 2014).

As águas residuárias de suinocultura além de fornecer nutrientes às plantas também proporcionam aumento no pH e diminuição da saturação por Al^{3+} no solo (CERETTA et al., 2003; LOURENZI et al., 2011). Os mesmos autores afirmam que a diminuição do Al^{3+} trocável se deve a complexação na fração húmica dada à alta reatividade dos ácidos fúlvicos e húmicos presentes nos dejetos. Brunetto et al. (2012) destacam que os dejetos de suínos podem contribuir para o aumento da capacidade de troca catiônica (CTC) do solo, implicando em aumento do número de cargas negativas no solo, de forma direta (CTC do resíduo) e indireta em solos com carga-dependentes, pela redução da acidez potencial. Assim, observa-se que a aplicação controlada de água residuária pode proporcionar melhoria de atributos físicos, físico-químicos, químicos e biológicos do solo, servindo como alternativa importante para disposição dos efluentes gerados.

Nesse sentido, o objetivo do trabalho foi quantificar a disponibilidade de nutrientes e a acidez do solo em função de aplicações de diferentes doses de água residuária de suinocultura, observando, a partir de referenciais, as faixas adequadas de P e K no solo para as culturas de grãos e ao limite crítico ambiental de P no solo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi conduzido no período de 2009 a 2012, na área experimental do Departamento de Ciências Agronômicas e Ambientais da Universidade Federal de Santa Maria, *campus* de Frederico Westphalen - RS, localizado na latitude 27º23'46" Sul, longitude 53º25'32" Oeste e altitude de 490 m. O clima da região é subtropical úmido com verão quente, tipo Cfa, com máximas iguais ou superiores a 22°C, mínimas entre -3 a 18°C e precipitação média anual entre 1.900 e 2.200 mm (ALVARES et al., 2013).

O solo da área experimental, manejado no sistema plantio direto, foi caracterizado como Latossolo Vermelho aluminoférrico típico (SANTOS et al., 2013), com os seguintes atributos na camada de 0-10 cm: 650 g kg^{-1} de argila, 165 g kg^{-1} de silte e 185 g kg^{-1} de areia, determinado pelo método da pipeta, após dispersão da amostra com NaOH 1,0 mol L^{-1}; 6,8 mg dm^{-3} de P (extraído por Mehlich-1); 180 mg dm^{-3} de K; 0,2 $cmol_c$ dm^{-3} de Al trocável; 5,5 $cmol_c$ dm^{-3} de Ca; 1,6 $cmol_c$ dm^{-3} de Mg; 11,1 mg dm^{-}

^{3} de S; 5,8 mg dm^{-3} de Cu; 1,8 mg dm^{-3} de Zn; 10,6 cmol$_c$ dm^{-3} de CTC potencial; 67% de saturação por bases; 22 g kg^{-1} de matéria orgânica; pH em água de 5,1 e índice SMP de 6,2.

O delineamento experimental foi de blocos ao acaso com três repetições e seis tratamentos, totalizando 18 unidades experimentais de 25 m^2 (5x5m). Os tratamentos avaliados consistiram de cinco doses distintas de água residuária de suinocultura (ARS): 0; 25; 50; 75 e 100 m^3 ha^{-1}, além de uma parcela que recebeu adubação mineral (AM). As doses de ARS foram aplicadas manualmente, sem incorporação ao solo, com o auxílio de regadores de jardinagem antes da semeadura das culturas de girassol (23/10/2009), canola (29/05/2010), feijão (21/01/2011) e milho (29/09/2011), totalizando quatro aplicações (três de cultivos de verão e um cultivo de inverno). Em 2011, no inverno a área experimental permaneceu em pousio (sem cultivo).

A AM foi realizada a lanço para uma expectativa de rendimento de grãos de 3,0 Mg ha^{-1} de girassol, 2,0 Mg ha^{-1} de canola e feijão e 6,0 Mg ha^{-1} de milho, conforme a recomendação da CQFS-RS/SC (2004). As culturas de girassol, feijão e milho foram semeadas no espaçamento de 45 cm e a canola no espaçamento de 17 cm entre linhas e conduzidas sem irrigação.

A ARS aplicada em cada cultivo de grãos foi proveniente de uma unidade de terminação de suínos com sistema de tratamento em lagoas de estabilização. A matéria seca e as concentrações de nutrientes foram caracterizadas com base no método do densímetro. Este método apresenta uma relação entre a leitura do densímetro e os respectivos valores de matéria seca (MS) e de nutrientes presentes na água residuária, conforme estabelecido para dejetos líquidos de suínos pela CQFS-RS/SC (2004). A leitura da densidade foi medida com densímetro de vidro, marca Incoterm, escala de 1.000 a 1.100 g L^{-1}, após a transferência de uma amostra homogeneizada de água residuária para uma proveta de 500 ml. A MS e os teores de nutrientes foram expressos com base em volume (m/v), com valores de 0,20 a 2,09% de MS; 0,83 a 2,21 g L^{-1} de N; 0,37 a 1,75 g L^{-1} de P_2O_5 e 0,69 a 1,25 g L^{-1} de K_2O. As cargas de nutrientes aplicadas nas quatro culturas de acordo com as doses administradas de ARS e de AM estão especificadas na tabela 1. O cálculo foi feito segundo os teores de nutrientes presentes nos fertilizantes em cada cultivo e as quantidades aplicadas.

Tabela 1 - Teores de nutrientes na água residuária de suinocultura (ARS) e a quantidade aplicada com as doses de ARS e com a adubação mineral (AM) nos quatro cultivos de grãos

Nutrientes	Teor de nutrientes (g L^{-1})[(1)]	Quantidade de nutrientes aplicados (kg ha^{-1})				
		Doses de ARS (m^3 ha^{-1})				AM
		25	50	75	100	
	---------- Girassol (2009) ----------					
N	2,06	52	104	156	208	80
P_2O_5	1,60	40	80	120	160	30
K_2O	1,19	30	60	90	120	00
	---------- Canola (2010) ----------					
N	2,21	55	110	165	220	70
P_2O_5	1,75	44	88	132	176	40
K_2O	1,25	31	62	93	124	25
	---------- Feijão (2011) ----------					
N	1,91	48	96	144	192	60
P_2O_5	1,45	36	72	108	144	30
K_2O	1,13	28	56	84	112	40
	---------- Milho (2011) ----------					
N	0,83	21	42	63	84	100
P_2O_5	0,37	9	18	27	36	75
K_2O	0,69	17	34	51	68	40
	---------- Total (quatro cultivos) ----------					
N	---	176	352	528	704	310
P_2O_5	---	129	258	387	516	175
K_2O	---	106	212	318	424	105

[(1)]Massa seca das ARS: 1,85; 2,09; 1,63 e 0,20% no cultivo de girassol (2009), canola (2010), feijão (2011) e milho (2011), respectivamente.

Em julho de 2012, após o cultivo do milho, foram abertas trincheiras e coletadas amostras de solo em cinco camadas: 0-2,5; 2,5-5,0; 5,0-10,0; 10,0-15,0 e 15,0-20,0 cm. Após a coleta, as amostras foram secas em estufa a 40ºC, extraindo-se P e K com solução 0,05 mol L^{-1} de ácido clorídrico e 0,0125 mol L^{-1} de ácido sulfúrico (extrator Mehlich-1) e leitura por colorimetria e fotometria de chama, respectivamente; Ca e Mg com solução 1,0 mol L^{-1} de KCl e leitura por espectrometria de absorção atômica; matéria orgânica por combustão úmida com dicromato de sódio e ácido sulfúrico com leitura colorimétrica; Al trocável (Al^{3+}) com solução 1,0 mol L^{-1} de KCl e determinação por titulometria com hidróxido de sódio; e pH na suspensão solo e água na relação 1:1 por potenciometria, conforme descrito em Tedesco et al. (1995). A acidez potencial (H + Al) foi estimada a partir da determinação do pH índice SMP pela equação: $H + Al = [(e^{10.665-1.1483SMP})/10]$.

Os teores de K e P encontrados na camada de 0-10 cm com as doses de ARS e AM foram comparados com as faixas adequadas dos nutrientes no solo, delimitadas pela CQFS-RS/SC (2004). As faixas adequadas dos dois nutrientes com base no extrator Mehlich-1 são de 6,1 a 12,0 mg dm^{-3} de P, considerando solos com mais de 60% de argila, e de 61 a 120 mg dm^{-3} de K, em solos com CTC potencial entre 5,1 e 15,0 $cmol_c$ dm^{-3}. Para delimitação dos teores de P no solo também foi usado como parâmetro o limite crítico ambiental (LCA-P), conforme proposto por Gatiboni et al. (2014), que considera o valor máximo de 40 mg dm^{-3} de P acrescido do teor de argila no solo, conforme a equação: LCA-P (mg dm^{-3}) = 40 + % argila.

Os resultados foram submetidos à análise da variância incluindo as camadas de solo como um fator de variação e, quando observada diferença significativa, as médias do fator qualitativo (camadas) foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro. Para o fator quantitativo (doses de ARS) foi usada a análise de regressão e selecionado um modelo de regressão (linear ou quadrático) com maior grau significativo a 5% de probabilidade de erro. Dados das quantidades totais de P_2O_5 e K_2O aplicadas com a ARS e os respectivos valores médios de P e K da camada de 0-10 cm foram ajustados aos modelos de regressão e comparados com as faixas adequadas destes nutrientes no solo e ao limite crítico ambiental de P.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A análise da variância indicou interação não significativa entre as adubações (ARS e AM) e as camadas de solo somente para o pH, Mg, soma de bases e saturação por bases, mostrando que a maior parte dos atributos do solo não apresenta a mesma variação em profundidade com as doses de ARS e AM (Tabela 2).

Em profundidade, os valores de pH diminuíram significativamente, tendo valores médios entre 6,1 nas doses de ARS na camada de 0-2,5 cm a 5,4 na camada de 15,0-20,0 cm (Figura 1A). Na média da camada de 0-20 cm, houve aumento significativo de 0,30 unidades de pH com aplicação de 100 m^3 ha^{-1} de ARS (Tabela 2). Ceretta et al. (2003) e Lourenzi et al. (2011) também encontraram incremento máximo de 0,32 unidades de pH com a aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos. Porém, este comportamento não é padrão com o uso de ARS, pois trabalhos mostram redução (VEIGA et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2014) e nenhuma alteração do pH com as doses aplicadas (BRUNETTO et al. 2012; CASSOL et al., 2012; COUTO et al., 2013).

A alteração do pH do solo com uso da ARS provavelmente está relacionada ao balanço entre o poder alcalinizante da ARS e acidificante das reações no solo, associado ao poder tampão do solo (CASSOL et al., 2012). Destacam-se como alcalinizante a adição de bases e a dissociação de carbonatos presente nas ARS, a complexação do alumínio trocável e a adsorção de íons H^+ na fração húmica do solo devido à alta reatividade dos ácidos fúlvicos e húmicos (CERETTA et al., 2003; LOURENZI et al., 2011). A acidificação está associada à liberação de íons H^+ na solução do solo proveniente da nitrificação, que depende da quantidade de amônia presente na ARS que é nitrificado (CASSOL et al., 2012).

Além do aumento do pH do solo, as quatro aplicações de ARS também contribuíram para a redução da saturação por alumínio e da acidez potencial (H + Al), principalmente abaixo da camada de 5,0-10,0 cm (Tabela 2 e Figuras 1B e 1C). A saturação por bases também foi outro componente da acidez do solo que aumentou com a adição de ARS em todas as camadas de solo avaliadas (Figura 1D). Brunetto et al. (2012) também encontraram redução da acidez potencial até 30 cm de profundidade com aplicações de dejetos de suínos durante oito anos, mas destacaram que a diminuição da acidez não substitui a prática de correção do solo com a calagem.

Tabela 2 - Equações de regressão dos atributos do solo em cinco camadas de solo após quatro aplicações sucessivas de água residuária de suinocultura (Frederico Westphalen, RS, 2012).

Camada	Equação	R^2	Equação	R^2
(cm)	---------- Al^{3+} ($mmol_c\ dm^{-3}$) ---------		------- Saturação por Al (%) -------	
0-2,5	$\bar{y} = 0,57^{ns}$	---	$\bar{y} = 0,5^{ns}$	
2,5 – 5,0	$\bar{y} = 0,33^{ns}$	---	$\bar{y} = 0,4^{ns}$	
5,0 – 10,0	$\hat{y} = 2,40-0,024x$	0,92	$\hat{y} = 3,7-0,0345x$	0,74
10,0 – 15,0	$\hat{y} = 4,60-0,033x$	0,72	$\hat{y} = 7,7- 0,0628x$	0,78
15,0 – 20,0	$\hat{y} = 7,60-0,055x$	0,83	$\hat{y} = 14,2-0,1210x$	0,87
	-------- Al + H ($cmol_c\ dm^{-3}$) ---------		------ P extraível ($mg\ dm^{-3}$) ---------	
0 – 2,5	$\bar{y} = 3,59^{ns}$	---	$\hat{y} = 4,61+0,236x+0,00347x^2$	0,99
2,5 – 5,0	$\hat{y} = 2,93+0,026x-0,00034\ x^2$	0,98	$\hat{y} = 2,31+0,084x$	0,91
5,0 – 10,0	$\hat{y} = 4,35+0,027x-0,00045\ x^2$	0,77	$\hat{y} = 2,42+0,019x$	0,63
10,0 – 15,0	$\hat{y} = 5,27-0,020x$	0,65	$\bar{y} = 1,60^{ns}$	---
15,0 – 20,0	$\hat{y} = 5,61-0,025x$	0,78	$\bar{y} = 1,23^{ns}$	---
	------- K trocável ($mg\ dm^{-3}$) -------		----- Ca trocável ($cmol_c\ dm^{-3}$) -------	
0 – 2,5	$\hat{y} = 182,0+1,18x$	0,98	$\hat{y} = 6,31+0,0379x$	0,90
2,5 – 5,0	$\hat{y} = 59,8+0,13+0,0074x^2$	0,99	$\hat{y} = 4,98+0,0327x$	0,96
5,0 – 10,0	$\hat{y} = 39,2+0,38x$	0,98	$\hat{y} = 3,60+0,0352x$	0,90
10,0 – 15,0	$\bar{y} = 39,8^{ns}$	---	$\hat{y} = 3,80+0,0096x$	0,73
15,0 – 20,0	$\bar{y} = 26,3^{ns}$	---	$\hat{y} = 3,17+0,0135x$	0,86
	------- $CTC_{pH7,0}$ ($cmol_c\ dm^{-3}$) ------		---------- MO ($g\ dm^{-3}$) ----------	
0 – 2,5	$\hat{y} = 13,0+0,0483x$	0,84	$\hat{y} = 36,3+0,086x$	0,74
2,5 – 5,0	$\hat{y} = 10,4+0,0400x$	0,94	$\bar{y} = 27,1^{ns}$	---
5,0 – 10,0	$\hat{y} = 9,6+0,0337x$	0,89	$\bar{y} = 21,1^{ns}$	---
10,0 – 15,0	$\bar{y} = 15,5^{ns}$	---	$\bar{y} = 20,6^{ns}$	---
15,0 – 20,0	$\bar{y} = 12,5^{ns}$	---	$\bar{y} = 18,7^{ns}$	---
	---------- pH (H_2O 1:1) ----------		----- Mg trocável ($cmol_c\ dm^{-3}$) -------	
0 – 20,0 (1)	$\hat{y} = 5,5 + 0,003x$	0,85	$\hat{y} = 1,9 + 0,0136x$	0,91
	---------- SB ($cmol_c\ dm^{-3}$) ----------		---------- V (%) ----------	
0 – 20,0 (1)	$\hat{y} = 6,4 + 0,0407x$	0,99	$\hat{y} = 61,6 + 0,172x$	0,92

(1) Interação não significativa entre doses de ARS e as camadas de solo ($p \leq 0,05$). ^{ns}regressão polinomial não significativa ($p \leq 0,05$).

Observa-se na Figura 1C que a saturação por Al com o uso de ARS foi menor em relação à AM, indicando maior complexação do Al trocável pelos ânions provenientes da decomposição do material orgânico presente nas ARS, conforme relatados por Ceretta et al (2003) e Lourenzi et al. (2011). Destaca-se que a saturação por Al nas duas primeiras camadas avaliadas foi menor que 0,5%, pois normalmente em solos com pH superior a 5,5 tende a zerar a presença de Al trocável no solo.

Os teores de Ca trocável no solo aumentaram com as doses de ARS em todas as camadas de solo (Tabela 2 e Figura 2A). Os incrementos de Ca com a aplicação de 100 $m^3\ ha^{-1}$ durante quatro cultivos de grãos foram de 3,8 $cmol_c\ dm^{-3}$ na camada de 0-2,5 cm e 1,4 $cmol_c\ dm^{-3}$ na camada de 15,1-20,0 cm. Provavelmente, o alto teor inicial de Ca no solo e a formação de complexos com o cátion, favorecido pela liberação de compostos orgânicos da mineralização do carbono da ARS, contribuíram para o deslocamento vertical do nutriente (MAGGI et al., 2011; STEINER et al., 2011), pois nem sempre a aplicação de ARS contribui para o aumento do Ca em profundidade (CASSOL et al., 2012).

A alta energia de ligação dos íons Ca^{++} às cargas negativas dos colóides do solo condiciona maior acúmulo na camada superficial, principalmente em sistemas sem o revolvimento do solo e com o uso de fertilizantes e corretivos na superfície do solo (OLIVEIRA et al., 2014). Destaca-se que neste sistema de cultivo, a adequação do manejo da adubação que proporciona acréscimo de

Ca em profundidade no solo é importante para aumentar o crescimento radicular em profundidade e, consequentemente, o suprimento do nutriente às plantas.

Diferentemente do Ca, o aumento de Mg trocável com as doses de ARS foi na mesma proporção em todas as camadas de solo, com incremento médio de 1,4 $cmol_c$ dm^{-3} (Tabela 2 e Figura 2B). Normalmente, os íons Mg^{2+} tendem a se deslocar com maior facilidade em profundidade em relação ao Ca devido à menor energia de ligação aos coloides do solo. Em um experimento de quatro anos com uso de dejetos de suínos, Ceretta et al. (2003) encontraram deslocamento de Ca somente até a camada de 2,5 a 5,0 cm e de Mg até a camada de 10-20 cm. Os autores justificaram esta diferença devido ao menor potencial de retenção do Mg pela matéria orgânica do solo, facilitando o seu deslocamento em profundidade.

Figura 1 - Valores de pH (A), H + Al (B), saturação por Al (C) e por bases (D) em cinco camadas após quatro aplicações sucessivas de águas residuárias de suinocultura (ARS) e adubação mineral (AM). DMS: diferença mínima significativa do teste de Tukey (p ≤ 0,05) (Frederico Westphalen, RS, 2012).

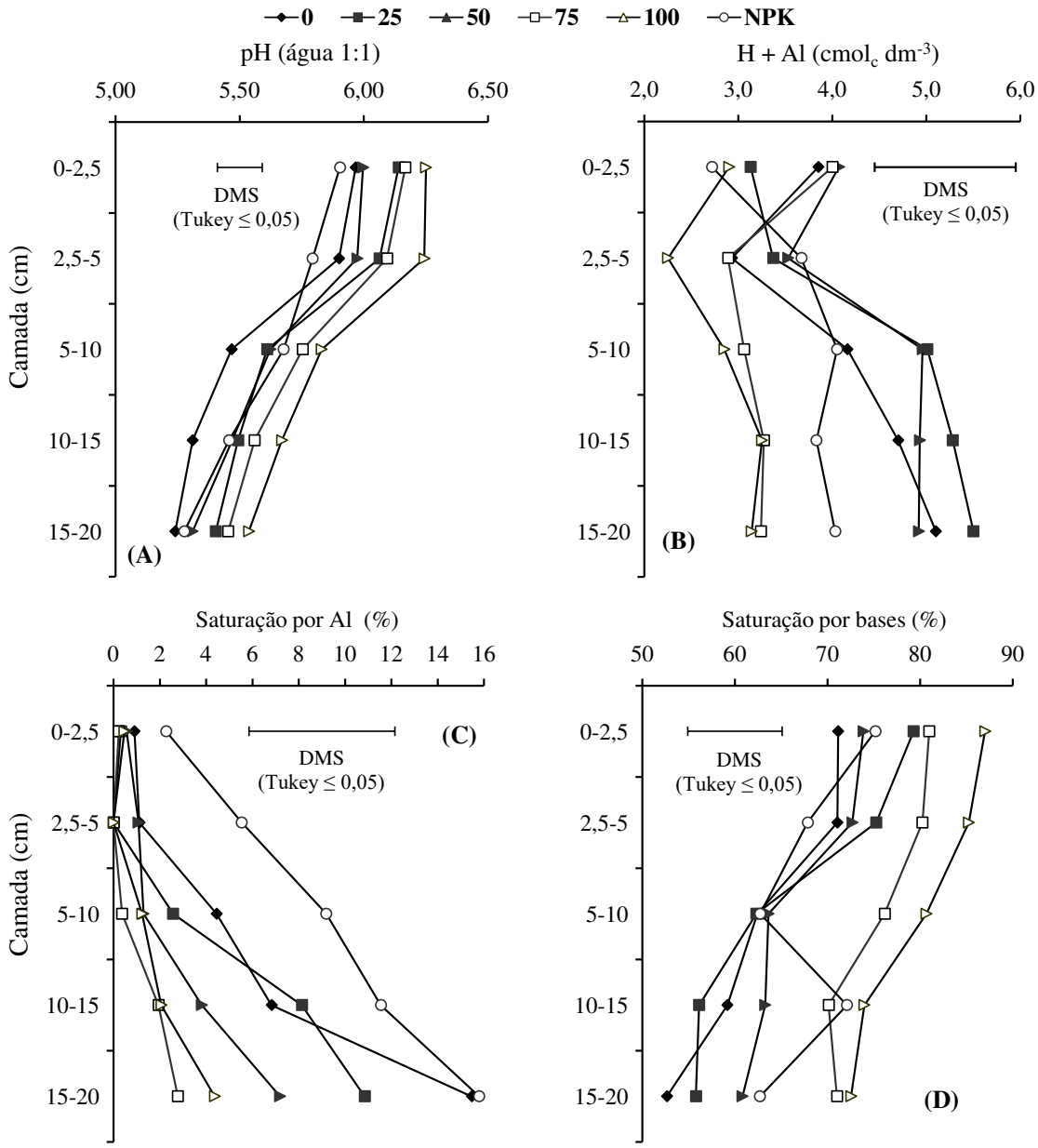
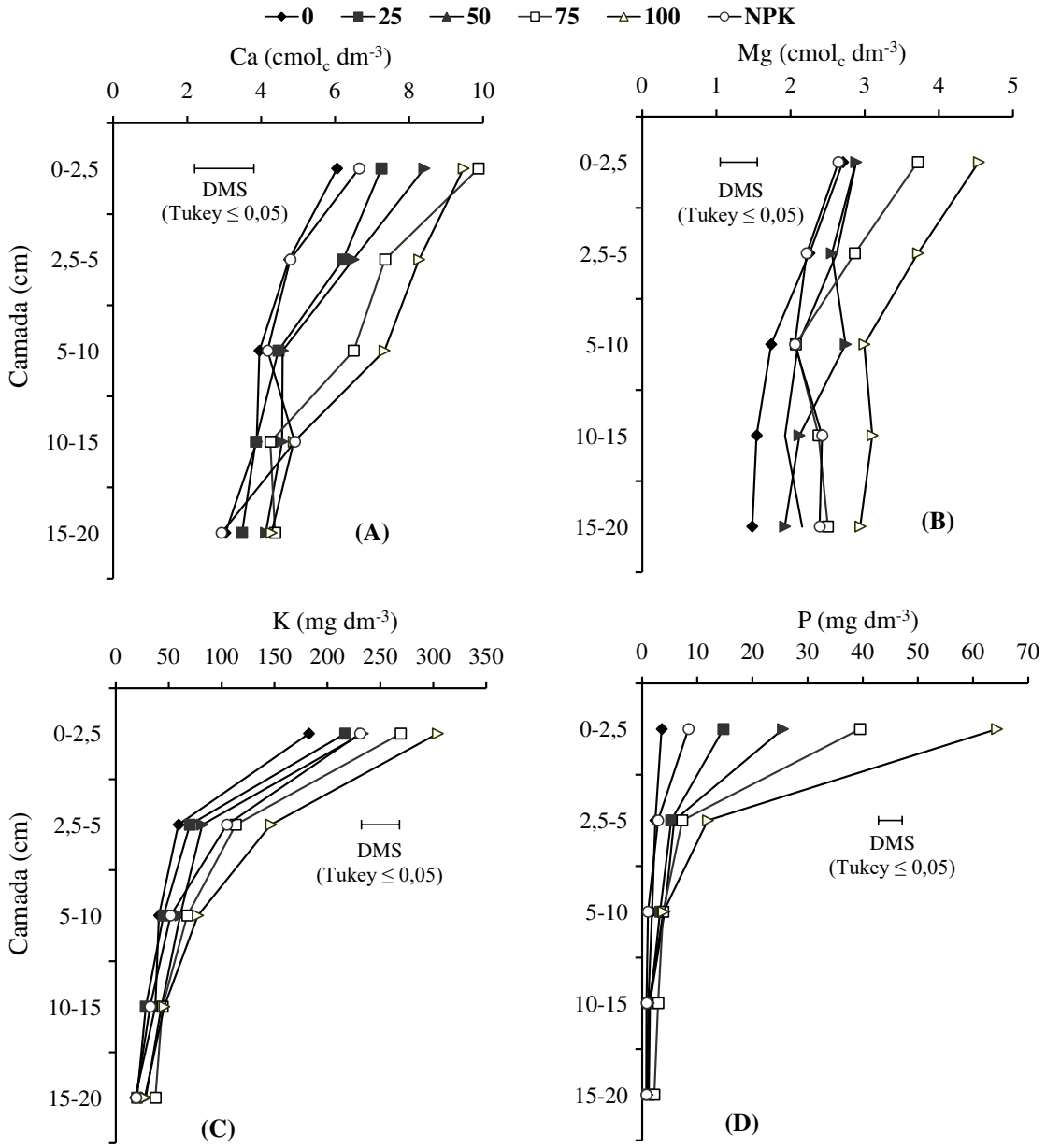


Figura 2 - Teores de Ca (A), Mg (B), K (C) e P (D) em cinco camadas de solo após quatro aplicações sucessivas de água residuária de suinocultura (ARS) e adubação mineral (AM). DMS: diferença mínima significativa do teste de Tukey ($p \leq 0,05$) (Frederico Westphalen, RS, 2012).



Os teores de K trocável aumentaram com as doses de ARS aplicadas na superfície do solo até a camada de 5-10 cm (Tabela 2 e Figura 2C). Provavelmente, o deslocamento do nutriente foi facilitado pelo alto teor inicial de K encontrado na camada de 0-10 cm na implantação do experimento (180 mg dm^{-3}), associado às quantidades do nutriente presente nas ARS, que segundo Scherer et al. (2010) e Maggi et al. (2011) facilita o deslocamento e a distribuição do nutriente no perfil do solo devido a maior saturação dos sítios de adsorção das cargas negativas dos coloides do solo pelos cátions presente na ARS. Destaca-se que mesmo com as maiores doses de ARS o deslocamento de K não ultrapassou a camada de 5-10 cm, indicando não haver perda do nutriente por lixiviação no solo do presente estudo, apesar da menor energia de adsorção dos íons K^+ aos coloides do solo em comparação com os íons Ca^{++} e Mg^{++} (GUARDINI et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2014).

Os maiores teores de P disponível foram encontrados na camada de 0-2,5 cm, independente se a adubação foi com ARS ou com AM (Figura 2D). Observa-se que as doses de 75 e 100 m^3 ha^{-1} de ARS proporcionaram aumento no gradiente vertical de P, com valores 5,5 vezes maiores na camada superficial

em relação à camada de 2,6-5,0 cm. No tratamento sem aplicação de ARS e sem AM não houve gradiente vertical de P, com valores inferiores ao limite crítico (6,0 mg dm^{-3}) estabelecido pela CQFS-RS/SC (2004) mesmo na camada superficial do solo. As equações de regressão indicaram incrementos de P de 58,3; 8,4 e 1,9 mg dm^{-3} nas camadas de 0-2,5; 2,6-5,0 e 5,1-10,0 cm, respectivamente, com a dose máxima de ARS (Tabela 2). Incrementos de P na camada superficial do solo são relatados na maioria dos trabalhos com o uso de dejetos de suínos (BERWANGER et al., 2008; SCHERER et al., 2010; GUARDINI et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2014), porém a distribuição do nutriente no perfil do solo é variável com a dose, frequência de aplicação e tipo de solo.

Em solos argilosos, como nos Latossolos, o deslocamento de P não atinge mais de 30 cm (CASSOL et al., 2012), mesmo em áreas com 20 anos de uso de dejetos de suínos (SCHERER et al., 2010). Em solos mais arenosos (Argissolos), o deslocamento pode atingir 40 cm de profundidade com 28 aplicações sucessivas (CERETTA et al., 2003) e em solos com menor estágio de intemperização pode chegar a 50 cm (Neossolo) e 80 cm (Cambissolo) (SCHERER et al., 2010).

O menor deslocamento de P em profundidade em Latossolos, provavelmente, está relacionado aos sítios de adsorção específica dos argilominerais 1:1 e dos óxidos de ferro e alumínio presentes na fração argila (GUARDINI et al., 2012). O aumento de P em profundidade somente ocorre à medida que os sítios de adsorção da camada adjacente são saturados com íons fosfato e isto ocorre em áreas que recebem doses elevadas de dejetos de suínos e com alta frequência de aplicação (MAGGI et al., 201; GATIBONI et al., 2014; SILVA et al., 2015). O ajuste quadrático positivo da equação de regressão na camada de 0-2,5 cm é um indicativo de que houve aumento expressivo na disponibilidade de P com o uso das doses de ARS e que pode contribuir para um maior deslocamento de P em profundidade à medida que aumenta as doses e a frequência de aplicação de ARS. Nesta situação, os sítios de adsorção podem ser saturados tanto por ânions fosfatos quanto por ânions orgânicos provenientes da decomposição do material orgânico presente nas ARS (BERWANGER et al., 2008; CERETTA et al., 2010).

Do ponto de vista de fertilidade do solo, o deslocamento de P no perfil do solo é vantajoso, desde que o nutriente não ultrapasse o alcance das raízes, não comprometendo a qualidade das águas subsuperficiais, pois pode estimular o crescimento do sistema radicular em profundidade e aumentar a capacidade de absorção de água em períodos de estiagem (PAULETTI et al., 2014). Por outro lado, o acúmulo de P na superfície do solo, predominantemente na forma orgânica no plantio direto, pode aumentar o potencial de perdas por escoamento superficial (CERETTA et al., 2010; GIROTTO et al., 2010), podendo comprometer a qualidade das águas superficiais. Por causa desse limiar entre proporcionar a melhoria dos atributos do solo e aumento do risco de contaminação dos meios físicos, deve-se atentar para os limites de aplicação.

Considerando que a recomendação de adubação no sistema plantio direto estabelecido para culturas de grãos baseia-se nos teores de P e K da camada de 0-10 cm (CQFS-RS/SC, 2004) foram calculados os teores médios dos nutrientes para esta camada e correlacionado com as quantidades totais dos mesmos aplicados com as ARS nos quatro cultivos. As equações de correlações indicaram aplicar, respectivamente, 29,2 e 6,0 kg ha^{-1} de P_2O_5 e K_2O via ARS para aumentar em uma unidade a concentração de P e K no solo (Figura 3).

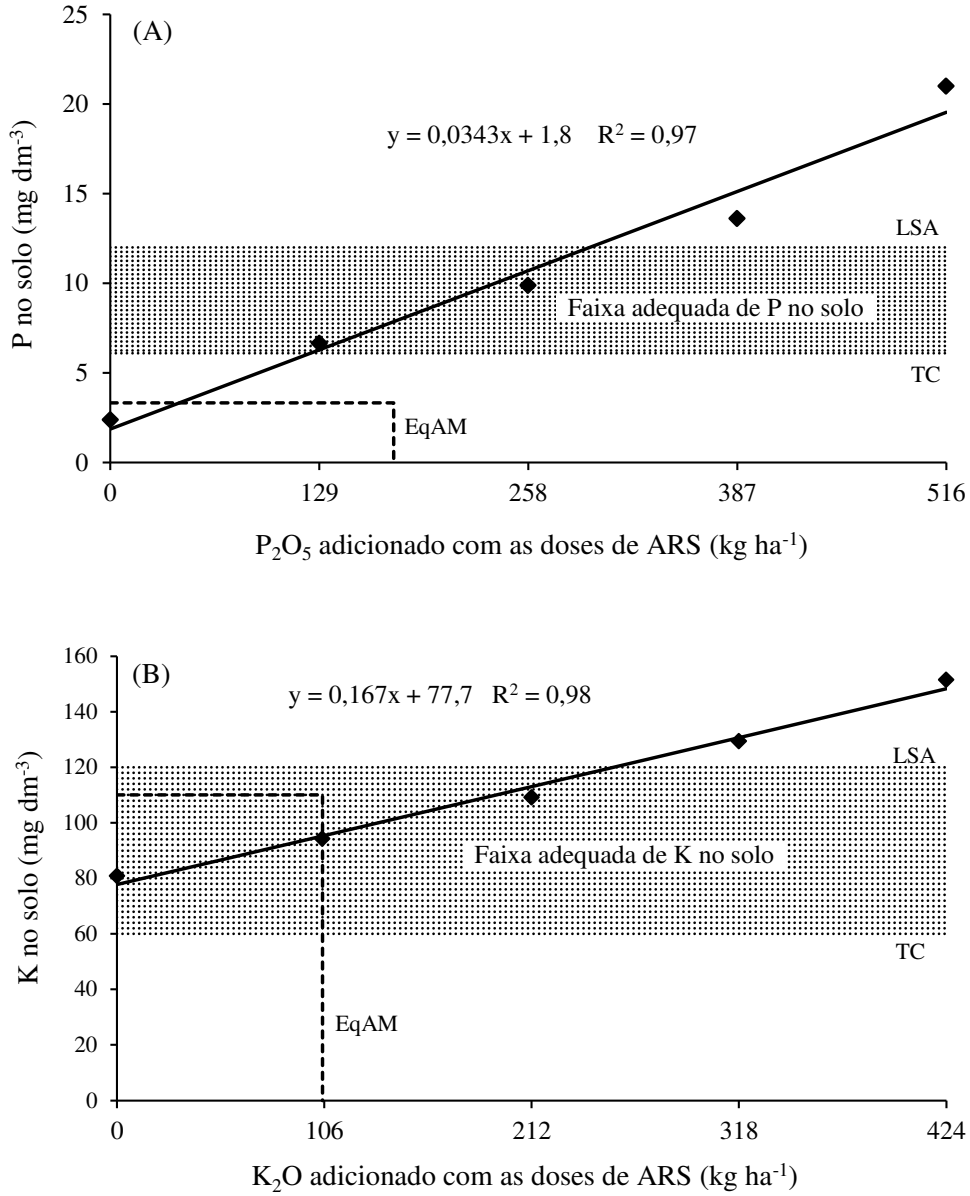
Observa-se que os teores dos mesmos nutrientes no solo chegaram com as quatro aplicações de ARS a 19,5 e 148,8 mg dm^{-3}, respectivamente, com valores acima da faixa adequada dos nutrientes no solo. Com a adubação mineral, a aplicação de 175 kg ha^{-1} de P_2O_5 nos quatro cultivos de grãos não atingiu o teor crítico no solo (6,0 mg dm^{-3}) (Figura 3A) e não diferiu do tratamento sem aplicação de ARS, evidenciando que as quantidades aplicadas de P via adubação mineral não foram suficientes para aumentar os teores no solo.

Comparando a mesma quantidade de P aplicada via AM e de ARS nos quatro cultivos de grãos, observa-se que o teor de P ultrapassou o nível crítico com a ARS, atingindo 7,7 mg dm^{-3} (Figura 3A), que provavelmente está relacionado ao aumento de frações predominante lábeis de P no solo (CERETTA et al., 2010) e à redução da adsorção específica pela saturação dos sítios de maior avidez por fosfatos ocasionada pela adição de matéria orgânica proveniente dos dejetos (BERWANGER et al., 2008). No caso do K, a quantidade de 105 kg ha^{-1} de K_2O aplicada com a AM proporcionou valores próximos de K no solo em comparação como a mesma quantidade aplicada com ARS, mostrando a mesma eficiência (Figura 3B).

Tomando como base o limite superior da classe "alta" (LSA), que são 12,0 mg dm^{-3} de P em solos com mais de 600 g kg^{-1} de argila e de 120 mg dm^{-3} de K em solos com CTC potencial entre 5,1 e 15,0 $cmol_c$ dm^{-3}, ambos extraídos pelo método Mehlich-1, observa-se pela Figura 3 ser necessário aplicar 300 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 250 kg ha^{-1} de K_2O via ARS para atingir o LSA na camada de 0-10 cm. Estes valores

equivalem ao acumulado após quatro aplicações de 60 m^3 ha^{-1} de ARS (Tabela 1), tanto para atingir o LSA de P como de K no solo. Doses acima destes valores precisam ser monitoradas, para evitar o acúmulo na camada de 0-10 cm em níveis acima da necessidade das culturas e minimizar o potencial de perda destes nutrientes por carreamento de solo e lixiviação, com potencial risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas.

Figura 3 - Relação entre as quantidades totais de P_2O_5 (A) e K_2O (B) da água residuária de suinocultura (ARS) e a adubação mineral (AM) com os teores de P e K na camada de 0-10 cm após quatro cultivos. EqAM: equivalente a adubação mineral; LSA: limite superior adequado; TC: teor crítico (Frederico Westphalen, RS, 2012).



Por causa desse limiar entre proporcionar a melhoria dos atributos do solo e aumento do risco de contaminação dos meios físicos, deve-se atentar para os limites de aplicação. Para delimitação dos teores de P no solo, Gatiboni et al. (2014) apresentaram proposta de quantificação do limite crítico ambiental de P (LCA-P), usando como referência a camada de 0-10 cm com valor máximo de 40 mg dm^{-3} de P acrescido do teor de argila no solo. Com base nestes parâmetros, os teores de P

podem chegar até 105 mg dm^{-3} para o solo do presente estudo (65% de argila), valor inferior ao teor máximo de P encontrado com uso da dose máxima de ARS, que foi de 19,5 mg dm^{-3} na camada de 0-10 cm (Figura 3A). Isto mostra que as quatro aplicações de ARS atingiram 18,6% do LCA-P. Caso as aplicações proporcionassem a mesma quantidade de P, poderia haver pelo menos mais 17 adições de adubação com ARS, usando a maior dosagem. Isto indica que o uso de LCA-P pode servir como base para a tomada de decisão da continuidade ou suspensão de aplicação de ARS ou de fertilizantes fosfatados.

4 CONCLUSÃO

As águas residuárias de suinocultura diminuem a acidez e aumentam a disponibilidade de nutrientes no solo. O uso de águas residuárias de suinocultura durante quatro cultivos elevam os teores de P e K acima das faixas adequadas para culturas de grãos com doses superiores a 60 m^3 ha^{-1}. O limite crítico ambiental de P no solo não é ultrapassado com quatro aplicações de ARS nas culturas de grãos.

REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

BERWANGER, A. L.; CERETTA, C.A.; SANTOS, D. R. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 6, p. 2525-2532, 2008.

BRUNETTO, G. et al. Changes in soil acidity and organic carbon in a sandy typic hapludalf after medium-term pig-slurry and deep-litter application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 5, p. 1620-1628, 2012.

CASSOL, P. C. et al. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em Latossolo fertilizado com dejeto suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 6, p. 1911-1923, 2012.

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

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

COUTO, R. R. et al. Microbiological and chemical attributes of a Hapludalf soil with swine manure fertilization. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 48, n. 7, p. 774-782, 2013.

CQFS-RS/SC, COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Núcleo Regional Sul, 2004.

GATIBONI, L. C. et al. **Proposta de limites críticos ambientais de fósforo para solos de Santa Catarina**. Lages: UDESC/CAV, 2014.

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

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

KLEIN, C.; AGNE, S. A. A. Fósforo: de nutriente à poluente! **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Cascavel, v.9, n.8, p.1713-1721, 2012.

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

MAGGI, C. et al. Impacts of the application of swine wastewater in percolate and in soil cultivated with soybean. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.33, n.2, p.279-290, mar/abr. 2013.

MAGGI, C. F. et al. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Jaboticabal, v.15, n.2, p.170-177, 2011.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Suínos, 2015. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/animal/especies/suinos>. Acesso em: 31 mar 2015.

OLIVEIRA, D. A.; PINHEIRO, A.; VEIGA, M. Effects of pig slurry application on soil physical and chemical properties and glyphosate mobility. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 5, p. 1421-1431, 2014.

PAULETTI, V. et al. Efeitos em longo prazo da aplicação de gesso e calcário no sistema de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 2, p. 495-505, 2014.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013.

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**, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 1375-1383, 2010.

SILVA, A. A. et al. Fertilização com dejetos suínos: influência nas características bromatológicas da Brachiaria decumbens e alterações no solo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 35, n. 2, p. 254-265, 2015.

STEINER, F. et al. Atributos químicos do solo em diferentes sistemas de culturas e fontes de adubação. **Global Science and Technology**, Rio Verde, v. 4, n. 1, p. 16-28, 2011.

TEDESCO, M. J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: UFRGS, 1995.

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