REVISTA DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
Amazonian Journal
of Agricultural and Environmental Sciences
www.ajaes.ufra.edu.br

http://dx.doi.org/10.4322/rca.1669

ARTIGO ORIGINAL

Lixiviação de nitrogênio e fósforo em solos tratados com lodo de esgoto e água residuária de suinocultura

Leaching of nitrogen and phosphorus in soils treated with sewage sludge and swine wastewater

Alisson Lucrécio da Costa[1]*
José Maria de Lima[1]
Manoel Resende Neto[1]
Carlos Alberto Silva[1]
Marcele Gabriel Cannata[1]

[1]Universidade Federal de Lavras – UFLA, Departamento de Ciência do Solo, 3037, 37200-000, Lavras, MG, Brasil
Autor Correspondente:
*E-mail: alissonluc@gmail.com

PALAVRAS-CHAVE
resíduos orgânicos
amônio
nitrato
fosfato

KEYWORDS
organic waste
ammonium
nitrate
phosphate

RESUMO: A aplicação de resíduos em solos para fins agrícolas possui, dentre outras vantagens, a ciclagem de nutrientes presentes nesses resíduos e representa uma adequada destinação. Contudo, uma vez aplicados no solo, poderá haver a lixiviação dos constituintes desses resíduos e, consequentemente, contaminação do subsolo e água, dependendo do solo que receber esses resíduos. O objetivo foi avaliar a lixiviação de amônio, nitrato e fosfato em Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho Distroférrico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd) com e sem lodo de esgoto (LE) e aplicações sucessivas de água residuária de suinocultura (ARS), água deionizada (AD) e solução iônica (SI). O experimento foi realizado em colunas de PVC com amostras deformadas desses solos, preservando as camadas do perfil, nas quais aplicaram-se ARS, AD ou SI na superfície, 10 vezes, com intervalos de sete dias. O lixiviado foi coletado e as concentrações de amônio, nitrato e fosfato foram determinadas por cromatografia iônica. A aplicação de LE aumentou a quantidade lixiviada de amônio, no solo LVAd, e de nitrato, nos solos LVAd, LVdf e PVAd. A aplicação de ARS não afetou a quantidade lixiviada de amônio e aumentou a de nitrato, nos três solos estudados. As quantidades lixiviadas de amônio e nitrato nos solos seguiram a seguinte ordem crescente: PVAd < LVdf < LVAd. A aplicação de LE e ARS não afetou a quantidade lixiviada de fosfato, nos três solos estudados.

ABSTRACT: *The cycling of nutrients is one of the most important advantages of the application of waste in soils for agricultural purposes, representing a proper and inexpensive destination. However, after application, leaching of the constituents of such wastes can contaminate groundwater and soil, depending on the soil to which they are applied. Therefore, the objective of the present study was to evaluate the leaching of ammonium, nitrate, and phosphate in dystrophic Yellow-Red Latosol (YRL), dystroferric Red Latosol (RL), and dystrophic Yellow-Red Argisol (YRA), with and without sewage sludge (SS), under successive applications of swine wastewater (SW), deionized water (DW), and ionic solution (IS). The experiment was conducted using PVC columns with samples of deformed soils. The profile layers were preserved, and SW, DW, or IS were applied to soil surface ten times, with intervals of seven days. The leachate was collected and the concentrations of ammonium, nitrate, and phosphate were determined by ion chromatography. The application of SS increased the amounts of leached ammonium in YRL and of leached nitrate in YRL, RL, and YRA. The application of SW did not affect the amount of leached ammonium and increased the amount of leached nitrate in the three soils. The amounts of leached ammonium and nitrate in the soils obeyed the following ascending order: YRA < RL < YRL. The application of SS and SW did not affect the amount of leached phosphate in the three soils analyzed.*

Recebido: 02 jul. 2014
Aceito: 24 set. 2014

1 Introdução

No Brasil, o crescimento urbano e industrial tem causado, dentre outros problemas ambientais, a poluição dos cursos d'água pela eliminação de esgotos não tratados (Bettiol; Camargo, 2006). No meio rural, a suinocultura também causa impactos ambientais, em face do volume de efluentes e dos contaminantes neles contidos e das áreas restritas em que esses resíduos são descartados (Basso et al., 2005; Secco, 2007). Assim, é preocupante a poluição das águas superficiais por resíduos produzidos nos diversos segmentos das atividades humanas, tornando-se necessário o desenvolvimento de tecnologias que reduzam a produção desses resíduos e busquem formas de utilizar e ou transformar esses resíduos sem promover mais passivos ambientais (Figueiredo, 2010).

O tratamento de efluentes, se de um lado contribui em muito para amenizar a poluição das águas superficiais, de outro gera outros resíduos, que necessitam de uma adequada disposição final, para que não se constituam em passivos ambientais (Bettiol; Camargo, 2006). Entre os resíduos gerados, encontram-se os diversos tipos de lodos de esgoto (LE), dejetos e água residuária de suinocultura (ARS), cujas composições dependem da origem e do tipo de tratamento que recebem em lagoas e estações de tratamento de esgoto.

Entre as diversas alternativas existentes para a disposição final do LE, a aplicação ao solo para fins agrícolas apresenta-se como uma das mais convenientes, pois, como o lodo é rico em matéria orgânica e nutrientes para as plantas, tem sido amplamente recomendada sua aplicação como fertilizante e condicionador de solo (Camargo, 2006). Esse mesmo raciocínio aplica-se também à ARS, tendo em vista que, segundo Hamoda e Alawadi (1996), essas águas podem ser utilizadas na irrigação, desde que se tenha conhecimento específico do seu grau de perigo à saúde e ao ambiente.

Tanto um quanto o outro material pode apresentar características indesejáveis. O LE pode apresentar desbalanço entre nutrientes em relação à capacidade de extração das plantas, pode conter organismos patogênicos, elevadas concentrações de sais solúveis e elementos-traço, que variam em função da origem dos esgotos ou das características das fontes geradoras (Andrade; Mattiazzo, 2000; Silva et al., 2006). A ARS também possui composição química muito variável, principalmente em função da alimentação dos suínos e do manejo da água empregada nos criatórios (Basso et al., 2005). Com isso, a disposição contínua de LE ou ARS nas mesmas áreas, ao longo dos anos, poderá causar sérios problemas com contaminação de águas subterrâneas e rios por meio do nitrato e do fósforo ou mesmo de elementos-traço (Basso et al., 2005; Bertoncini; Mattiazzo, 1999; Ceretta et al., 2005; Dynia et al., 2006).

Em geral, os solos apresentam diferenças em termos de pH, matéria orgânica, teor e tipo de argila. Isso implica CTC e balanços de cargas diferenciados, além de possibilidades de conversão de amônio a nitrato e lixiviação desses dois íons em diferentes taxas. Além disso, essa natureza diferente dos solos implica também capacidades distintas de mineralização da matéria orgânica, portanto em diferentes taxas de lixiviação de nitrogênio e fósforo. Os resíduos interagem com os solos dos seguintes modos: podem aumentar a CTC do solo, podem alterar o pH e influenciar a taxa de mineralização da matéria orgânica do solo, com consequências sobre a lixiviação de íons. Além disso, os resíduos possuem íons de nitrogênio e fósforo (Hargreaves et al., 2008), portanto, podem também resultar em maior lixiviação.

Entre os elementos químicos presentes em LE e ARS, o nitrogênio é o que têm merecido maior atenção quanto à concentração e forma de aplicação no solo (Andrade; Mattiazzo, 2000; Rodrigues et al., 2011). A forma pela qual o nitrogênio é adicionado ao solo afeta sua distribuição espacial na superfície e no perfil. O amônio, por exemplo, é geralmente mais adsorvido aos coloides do solo, que apresentam, predominantemente, cargas negativas, tendo, assim, mobilidade inferior em relação à do nitrato (Silva, 2004). Entretanto, havendo condições propícias no meio, o amônio é rapidamente transformado em nitrato pelos microrganismos (Bar-Yosef, 1991). Isso é preocupante, porque o nitrato, dependendo das características do solo, apresenta alta mobilidade, podendo ser lixiviado com maior facilidade e, consequentemente, vir a contaminar águas subterrâneas (Anjos; Mattiazzo, 2000; Capra; Scicolone, 2004; Shepherd, 1996).

No caso do fosfato, a mobilidade é pequena, comparativamente ao nitrato, portanto as perdas pela movimentação vertical em solos agricultáveis são consideradas insignificantes (Heathwaite et al., 2000). Porém, Hesketh e Brookes (2000) mostram que sucessivas aplicações de LE e ARS, em quantidades que excedem à demanda da cultura, podem causar a movimentação de fósforo no perfil do solo, devido à diminuição da capacidade de adsorção do solo, na medida em que as moléculas orgânicas, ou mesmo o fosfato de aplicações anteriores, ocupam os sítios de adsorção. Além disso, há possibilidade da movimentação de fósforo ligado à matéria orgânica solúvel no perfil do solo (Mozaffari; Sims, 1994).

Deste modo, visando contribuir para o melhor manejo desses resíduos e diminuir os possíveis impactos ambientais, o desenvolvimento de trabalhos avaliando a lixiviação dos componentes desses resíduos nos solos é importante. Assim, neste artigo, objetivou-se avaliar a lixiviação de amônio, nitrato e fosfato em Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho Distroférrico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd) com e sem lodo de esgoto (LE) e aplicações sucessivas de água residuária de suinocultura (ARS), água deionizada (AD) e solução iônica (SI).

2 Material e Métodos

As amostras dos solos foram coletadas nas camadas de 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm de um Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho Distroférrico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd). Depois da coleta, as amostras foram secas ao ar e passadas em peneiras de malha de 2 mm, para caracterização física e química, e 4 mm de malha para o empacotamento das colunas de solo. A caracterização física e química das amostras dos solos foi feita de acordo com metodologia

descrita pela Embrapa (1997), os resultados são apresentados nas Tabelas 1 e 2.

O lodo de esgoto (LE) utilizado no experimento é originário da estação de tratamento de esgotos de Jundiaí, SP, na qual o processo de tratamento é composto por lagoas aeradas de mistura completa seguidas de lagoas de decantação. O LE é, em seguida, desidratado por centrífuga e sofre a adição de polieletrólitos, sendo compostado por 60 a 90 dias, sofrendo revolvimento mecânico em um pátio coberto. As características químicas do LE, determinadas de acordo com metodologia descrita em Higashikawa et al. (2010), encontram-se na Tabela 3.

A água residuária de suinocultura (ARS) empregada neste estudo passou por um pré-tratamento composto por caixa de areia, peneira estática, tratamento primário composto por um tanque de acidificação e equalização e tratamento secundário em um reator anaeróbio compartimentado seguido de reator UASB e decantador final. A ARS foi filtrada em peneiras de 37 µm e armazenada em câmara fria durante a realização do experimento.

Para fins de comparação, uma solução iônica (SI) foi preparada a partir de 0,14 g de KH_2PO_4; 0,01 g de KNO_3; 0,15 g de KCl; 0,01 g de $(NH_4)_2SO_4$; 0,04 g de K_2SO_4; 0,23 g de $Ca(H_2PO_4)_2.H_2O$; 0,18 g de NaH_2PO_4; 0,79 g de NH_4OH

Tabela 1. Atributos químicos das camadas de 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm dos solos, antes da aplicação dos tratamentos.
Table 1. Chemical properties of layers 0-20, 20-40, 40-60, 60-80, and 80-100 cm of the soils before the treatments application.

Solos	pH	t[4]	T[5]	V[6]	m[7]	MO[8]	P-Mehlich[-1]	P-rem	S-Sulfato
		($cmol_c\ dm^{-3}$)		-----(%)-----		(dag kg^{-1})	----------(mg dm^{-3})----------		
					0-20 cm				
LVAd[1]	4,3	1,6	7,6	6,8	68,1	2,7	1,4	13,3	17,1
LVdf[2]	4,3	1,5	10,2	3,3	78,1	4,6	1,4	8,2	12,8
PVAd[3]	5,0	4,7	9,6	47,4	2,2	4,4	3,5	22,2	15,4
					20-40 cm				
LVAd	4,5	1,2	5,9	4,8	75,8	1,9	0,8	14,6	21,4
LVdf	4,4	1,4	11,2	2,1	83,9	4,4	0,8	6,9	15,4
PVAd	4,9	2,3	6,4	29,9	17,2	1,8	1,7	20,2	33,5
					40-60 cm				
LVAd	4,4	1,2	6,6	4,0	77,3	1,6	0,8	15,9	16,0
LVdf	4,7	0,8	7,3	3,2	71,9	2,7	0,8	7,6	13,8
PVAd	4,8	1,9	5,0	27,2	27,0	1,1	1,1	14,6	44,8
					60-80 cm				
LVAd	4,4	0,8	5,3	4,4	72,2	1,6	0,8	10,6	14,9
LVdf	4,7	0,6	5,8	3,2	67,9	2,4	0,8	2,2	8,0
PVAd	4,9	1,7	4,8	32,9	5,9	1,0	1,1	12,9	63,9
					80-100 cm				
LVAd	4,7	0,6	4,3	5,3	63,7	1,2	0,8	13,3	15,4
LVdf	4,6	0,6	6,5	3,1	66,5	2,4	0,8	3,5	21,4
PVAd	5,0	1,6	4,0	35,9	6,4	0,8	1,1	10,3	41,4

[1]Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico; [2]Latossolo Vermelho Distroférrico; [3]Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico; [4]Capacidade de troca catiônica efetiva; [5]Capacidade de troca catiônica a pH 7,0; [6]Índice de saturação por bases; [7]Índice de saturação por alumínio; [8]Matéria orgânica.

Tabela 2. Atributos físicos e mineralógicos das camadas de 0-20 e 40-60 cm dos solos.
Table 2. Physical and mineralogical properties of layers 0-20, and 40-60 cm of the soils.

Solos	Classe Textural	Areia	Silte	Argila	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	Ki[4]	Kr[5]
		-------(dag kg^{-1})-------			----------(g kg^{-1})----------				
					0-20 cm				
LVAd[1]	Argilo-arenosa	52	10	38	137,6	203,9	53,9	1,16	0,99
LVdf[2]	Muito argilosa	24	7	69	129,8	319,1	171,8	0,70	0,52
PVAd[3]	Franco-argilo-arenosa	47	20	33	195,0	175,0	59,0	1,89	1,56
					40-60 cm				
LVAd	Muito argilosa	32	5	63	197,0	270,0	95,0	1,24	1,01
LVdf	Muito argilosa	15	9	76	169,0	274,0	285,0	1,05	0,63
PVAd	Argilosa	31	18	52	238,0	247,0	76,0	1,64	1,37

[1]Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico; [2]Latossolo Vermelho Distroférrico; [3]Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico; [4]Ki = $1,7(\%SiO_2)/(\%Al_2O_3)$; [5]Kr = $1,7(\%SiO_2)/[\%Al_2O_3 + 0,64(\%Fe_2O_3)]$.

e 0,05 g de $Mg(OH)_2$, sendo os cálculos das quantidades baseados nos íons presentes na ARS. O pH da SI foi corrigido para próximo de 7,8 com a adição de HCl. O pH, condutividade elétrica (CE) e resultados analíticos de alguns íons de uma amostra da água deionizada (AD) empregada nos experimentos, da ARS e da SI, encontram-se na Tabela 4.

As colunas usadas no experimento de lixiviação foram confeccionadas a partir de tubos de PVC com 10 cm de diâmetro interno e 100 cm de comprimento. Com o propósito de, na etapa de desmontagem, separar o solo da coluna em camadas, o tubo foi seccionado aos 10, 20, 40, 60 e 80 cm, e unido com fita adesiva. A base de cada coluna apresentou um orifício na parte central, com 2 cm de diâmetro, a fim de permitir a saída e coleta da solução lixiviada. O fundo de cada coluna recebeu uma tela de polietileno e outra de tecido organza, seguida por uma camada de 2 cm de areia lavada, para permitir a drenagem. Essa areia foi lavada, com HCl e água, constituindo mistura com a proporção de 80% de partículas com diâmetro entre 1-2 mm e 20% com diâmetro menor que 0,5 mm.

As colunas foram empacotadas (preenchidas) a partir da base, com amostras do solo das camadas de 80-100, 60-80, 40-60, 20-40 e 0-20 cm. As amostras de solos da camada 0-20 receberam calcário dolomítico, para elevar a saturação por bases do solo a 70%, o que correspondeu a 5; 7,1 e 1 Mg ha^{-1} de calcário para o LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente. Para montagem das colunas, a cada 2 cm acrescentado, o material foi levemente compactado. A metade das colunas recebeu 60,7 Mg ha^{-1} de lodo de esgoto, que foi misturado junto com o calcário na camada de 0 a 20 cm. A quantidade de lodo de esgoto foi calculada em função do seu teor de nitrogênio, sendo uma média normalmente aplicada na cultura do cafeeiro para suprir sua demanda de nitrogênio.

Depois de preparadas, as colunas foram colocadas em suporte de madeira, estando cada coluna sobre um funil de polietileno, empregado para facilitar a coleta do lixiviado. Adicionou-se, inicialmente, o equivalente a 2546,4 m^3 ha^{-1} de água deionizada em cada uma das colunas, para umedecimento. Quinze dias depois da aplicação inicial de água deionizada, adicionaram-se 1273,2 m^3 ha^{-1} de água deionizada, para padronização da umidade de cada solo. Em seguida, foi adicionado, semanalmente, o equivalente a 1273,2 m^3 ha^{-1} de AD, ARS ou SI, conforme os tratamentos, pelo período de 10 semanas. Como medida preventiva para evitar o fluxo preferencial de água pela parede das colunas, tomou-se o cuidado de aplicar a água e soluções por gotejamento na porção central da superfície do solo, em cada coluna.

As parcelas foram montadas em um delineamento inteiramente casualizado, com três repetições, sendo os tratamentos dispostos em esquema fatorial 3 × 2 × 3, sendo três solos, duas condições (com e sem LE), três soluções de lixiviação (AD, ARS e SI), totalizando 54 parcelas experimentais.

O lixiviado foi coletado semanalmente, 2 dias após cada aplicação das soluções, sendo, nessas ocasiões, medido o seu volume, pH, condutividade elétrica (CE); amostras dos lixiviados coletados foram armazenados em vidro âmbar em câmara fria, para posterior análise da concentração de amônio ($N\text{-}NH_4^+$), nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) e fosfato (PO_3^{-3}).

As concentrações de amônio, nitrato e fosfato foram determinadas por cromatografia iônica (ICS 1100, Dionex, USA), operando com um detector de condutividade DS6. As colunas usadas foram a Ion Pack AS23, para espécies aniônicas, e Ion Pack CS12A, para espécies catiônicas. Na análise cromatográfica, os eluentes usados foram 45 mmol L^{-1} de Na_2CO_3/14 mmol L^{-1} de $NaHCO_3$, para ânions, e 20 mmol L^{-1} de H_2SO_4, para cátions, com o fluxo de 0,25 mL min^{-1}, com volume de injeção de 20 µL. A curva

Tabela 3. Características químicas do lodo de esgoto utilizado no experimento.

Table 3. Chemical characteristics of the sewage sludge of the experiment.

Atributo	Concentração	Atributo	Concentração
pH em água	5,5	Fe (g kg^{-1})	11,1
CE[1] (dS m^{-1})	10,1	Mn (mg kg^{-1})	247,0
CO[2] (g kg^{-1})	226,0	Mo (mg kg^{-1})	ND[3]
N (g kg^{-1})	22,3	Ni (mg kg^{-1})	30,0
P (g kg^{-1})	4,0	Zn (g kg^{-1})	1,3
K (g kg^{-1})	4,0	Al (mg kg^{-1})	11,5
Ca (g kg^{-1})	23,4	As (mg kg^{-1})	ND
Mg (mg kg^{-1})	1,9	Cd (mg kg^{-1})	13,0
S (g kg^{-1})	6,2	Pb (mg kg^{-1})	106,0
Na (g kg^{-1})	2,4	Cu (mg kg^{-1})	175,0
B (mg kg^{-1})	4,3	Cr (mg kg^{-1})	108,0

[1]CE=Condutividade elétrica; [2]CO= Carbono orgânico; [3]ND = Não detectado.

Tabela 4. Resultados analíticos da água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) utilizadas nos experimentos.

Table 4. Analytical results of deionized water, swine wastewater and ionic solution of the experiment.

Atributo	AD	ARS	SI
pH	4,6	7,7	7,8
CE (dS m^{-1})	0,0	2,2	2,8
CO[1] (mg L^{-1})	15,9	51,5	26,9
C[2] (mg L^{-1})	19,1	230,7	59,3
Na^+ (mg L^{-1})	2,0	34,4	34,6
NH_4^+ (mg L^{-1})	ND[3]	320,0	371,8
K^+ (mg L^{-1})	2,3	151,7	141,7
Mg^{2+} (mg L^{-1})	ND	9,5	7,8
Ca^{2+} (mg L^{-1})	ND	43,1	0,3
Cl^- (mg L^{-1})	26,6	95,8	798,1
NO_2^- (mg L^{-1})	ND	0,2	ND
NO_3^- (mg L^{-1})	ND	0,2	3,9
PO_4^{3-} (mg L^{-1})	16,0	87,3	230,5
SO_4^{2-} (mg L^{-1})	ND	9,9	31,4
B^- (mg L^{-1})	ND	< 0,25	ND
Cu^+ (mg L^{-1})	ND	< 0,05	ND
Fe^{2+} (mg L^{-1})	ND	< 0,02	ND
Mn^{2+} (mg L^{-1})	ND	< 0,05	ND
Zn^{2+} (mg L^{-1})	ND	< 0,05	ND

[1]CO = Carbono orgânico dissolvido; [2]C = Carbono total dissolvido; [3]ND = Não detectado.

padrão foi preparada a partir de soluções estoques de padrões Dionex com concentrações de 1000 mg L^{-1}.

Os dados de amônio, nitrato e fosfato lixiviados foram submetidos à análise de variância e as médias dos tratamentos foram comparadas pelo teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 5%, com auxílio do R 2.14.1 (R Development Core Team, 2011), bem como as construções dos gráficos.

3 Resultados e Discussão

Os teores de amônio (NH_4^+) no lixiviado das colunas de solo que receberam somente água deionizada (AD) ultrapassaram os 3,7 mg L^{-1}, considerados como nível crítico na água para o consumo humano, para pH ≤ 7,5 (Brasil, 2005), na primeira amostragem da solução lixiviada, sendo esse valor de 14,6 mg L^{-1} (Figura 1). Os maiores teores de amônio no lixiviado chegaram ao valor de 267,0 mg L^{-1}, nas colunas de solo que receberam solução iônica (SI).

As colunas de solo que receberam lodo de esgoto (LE) tiveram comportamento semelhante àquelas sem LE, porém a aplicação de LE elevou a quantidade de amônio lixiviada após a segunda aplicação das soluções até a quinta, mostrando uma contribuição do LE na quantidade de íons amônio lixiviada nestas colunas de solo (Figura 1).

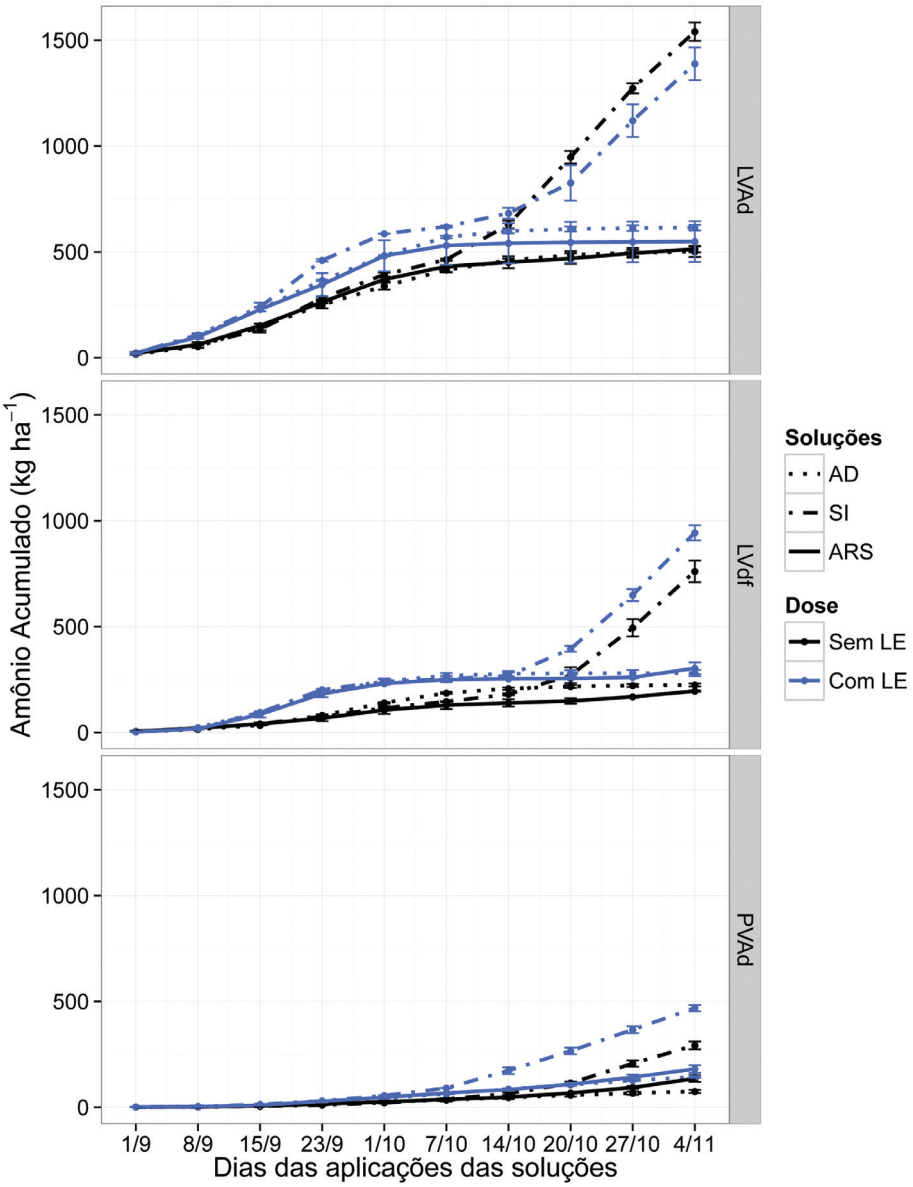

Figura 1. Quantidade acumulada de amônio lixiviado no ensaio em função dos dias das aplicações de água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) em Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho Distroférrico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd) com ou sem lodo de esgoto (LE).

Figure 1. Cumulative amount of ammonium on leachate test in function of days of applications of deionized water, swine wastewater (ARS), and ionic solution (SI) in Dystrophic Red-Yellow Latosol (LVAd), Distroferric Red Latosol (LVdf), and Dystrophic Red-Yellow Argisol (PVAd) with or without sewage sludge (LE).

Nas colunas com solo LVAd sem LE, as quantidades de amônio nas colunas lixiviadas foram menores do que aquelas com o solo LVAd com LE, para SI, não havendo diferença com relação à água residuária de suinocultura (ARS), e maior quantidade de amônio lixiviada nas colunas que receberam somente AD (Tabela 5). Nas colunas com LVdf e LE, as quantidades de amônio lixiviadas foram superiores às colunas com LVdf sem LE, para SI e ARS, não diferenciando na AD. As colunas com PVAd com LE apresentaram valores de amônio superiores às com PVAd sem LE, para a SI, não diferenciando na ARS e AD.

Boeira (2009) observou resultados semelhantes com aplicação de LE, com remoção superior a 50% do total de amônio mineralizado do LE nas duas primeiras semanas depois da aplicação. Como geralmente a aplicação do LE ocorre antes da semeadura das culturas, se houver intensas precipitações poderá haver movimentação vertical de amônio e nitrato no perfil do solo, principalmente durante os estádios iniciais de desenvolvimento da cultura, quando a demanda de N ainda é pequena (Basso et al., 2005). Isto é mais difícil de ocorrer quando da aplicação de fertilizantes químicos, já que a aplicação das quantidades agronomicamente recomendadas de N ao solo via fertilizante químico, em geral, é feita de forma parcelada, em função das épocas em que há absorção mais intensa pelas raízes das plantas cultivadas (Boeira, 2009).

Nas colunas que receberam a AD, o amônio proveniente do solo ou de alguma reação de mineralização da matéria orgânica do solo foi todo lixiviado até a quinta aplicação da AD (Figura 1). A contribuição efetiva da irrigação com as soluções nos íons lixiviados ocorreu depois da quinta aplicação, sendo a lixiviação de amônio diferente entre a AD e SI. A lixiviação de amônio não foi diferente entre as colunas que receberam ARS e AD e as colunas que receberam a SI apresentaram quantidades de amônio lixiviadas superiores àquelas que receberam a ARS e AD (Tabela 5). Nas primeiras aplicações das soluções, as quantidades de amônio e nitrato lixiviados estão relacionadas, principalmente, com as quantidades presente no solo e aos processos de adsorção dos íons de amônio e nitrato no solo.

No LVdf, o tamanho reduzido e elevada resistência de agregados, que representam poros menores e de mais difícil acesso pela água percolante, são fatores que podem contribuir para a menor quantidade de amônio na solução lixiviada, nas primeiras coletas. A gibbsita em maior quantidade nesse tipo de solo é um mineral que tem uma grande importância para manter a estrutura microgranular do LVdf (Ferreira et al., 1999). No LVAd e no PVAd, é menor a resistência à dispersão, por terem constituição essencialmente caulinítica (Vitorino et al., 2003). No entanto, o PVAd tem argilas mais reativas que o LVAd, as quais proporcionaram maior adsorção no solo e menor concentração de amônio na solução desse solo.

A quantidade de amônio total lixiviado no PVAd foi menor do que no LVdf, e neste foi menor que no LVAd, independente da solução aplicada à coluna (Tabela 5). A diferença final entre os solos, em termos de lixiviação de amônio, deve-se ao fato de que o PVAd apresenta teor de MO mais elevado na camada de 0-20 cm, maior presença de argilas mais reativas e maior CTC efetiva no seu perfil, resultando em maior retenção de amônio (Tabelas 1 e 2). No LVdf, o elevado teor de matéria orgânica no perfil do solo e maior CTC efetiva na camada de 0-20 também pode ter contribuído para menor lixiviação de amônio relativamente ao LVAd.

As colunas que receberam LE tiveram um aumento nas quantidades iniciais de nitrato (NO_3^-) lixiviadas com relação às colunas sem LE. Assim, nas colunas que receberam LE, independentemente da classe de solo, as quantidades de nitrato lixiviadas foram quase o dobro das colunas sem LE para a aplicação de AD (Tabela 6). As colunas de LVAd com LE apresentaram teores de nitrato superiores ao lixiviado das colunas do LVAd sem LE, para ARS, não diferenciando no SI. Nas colunas de LVdf com LE, houve maior lixiviação de nitrato, em relação ao LVdf sem LE, para SI. Dynia et al. (2006), avaliando doses de LE para o cultivo de milho, observaram, após o quarto ano de cultivo, teores de nitrato no lixiviado de solo variando entre 86 mg L^{-1} para a menor dose e 464 mg L^{-1} para a maior dose de LE. Os autores informaram que, mesmo que sejam poucas as aplicações de LE, as doses

Tabela 5. Quantidade total de amônio lixiviado no ensaio de aplicações de água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) nos solos com ou sem lodo de esgoto (LE).

Table 5. Total amount of ammonium leached on test of applications of deionized water (AD), swine wastewater (ARS), and ionic solution (SI) in soils with or without sewage sludge (LE).

Solo	AD				ARS				SI			
	Amônio (kg ha^{-1})											
	Sem LE											
LVAd[1]	501,0	A[4]	b[5]	β[6]	513,1	A	a	β	1540,1	A	a	α
LVdf[2]	224,7	B	a	β	195,8	B	b	β	761,1	B	b	α
PVAd[3]	74,8	C	a	β	135,7	B	a	β	292,5	C	b	α
	Com LE											
LVAd	614,5	A	a	β	548,9	A	a	β	1388,5	A	b	α
LVdf	281,0	B	a	β	303,6	B	a	β	943,4	B	a	α
PVAd	143,7	C	a	β	181,1	C	a	β	468,9	C	a	α

[1]Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico; [2]Latossolo Vermelho Distroférrico; [3]Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico; [4]Letras maiúsculas comparam médias de solo em um mesmo nível de dose de lodo de esgoto e solução pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$); [5]Letras minúsculas comparam médias de dose de lodo de esgoto em um mesmo nível de solo e solução pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$); [6]Letras gregas comparam médias de soluções em um mesmo nível de solo e dose de lodo de esgoto pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

Tabela 6. Quantidade total de nitrato lixiviado no ensaio de aplicações de água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) nos solos com e sem lodo de esgoto (LE).

Table 6. Total amount of nitrate leached on test of applications of deionized water (AD), swine wastewater (ARS), and ionic solution (SI) in soils with or without sewage sludge (LE).

Solo	AD				ARS				SI			
	Nitrato (kg ha^{-1})											
	Sem LE											
LVAd[1]	2299,1	A[4]	B[5]	γ[6]	8439,5	A	b	α	5329,4	A	a	β
LVdf[2]	1980,4	A	b	B	5888,1	B	a	α	5714,0	A	b	α
PVAd[3]	1016,1	B	b	γ	4086,9	C	a	α	2100,1	B	a	β
	Com LE											
LVAd	3254,9	A	a	γ	9787,6	A	a	α	4692,5	A	a	β
LVdf	2969,0	A	a	γ	5401,5	B	a	α	4301,4	A	a	β
PVAd	2391,3	A	a	β	3678,7	C	a	α	2370,8	B	a	β

[1]Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico; [2]Latossolo Vermelho Distroférrico; [3]Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico; [4]Letras maiúsculas comparam médias de solo em um mesmo nível de dose de lodo de esgoto e solução pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$); [5]Letras minúsculas comparam médias de dose de lodo de esgoto em um mesmo nível de solo e solução pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$); [6]Letras gregas comparam médias de soluções em um mesmo nível de solo e dose de lodo de esgoto pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

elevadas implicam risco real de contaminação das águas subterrâneas, a curto prazo.

A aplicação de ARS nos solos aumentou a lixiviação de nitrato em relação aos solos que receberam SI, sendo esses resultados superiores à AD, depois da quinta aplicação das soluções (Figura 2). Os solos que receberam a ARS apresentaram maiores quantidades de nitrato, em relação aos solos que receberam SI, exceto o LVdf sem LE, no qual não houve diferença entre as quantidades de nitrato lixiviadas; no PVAd com LE, não houve diferença. As quantidades de nitrato lixiviadas nas colunas que receberam ARS e SI foram superiores às que receberam AD, exceto no PVAd com LE, em que não houve diferença entre SI e AD (Tabela 6).

Nos três solos, ao longo das coletas, grande parte do nitrato lixiviado se deve à mineralização da matéria orgânica nas colunas, provenientes do amônio ou matéria orgânica da ARS. A mineralização da própria matéria orgânica do solo não é descartada como fonte de parte desse nitrato, uma vez que tanto no lixiviado das colunas que receberam ARS como naquelas que receberam SI ou mesmo AD houve concentrações de nitrato superiores às iniciais presentes nessas soluções.

É interessante notar que, até mesmo para o lixiviado das colunas que receberam somente água deionizada, a partir da primeira aplicação, os teores de nitrato no lixiviado foram superiores aos limites estabelecidos pela legislação, com máximo permitido de 10 mg L^{-1} (Brasil, 2005), sendo esse valor de 42,8 mg L^{-1}. Os maiores teores de nitrato no lixiviado chegaram ao valor de 1307,7 mg L^{-1}, nos solos que receberam ARS.

Gomes et al. (2004) observaram perdas de nitrato do solo com aplicação de água residuária de frigorífico, sendo as maiores perdas observadas em solos que receberam calagem. Os autores ainda indicaram que, para os solos corrigidos com calagem, as perdas foram 9% superiores nos solos arenosos em relação aos solos argilosos.

Nas colunas contendo o solo PVAd, a lixiviação de nitrato foi menor no decorrer do ensaio, comparativamente às colunas contendo o LVdf, sendo neste último visivelmente inferior ao LVAd (Figura 2). As colunas de PVAd sem e com LE apresentaram menor lixiviação de nitrato em relação ao LVAd e LVdf, para a ARS e SI. As colunas de LVdf sem e com LE apresentaram menor lixiviação do que no caso do LVAd, para ARS, não diferenciando no SI e AD (Tabela 6).

A menor lixiviação de nitrato no PVAd, contrariamente ao que era esperado, é atribuída à maior reatividade das argilas, que, embora com predomínio de cargas negativas, ainda teve sítios suficientes para reter o nitrato no interior das colunas, o mesmo não ocorrendo com as colunas contendo LVAd e LVdf. Comparando os dois latossolos, o LVdf por ser mais oxídico e, portanto, apresentar mais cargas positivas reteve mais nitrato do que o LVAd. Outro fator que contribuiu com a menor lixiviação de nitrato no LVdf é o fato de este solo apresentar menor pH, o que pode ter reduzido a nitrificação. O LVAd apresenta menor CTC potencial e efetiva, por isso teve maior lixiviação de nitrato, além de um menor teor de MO, que aumentaria a retenção de íons de nitrato nas colunas de solo. Segundo Van Raij (1991), é difícil prever a dinâmica do nitrogênio (N) no solo, em curto prazo, pois esta depende da disponibilidade de resíduos orgânicos, da relação carbono/nitrogênio (C/N) no solo, da umidade, do pH e de outros fatores, podendo haver concentração de nitrogênio mineral no solo, em um dado momento, e, em outro, sua completa ausência.

Nas colunas nas quais foi aplicado ARS, o N mineral compõe cerca de 50% do N total, podendo ocorrer perdas de N por volatilização na forma de amônia, que, além de poluir o ar, também diminui o potencial fertilizante (Basso et al., 2005). Já no caso do LE, Boeira (2009) discutiu sobre a importância de se observar que, embora a liberação de nitrogênio seja contínua por longo tempo, a geração de N disponível às plantas ocorre em grande parte logo após a aplicação. Isso mostra uma necessidade de se manter o solo sempre com alguma cultura em crescimento ou uma forrageira para melhor aproveitamento do amônio e nitrato do LE e ARS e prevenir a lixiviação.

A variação ocorrida com a quantidade de fosfato (PO_4^{3-}) no lixiviado de cada coluna, durante o experimento, é apresentada

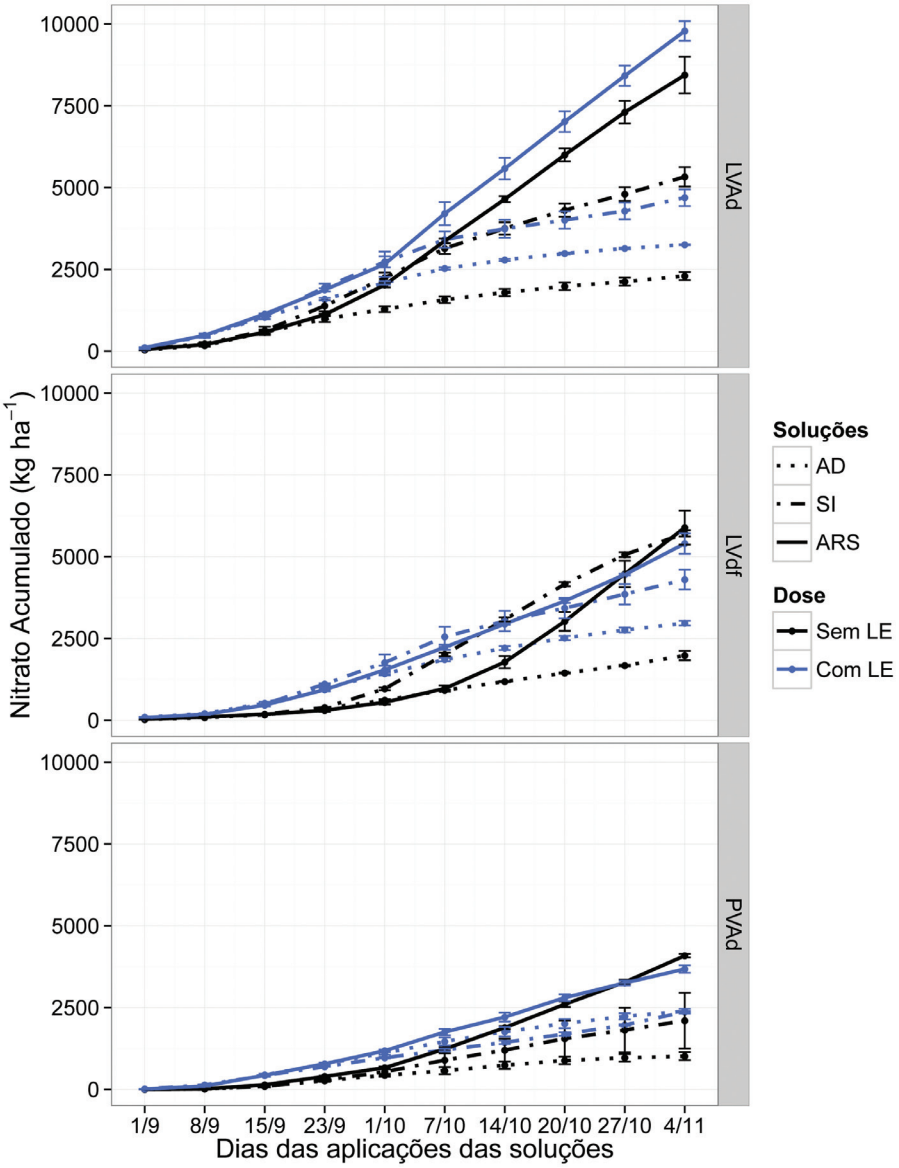

Figura 2. Quantidade acumulada de nitrato lixiviado do ensaio em função dos dias das aplicações de água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) em Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho Distroférrico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd) com ou sem lodo de esgoto (LE).

na Figura 3. Uma grande variabilidade nos dados ocorreu em relação ao material aplicado nas colunas, não sendo possível detectar tendências claras. A SI propiciou menor lixiviação de fosfato do que a ARS e AD.

Os teores de fosfato no lixiviado variaram de 0 a 0,32 mg L^{-1} e alguns valores estiveram acima do limite permitido de 0,1 mg L^{-1} (Brasil, 2005). Foram observadas maiores quantidades de fosfato nos lixiviados do PVAd, em relação ao LVdf, com valores médios de 3,0 e 2,3 kg ha^{-1}, respectivamente, sendo que esse solo apresentou maior lixiviação de fosfato do que o LVAd, com valor médio de 1,0 kg ha^{-1}.

Basso et al. (2005) também não verificaram efeito nas doses de dejeto de suíno sobre as concentrações de fosfato na água percolada, sendo pouco expressivas em relação às quantidades adicionadas via dejetos de suínos. Oliveira et al. (2004) verificaram concentrações entre 0,04 a 2,46 mg L^{-1} em avaliação do efeito de ARS na extração de nutrientes pela cultura do milho. José et al. (2009) verificaram que a concentração desse nutriente no material percolado foi de 0,1 mg L^{-1}, na primeira amostragem (16 dias após a semeadura), e nas amostragens seguintes (48 e 82 dias após a semeadura) houve aumento nas concentrações. O aumento foi atribuído, pelos autores, às maiores dosagens aplicadas e à capacidade de retenção de fosfato no solo. Berwanger et al. (2008) verificaram que a aplicação de dejeto líquido de suíno, por um período de cinco anos, potencializou as transferências de fósforo por percolação, que ocorreu através de fluxo preferencial (Basso et al., 2005). Mesmo assim a transferência de fósforo

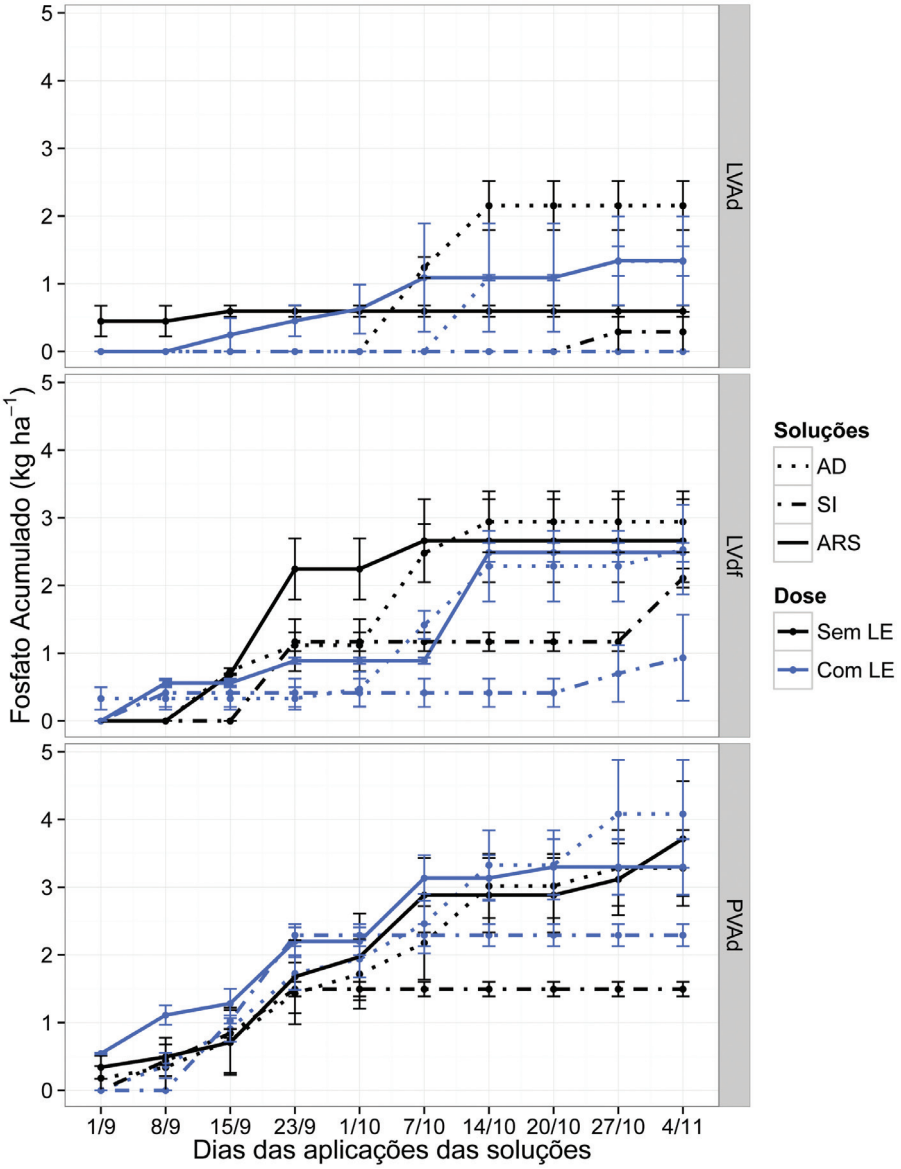

Figura 3. Quantidade acumulada de fosfato lixiviado no ensaio em função dos dias das aplicações de água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) em Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho Distroférrico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd) com ou sem lodo de esgoto (LE).

por lixiviação está mais associada com as condições físicas do solo e as formas de fósforo (Berwanger et al., 2008). Anami et al. (2008) estudaram o processo de percolação de íons de nitrato e fosfato, em colunas de solo e verificaram que o íon nitrato apresentou elevado potencial de percolação, ao contrário do que ocorreu com o íon fosfato, que apresentou baixo potencial de contaminação.

4 Conclusões

A aplicação de LE aumentou a quantidade lixiviada de amônio, no solo LVAd, e de nitrato, nos solos LVAd, LVdf e PVAd. A aplicação de ARS não afetou a quantidade lixiviada de amônio e aumentou a de nitrato, nos três solos estudados. As quantidades lixiviadas de amônio e nitrato nos solos seguiram a seguinte ordem crescente: PVAd < LVdf < LVAd. A aplicação de LE e ARS não afetou a quantidade lixiviada de fosfato, nos três solos estudados.

Referências

ANAMI, M. H.; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, M.; GOMES, S. D.; QUEIROZ, M. M. F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 12, n. 1, p. 75-80, 2008. http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662008000100011

ANDRADE, C. A. D.; MATTIAZZO, M. E. Nitratos e metais pesados no solo e nas árvores após aplicação de biossólido (lodo de esgoto) em plantações florestais de *Eucalyptus grandis*. *Scientia Forestalis*, v. 1, n. 58, p. 59-72, 2000.

ANJOS, A. R. M.; MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com biossólido. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 24, n. 24, p. 927-938, 2000. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832000000400024

BAR-YOSEF, B. Fertilization under drip irrigation. In: PALGRAVE, D. A. (Ed.). *Fluid fertilizer, science and technology*. New York: Marcel Dekker, 1991. p. 285-325. v. 1, n. 1.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETTO, N.; GIROTTO, E. Dejeto líquido de suínos: II., perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. *Ciência Rural*, v. 35, n. 6, p. 1305-1312, 2005. http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782005000600012

BERTONCINI, E. I.; MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 23, n. 3, p. 737-744, 1999. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06831999000300029

BERWANGER, A. L.; CERETTA, C. A.; SANTOS, D. R. Alterações no teor de fósforo no solo como aplicação de dejetos líquidos de suínos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 6, p. 2525-2532, 2008. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000600029

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A Disposição de lodo de esgoto em solo agrícola. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. (Ed.). *Lodo de esgoto*: impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 349 p.

BOEIRA, R. C. Lixiviação de nitrogênio em Latossolo incubado com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, n. 4, p. 947-958, 2009. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000400019

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução n. 357 de 17 de março de 2005. *Diário Oficial da União*, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

CAMARGO, A. O. Disposição de lodo de esgoto em solo agrícola: Instrumental para o Pensamento. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. (Ed.). *Lodo de esgoto*: impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 349 p.

CAPRA, A.; SCICOLONE, B. Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation. *Agricultural Water Management*, v. 68, n. 2, p. 135-149, 2004. http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2004.03.005

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. C. Dejeto líquido de suínos: I., perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. *Ciência Rural*, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, 2005. http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782005000600011

DYNIA, J. F.; SOUZA, M. D.; BOEIRA, R. C. Lixiviação de nitrato em Latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de lodo de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 41, n. 5, p. 855-862, 2006. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2006000500019

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Manual de métodos de análise de solos*. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997. 212 p.

FERREIRA, M. M.; FERNANDES, B.; CURI, N. Influência da mineralogia da fração argila nas propriedades físicas de Latossolos da região sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 23, n. 3, p. 515-524, 1999. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06831999000300004

FIGUEIREDO, P. Adubação orgânica e contaminação ambiental. *Revista Verde Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 5, n. 3, p. 1-4, 2010.

GOMES, E. R. S.; SAMPAIO, S. C.; CORRÊA, M. M.; VILAS BOAS, M. A.; ALVELS, L. F. A.; SOBRINHO, T. A. Movimento de nitrato proveniente de água residuária em colunas de solos. *Engenharia Agrícola*, v. 24, n. 3, p. 557-568, 2004. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162004000300008

HAMODA, M.; ALAWADI, S. Improvement of effluent quality for reuse in a dairy farm. *Water Science Technology*, v. 33, n. 10-11, p. 79-85, 1996. http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223(96)00409-X

HARGREAVES, J.; ADL, M.; WARMAN, P. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 123, n. 1-3, p. 1-14, 2008. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.004

HEATHWAITE, L.; SHARPLEY, A.; GBUREK, W. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. *Journal Environmental Quality*, v. 29, n. 1, p. 158-166, 2000. http://dx.doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010020x

HESKETH, N.; BROOKES, P. C. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. *Journal Environmental Quality*, v. 29, n. 1, p. 105-110, 2000. http://dx.doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010013x

HIGASHIKAWA, F. S.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W. Chemical and physical properties of organic residues. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 5, p. 1742-1752, 2010. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000500026

JOSÉ, J. V.; RIBAS, M. M. F.; FREITAS, P. S. L.; FRANCISCONI JUNIOR, J. P. Efeito da aplicação de efluente de abatedouro bovino tratado em lagoas de estabilização no solo e no desenvolvimento do milho. *Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias*, v. 2, n. 1, p. 51-59, 2009.

MOZAFFARI, M.; SIMS, J. T. Phosphorus availability and sorption in an Atlantic coastal plain watershed dominated by animal-based agriculture. *Soil Science*, v. 157, n. 2, p. 97-107, 1994. http://dx.doi.org/10.1097/00010694-199402000-00005

OLIVEIRA, R. A.; FREITAS, W. S.; GALVÃO, J. C. C.; PINTO, F. A.; CECON, P. R. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características nutricionais do milho. *Revista Brasileira de Milho e Sorgo*, v. 3, n. 3, p. 357-369, 2004.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. *R*: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2011. Disponível em: <http://www.r-project.org>. Acesso em: 1 jun. 2011.

RODRIGUES, M. B.; VILAS BOAS, M. A.; SAMPAIO, S. C.; REIS, C. F.; GOMES, S. D. Efeitos de fertirrigações com águas residuárias de laticínio e frigorífico no solo e na produtividade da alface. *Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, v. 8, n. 3, p. 173-182, 2011.

SECCO, R. C. *Fitodisponibilidade de zinco, cobre, e níquel de lodo esgoto (N-Viro Soil) e de dejetos de suínos aplicados superficialmente*

a Latossolo Vermelho sob plantio direto. 2007. 154 f. Tese (Doutorado)-Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2007.

SHEPHERD, M. A. Factors affecting nitrate leaching from sewage sludges applied to a sandy soil in arable agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 58, n. 2-3, p. 171-185, 1996. http://dx.doi.org/10.1016/0167-8809(96)01018-3

SILVA, A. T. *Movimentação de amônio, nitrato, potássio e fósforo aplicados por fertirrigação em latossolos*. 2004. 68 f. Tese (Doutorado)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004.

SILVA, C. A.; RANGEL, O. J. P.; BETTIOL, W.; MANZATTO, C. V.; BOEIRA, R. C.; DYNIA, J. F. Dinâmica de metais pesados em latossolo adubado com lodo de esgoto e em plantas de milho. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. (Ed.). *Lodo de esgoto*: impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 349 p.

VAN RAIJ, B. *Fertilidade do solo e adubação*. São Paulo: Ceres, 1991. 285 p.

VITORINO, A. C. T.; FERREIRA, M. M.; CURI, N.; LIMA, J. M.; SILVA, M. L. N.; MOTTA, P. E. F. Mineralogia, química e estabilidade de agregados do tamanho de silte de solos da região Sudeste do Brasil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 38, v. 1, p. 133-141, 2003.

Contribuição dos autores: Alisson Lucrécio da Costa realizou os experimentos, revisão bibliográfica e a escrita científica; José M. de Lima e Carlos Alberto Silva contribuíram com a escrita científica e com a revisão ortográfica e gramatical; Manoel Resende Neto e Marcele Gabriel Cannata contribuíram com a realização dos experimentos e escrita científica do trabalho.

Agradecimentos: Os autores agradecem à CAPES, ao CNPq e à Fapemig o suporte financeiro concedido ao projeto e a bolsa do mestrado concedida ao primeiro autor deste trabalho.

Fonte de financiamento: CAPES, CNPq e Fapemig.

Conflito de interesse: Os autores declaram não haver conflito de interesse.