

SEÇÃO I - FÍSICA DO SOLO

PERDAS DE NUTRIENTES VIA SUBSUPERFÍCIE EM COLUNAS DE SOLO SOB FERTILIZAÇÃO MINERAL E ORGÂNICA⁽¹⁾

Ricardo Prado Piovesan⁽²⁾, Nerilde Favaretto⁽³⁾, Volnei Pauletti⁽⁴⁾, Antônio Carlos Vargas Motta⁽³⁾ & Carlos Bruno Reissmann⁽³⁾

RESUMO

O uso de dejetos de animais na produção agrícola pode ocasionar a contaminação ou poluição das águas por nutrientes, principalmente com aplicações consecutivas na mesma área. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da aplicação de dejetos líquidos de bovinos e fertilizantes minerais na lixiviação de NH_4^+ , NO_3^- , P e K. Para essa avaliação, foram coletadas colunas indeformadas de solo, num experimento de campo que estava sendo conduzido por sete anos consecutivos e que continha 12 tratamentos, resultantes da combinação de quatro doses de dejetos líquidos de bovinos com três doses de fertilizante mineral. O experimento de campo era conduzido num Latossolo Bruno distrófico em sistema de plantio direto com sorgo, milho, aveia-preta e azevém em rotação. Em laboratório, essas colunas, de acordo com os respectivos tratamentos de campo, foram submetidas à aplicação do dejetos líquidos de bovinos (0, 30, 60 e 90 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$, aplicados em dose única) e dos fertilizantes minerais (0, 50 e 100 % da dose recomendada para o milho – 120, 60 e 60 kg ha^{-1} de N, P_2O_5 e K_2O). Imediatamente após a aplicação de dejetos e fertilizante, a água percolada por coluna foi coletada e analisada em cinco turnos contínuos, totalizando 516 mm – aproximadamente três volumes de poros. Constatou-se aumento nas concentrações de N- NH_4^+ , P e K com as doses de dejetos e aumento de N- NO_3^- e K com as doses de fertilizante mineral. No entanto, com exceção do N- NO_3^- , as concentrações de N- NH_4^+ e P estiveram abaixo do limite máximo permitido pela legislação brasileira, indicando a importância da infiltração de água no solo na redução do potencial poluidor dos dejetos.

Termos de indexação: nitrato, amônio, P, K, lixiviação, dejetos líquidos de bovinos, plantio direto, qualidade da água.

⁽¹⁾ Parte da Dissertação de Mestrado do primeiro autor apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal do Paraná – UFPR. Recebido para publicação em janeiro de 2007 e aprovado em maio de 2009.

⁽²⁾ Mestrando em Ciência do Solo, Universidade Federal do Paraná – UFPR. Rua dos Funcionários 1540, CEP 80035-050 Curitiba (PR). E-mail: rppiovesan@yahoo.com.br

⁽³⁾ Professores do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, UFPR. E-mails: nfavaretto@ufpr.br; mottaacv@ufpr.br; reissman@ufpr.br

⁽⁴⁾ Doutorando em Agronomia, Produção Vegetal, UFPR. Pesquisador da Fundação ABC. E-mail: vpauletti@fundacaoabc.org.br

**SUMMARY: NUTRIENT LOSSES VIA LEACHING FROM SOIL COLUMNS
SUBMITTED TO MINERAL AND ORGANIC FERTILIZATION**

The use of animal manure in agricultural systems can cause water contamination and/or pollution by nutrients, especially by consecutive applications to the same area. In view thereof, the purpose of this study was to evaluate the effect of manure and fertilizer application on NH_4^+ , NO_3^- , P and K leaching. For this evaluation, undisturbed soil columns were collected from a seven-year field experiment that consisted of 12 treatments, resulting from the combinations of four doses of dairy slurry with three doses of mineral fertilizers. The study has been conducted on an Oxisol under no-till system with a crop rotation including sorghum, corn, oat and ryegrass. The leaching experiment was conducted in a laboratory with the undisturbed soil columns collected in the field experiment. In the laboratory, these soil columns, analogously to the respective field treatments, were treated with dairy slurry manure (0, 30, 60 and 90 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ applied in a single dose) and mineral fertilizers (0, 50 and 100 % of the recommended dose for corn – 120 kg of N, 60 kg of P_2O_5 and 60 kg of K_2O per ha) application. Immediately after manure and fertilizer application, the percolated water was sampled and analyzed in five continuous periods, totalling 516 mm, which corresponded to approximately three pore volumes. An increase of $\text{NH}_4\text{-N}$, P, and K with increasing manure doses and an increment in $\text{NO}_3\text{-N}$ and K with the higher mineral fertilizer doses was observed. However, in general, except for $\text{NO}_3\text{-N}$, the $\text{NH}_4\text{-N}$ and P concentrations were below the limit value determined by the Brazilian legislation, indicating the importance of soil-water infiltration to reduce the manure pollution potential.

Index terms: nitrate; ammonium, phosphorus, potassium, leaching, dairy slurry manure, no till, water quality.

INTRODUÇÃO

Altas concentrações de N e P em águas superficiais e subterrâneas têm causado problemas não só ambientais, mas também de saúde humana (Smith et al., 1990; Owens, 1994; Sharpley & Halvorson, 1994). Em consequência, vários estudos já foram desenvolvidos sobre perdas de nutrientes na agricultura via escoamento superficial (Favaretto et al., 2006; Sharpley et al., 2001), inclusive no Brasil (Bertol et al., 2003, 2005; Peles, 2007; Mori, 2008). Com relação à qualidade da água subterrânea associada a práticas agrícolas, ênfase vinha sendo dada ao N (Smith et al., 1990; Owens, 1994; White et al., 1998; Bakhsh et al., 2005; Basso et al., 2005; Bertol et al., 2005; Garg et al., 2005); no entanto, nos últimos anos tem se discutido também o transporte de P em subsuperfície (McDowell & Sharpley, 2001; Favaretto, 2002; Börling et al., 2004; Basso et al., 2005; Bertol, 2005; Fortune et al., 2005).

A lixiviação é o principal processo envolvido na perda de N-NO_3^- devido à baixa capacidade de retenção de ânions, na maioria dos solos. Para o N, na forma de amônio (N-NH_4^+), a lixiviação é reduzida pela adsorção deste cátion no complexo de cargas negativas do solo, embora a capacidade de adsorção do N-NH_4^+ , de acordo com a série liotrófica, seja menor em relação à de outros cátions, como Ca e Mg (Sparks, 1995). O P, devido à adsorção específica, tem baixa mobilidade no solo (Sparks, 1995), razão pela qual as perdas ocorrem, principalmente, via escoamento superficial (Sharpley & Halvorson, 1994). Em algumas situações,

no entanto, as perdas de P via subsuperfície podem ser significativas, como em áreas com aplicação excessiva de P via fertilizante mineral ou orgânico (Sims et al., 1998; McDowell & Sharpley, 2001) e em áreas com fluxo preferencial – comum em sistemas de manejo com menor revolvimento do solo (Sharpley & Halvorson, 1994). Embora a perda de P via subsuperfície seja em geral inferior a 1 % do P aplicado, o que agronomicamente pode não ser representativo, ambientalmente ela pode causar sérios problemas (Sharpley et al., 2001).

A infiltração de água no solo é essencial no controle da qualidade das águas superficiais, porém é importante entender a capacidade de retenção dos nutrientes no perfil do solo, ou seja, a função de filtro, a fim de evitar a poluição das águas subsuperficiais, as quais naturalmente vão suprir o sistema hídrico de superfície.

A região dos Campos Gerais, no Estado do Paraná, destaca-se pela produção de leite, gerando conseqüentemente uma grande quantidade de dejetos animal, o qual precisa ser aplicado no solo; contudo, questões referentes ao impacto ambiental, principalmente na qualidade da água, ainda necessitam de estudos. Considerando ser essa uma região essencialmente de plantio direto, aliado ao uso intensivo de dejetos na agricultura, desenvolveu-se este trabalho com o objetivo de analisar o efeito residual de sete anos – somado ao efeito imediato da aplicação de dejetos líquidos de bovinos e fertilizantes minerais em sistema de plantio direto – sobre as perdas de NH_4^+ ,

NO_3^- , P e K via lixiviação, avaliando assim o potencial poluidor dos dejetos e dos fertilizantes minerais nessa condição experimental.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento de lixiviação foi realizado em laboratório no Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Paraná (DSEA), com colunas indeformadas de solo coletadas de um experimento de campo conduzido por sete anos na Fazenda Capão Alto da Fundação ABC, localizada no município de Castro, Estado do Paraná. O experimento de campo, constituído por 12 tratamentos (quatro doses de dejetos líquidos de bovinos e três doses de fertilizante mineral) distribuídos em três blocos, foi implantado em novembro de 1997 sobre um Latossolo Bruno distrófico típico textura argilosa epieutrófico fase campo subtropical relevo suave ondulado, com 615, 124 e 260 g kg^{-1} de argila, silte e areia, respectivamente, na camada de 0–40 cm (Embrapa, 2001). A fração argila do solo (camada de 0–40 cm) caracteriza-se por conter 60 % de caulinita, 31 % de gibbsita e 9 % de outros minerais, sendo a análise mineralógica realizada por termogravimetria após desferrificação da argila, de acordo com Jackson et al. (1986). A caracterização química do solo da área experimental anterior à implantação dos tratamentos em 1997 (Quadro 1) foi realizada de acordo com Pavan et al. (1992). O experimento de campo foi conduzido de 1997 a 2004 em sistema de plantio direto com sorgo, milho, aveia-preta e azevém em rotação para produção de silagem.

Em novembro de 2004, foi coletada uma coluna indeformada de solo em cada parcela do experimento de campo instalado em 1997. Para essa coleta, utilizaram-se tubos de PVC (10 cm de diâmetro e 45 cm de altura) inseridos em um coletor de monólitos conectado a um trator e introduzidos no solo até 40 cm de profundidade, restando 5 cm de bordadura superior. Para evitar o escoamento lateral da água, o espaço entre o solo e a parede de PVC foi preenchido com parafina, sendo os tubos colocados sobre um funil cujo interior foi preenchido com areia (lavada com HCl 3 cL L^{-1} e água deionizada) e cujas bordas externas foram impermeabilizadas.

A saturação das colunas foi feita via aplicação de água deionizada com gotejadores de plástico (vazão regulada para duração de 8 h) sobre o papel-filtro, colocado na superfície do solo, ficando as colunas saturadas por 12 h, quando se iniciou o processo de drenagem. O processo de saturação lenta e subsequente drenagem teve como objetivo padronizar a condição de umidade do solo (Favaretto, 2002).

Após a terceira saturação, retirou-se o papel-filtro da superfície e aplicaram-se, nas colunas coletadas em campo, as respectivas doses de dejetos e fertilizante, numa combinação de quatro doses de dejetos líquidos de bovinos (0, 30, 60 e 90 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) com três doses de fertilizante mineral (0, 50 e 100 % da recomendação para o milho na região – 120, 60 e 60 kg ha^{-1} de N, P_2O_5 e K_2O). A quantidade de dejetos foi calculada em base úmida, considerando a área superficial da coluna, e aplicada na superfície, sem incorporação, em dose única. Na fertilização mineral utilizaram-se nitrato de amônio, fosfato monoamônio e cloreto de K aplicado em solução na superfície, sem incorporação. O dejetos líquido aplicado foi proveniente da criação de gado leiteiro, em sistema de confinamento, coletado numa propriedade rural da região. A concentração de nutrientes no dejetos encontra-se no quadro 2; com exceção do K, tanto o N total como o P total estão próximos dos teores apresentados pela SBCE/CQFS (2004), onde o dejetos líquido de bovinos com 24,6 g L^{-1} de matéria seca apresenta, em média, 0,88, 0,22 e 0,69 g L^{-1} de N, P e K total, respectivamente. O teor de matéria seca do dejetos utilizado foi de 25,68 g L^{-1} .

O teor total de N, P e K foi determinado na matéria seca, sendo o de N via Kjeldahl e o de P e K via digestão seca, de acordo com Martins & Reissmann (2007). As determinações dos teores solúveis foram realizadas por espectrofotometria, após filtragem com filtro de 0,45 μm . O amônio foi determinado pelo método do fenato; P, pelo ácido ascórbico; K, pela emissão de chama (APHA, 1995); e o N-NO_3^- , pelo ultravioleta (Heinzmann et al., 1984).

Após a adição dos fertilizantes e do dejetos, água deionizada foi continuamente aplicada sobre a coluna até o final do experimento, sendo inicialmente na taxa de 66 mL h^{-1} (8,7 mm h^{-1}); contudo, no decorrer do experimento essa taxa foi gradativamente reduzida, a fim de evitar o acúmulo de água na superfície do solo. A taxa de 8,7 mm h^{-1} foi determinada em estudo prévio, a partir de duas colunas-teste do tratamento

Quadro 1. Caracterização química do solo antes da implantação do experimento de campo, em 1997

Profundidade	$\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$	H + Al	Al^{3+}	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	P resina	C	V
cm		cmol _c dm^{-3}					mg dm^{-3}	g dm^{-3}	%
0–10	5,1	6,09	0,08	0,32	3,75	1,67	94,6	26,0	48,5
10–30	5,0	4,97	0,03	0,15	3,99	1,86	53,2	21,0	54,7

sem aplicação de fertilizante e dejetos, coletadas no campo, com o objetivo de definir a capacidade máxima de percolação. O volume de poros (1.412 mL) foi calculado de acordo com a porosidade total do solo (45 %) e o volume da coluna preenchida com solo (3,142 dm³). A porosidade total foi calculada utilizando-se a densidade de partículas (2,18 kg dm⁻³) e a densidade do solo (1,20 kg dm⁻³).

Para as coletas de água percolada, considerou-se um volume de poros de 1.350 mL. O primeiro volume de poros foi coletado em três turnos de lixiviação (450 mL cada). O segundo e o terceiro volumes foram coletados individualmente (1.350 mL cada), correspondendo ao quarto e quinto turnos de lixiviação, respectivamente. O total de água coletada (cinco turnos de lixiviação) equivaleu a três volumes de poros ou 4.050 mL e representa uma infiltração acumulada de 516 mm de água, aproximadamente um terço da precipitação anual da região. A coleta de água percolada foi contínua até o final do experimento.

Cada amostra de água, após a coleta, era filtrada (filtro de 0,45 µm) e congelada para posterior análise. Nessas amostras determinou-se a concentração de N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, P e K, seguindo o método descrito anteriormente.

O cálculo da quantidade perdida dos nutrientes foi feito multiplicando-se a concentração pelo volume de água percolada no respectivo turno de lixiviação. A quantidade total perdida foi comparada com a quantidade total aplicada, gerando a percentagem de perda do elemento. A quantidade total aplicada refere-se ao que foi aplicado nas colunas em laboratório, somada à contribuição do teor nativo do solo. Considerou-se como contribuição do teor nativo do solo a quantidade perdida no tratamento sem adubação (0 m³ ha⁻¹ de dejetos e 0 % de fertilizante mineral).

As análises estatísticas foram feitas utilizando-se o software MSTAT-C (Freed, 1994). Como pré-requisito da ANOVA, a homogeneidade das variâncias foi testada, sendo os dados transformados quando necessário. Na análise da variância utilizou-se o delineamento inteiramente casualizado em fatorial

com parcelas subdivididas e três repetições; os fatores dejetos e fertilizantes referiram-se à parcela, e o fator turno de lixiviação, à subparcela. Para comparação de médias, utilizou-se o teste de Tukey a 5 %.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Concentração de nitrogênio, fósforo e potássio na água percolada

Na concentração de N-NH₄⁺ observou-se interação significativa somente entre as doses de dejetos e os turnos de lixiviação (Quadro 3). Para o amônio, a interação tripla (doses de dejetos x doses de fertilizante x turnos de lixiviação) não foi significativa, como também não foram significativas as interações duplas doses de dejetos x doses de fertilizante e doses de fertilizante x turnos de lixiviação.

A aplicação de dejetos aumentou significativamente a concentração de N-NH₄⁺ na água percolada somente no quinto turno de lixiviação (Quadro 3), caracterizando, portanto, o potencial poluidor de doses crescentes de dejetos, porém após intensa drenagem (516 mm de água infiltrada).

As maiores concentrações de N-NH₄⁺ (Quadro 3) ocorreram no quarto turno de lixiviação (segundo volume de poros), havendo acentuada redução no quinto turno de lixiviação para as doses de 0 e 30 m³ ha⁻¹. Já nos tratamentos com 60 e 90 m³ ha⁻¹ de dejetos não ocorreu diminuição significativa na concentração do N-NH₄⁺ do quarto para o quinto turno, mostrando uma liberação gradual do N-NH₄⁺ nas maiores doses e indicando um potencial poluidor de longa duração. O prolongamento do potencial de lixiviação do amônio também foi observado por Bertol et al. (2005) em colunas indeformadas de solo coletadas em um Latossolo Vermelho eutrófico de textura argilosa sob plantio direto com aplicação de dejetos líquidos de suínos. A liberação gradativa de N-NH₄⁺ nas maiores doses de dejetos provavelmente ocorreu

Quadro 2. Teores de N, P e K na forma total e solúvel no dejetos líquido de bovinos

	Teor total			Teor solúvel			Solubilidade
	g kg ⁻¹ (1)	g L ⁻¹ (2)		g kg ⁻¹ (3)	g L ⁻¹ (4)		
N (Kjeldahl)	32,1	0,81	N-NO ₃ ⁻	1,34	0,034	N-NO ₃ ⁻	4,2
			N-NH ₄ ⁺	10,95	0,275	N-NH ₄ ⁺	34,1
P	15,3	0,38	P	2,75	0,069	P	17,9
K	67,2	1,69	K	43,79	1,100	K	65,1

(1) Determinado em base seca, média de duas repetições. (2) Calculado a partir do teor total determinado em base seca e do teor de matéria seca do dejetos (25,68 g L⁻¹). (3) Calculado a partir do teor determinado em base úmida e do teor de matéria seca do dejetos. (4) Determinado em base úmida (filtrado em 0,45 µm), média de duas repetições. (5) Calculado a partir do teor solúvel em relação ao teor total.

pela capacidade do solo e do próprio dejetos de adsorver e posteriormente liberar o $N-NH_4^+$, bem como pela possível mineralização tanto do N orgânico recentemente aplicado como do N orgânico residual (Kirchmann, 1994). Deve-se ressaltar que este experimento de lixiviação considera tanto o efeito imediato da aplicação de dejetos quanto o efeito residual (sete anos de condução do experimento com aplicação de dejetos no inverno e verão); assim, a adição de dejetos ao longo desses anos possivelmente aumentou a disponibilidade de amônio no solo e, conseqüentemente, sua liberação para a solução do solo.

A concentração do $N-NO_3^-$ na água percolada mostrou interação significativa somente entre as doses de fertilizante mineral e os turnos de lixiviação (Quadro 4). Para o nitrato, a interação tripla (doses de dejetos x doses de fertilizante x turnos de lixiviação) não foi significativa, como também não foram significativas as interações duplas doses de dejetos x doses de fertilizante e doses de dejetos x turnos de lixiviação.

As doses de dejetos, possivelmente, não alteraram a lixiviação de $N-NO_3^-$ em razão da pequena quantidade aplicada ($2,28 \text{ g/coluna}$ no tratamento com $90 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), em relação à quantidade aplicada via fertilizante mineral ($42,47 \text{ g/coluna}$ no tratamento com 100 % de fertilizante). De acordo com Kirchmann (1994), em dejetos líquidos de animais são esperadas baixas concentrações de nitrato e altas de amônio, estando de acordo com a constituição química do dejetos utilizado neste experimento (Quadro 2).

Considerando as doses de fertilizante (Quadro 4), observa-se que somente no primeiro e quinto turnos de lixiviação as concentrações de $N-NO_3^-$ foram iguais entre os tratamentos. Nos demais turnos, a aplicação de fertilizante foi superior, sobretudo no tratamento com 100 % de fertilizante – comportamento esperado, em razão da quantidade aplicada e da elevada mobilidade do $N-NO_3^-$ no solo.

Em todas as doses de fertilizante observou-se rápido decréscimo na concentração do $N-NO_3^-$ na água percolada nos sucessivos turnos de lixiviação (Quadro 4), o que é característico de elementos com pouca capacidade de adsorção (Jury et al., 1991), principalmente em solos com predomínio de cargas negativas. No entanto, observa-se que, mesmo após 516 mm de água percolada (quinto turno de lixiviação), a concentração média de $N-NO_3^-$ varia de 3 a 7 mg L^{-1} (Quadro 4), indicando um potencial de liberação por retenção do nitrato no solo e, ou, nitrificação do amônio. O solo da área experimental, conforme já descrito, é um Latossolo Bruno distrófico, no entanto, na região encontra-se também o Latossolo Bruno ácrico, o que caracteriza um maior potencial de retenção de nitrato em função da capacidade de troca aniônica (Embrapa, 2001). Na camada de 0–40 cm, na qual o experimento de lixiviação foi conduzido, a capacidade de troca catiônica (CTC) tanto no Latossolo Bruno distrófico como no Latossolo Bruno ácrico é maior que a capacidade de troca aniônica (CTA), em razão do alto teor de carbono de compostos orgânicos (Embrapa, 2001). A fração argila do solo utilizado no

Quadro 3. Concentração média para doses de fertilização de $N-NH_4^+$, P e K nos lixiviados, de acordo com a aplicação de dejetos bovino e turnos de lixiviação

Dejetos	Turnos de lixiviação				
	L1	L2	L3	L4	L5
$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$					
	$N-NH_4^+$ (mg L^{-1})				
0	0,29 AB (ab) ⁽¹⁾	0,29 A (ab)	0,20 A (b)	0,73 A (a)	0,24 B (b)
30	0,41 A (b)	0,39 A (b)	0,30 A (b)	0,95 A (a)	0,18 B (c)
60	0,28 B (c)	0,38 A (bc)	0,21 A (c)	0,92 A (a)	0,66 A (ab)
90	0,30 AB (b)	0,27 A (b)	0,27 A (b)	1,39 A (a)	0,94 A (a)
	P (mg L^{-1})				
0	0,016 A (ab)	0,021 A (a)	0,007 B (c)	0,011 C (bc)	0,014 A (abc)
30	0,017 A (a)	0,020 A (a)	0,013 AB (a)	0,014 BC (a)	0,019 A (a)
60	0,016 A (ab)	0,020 A (a)	0,013 AB (b)	0,028 A (a)	0,024 A (a)
90	0,020 A (ab)	0,029 A (a)	0,019 A (b)	0,023 AB (ab)	0,017 A (b)
	K (mg L^{-1})				
0	0,040 A (ab)	0,034 B (ab)	0,026 B (b)	0,041 B (a)	0,013 B (c)
30	0,037 A (ab)	0,024 B (c)	0,027 B (bc)	0,041 B (a)	0,016 B (c)
60	0,040 A (b)	0,071 A (a)	0,050 A (ab)	0,069 A (a)	0,047 A (b)
90	0,050 A (ab)	0,053 A (ab)	0,039 AB (b)	0,067 A (a)	0,044 A (b)

⁽¹⁾ Médias seguidas da mesma letra maiúscula, na coluna, e pela mesma letra minúscula, na linha, não diferem pelo teste de Tukey a 5 %.

Quadro 4. Concentração média para doses de adubação de N-NO₃⁻, P e K nos lixiviados, de acordo com a aplicação de fertilizante mineral e turnos de lixiviação

Mineral	Turnos de lixiviação				
	L1	L2	L3	L4	L5
%	N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)				
0	28,99 A (a) ⁽¹⁾	14,73 B (b)	8,22 B (c)	5,16 B (c)	5,96 A (c)
50	33,48 A (a)	30,57 A (a)	13,13 B (b)	6,26 B (c)	3,19 A (c)
100	37,42 A (a)	34,64 A (a)	23,15 A (b)	11,93 A (c)	6,63 A (d)
	P (mg L ⁻¹)				
0	0,015 A (b)	0,028 A (a)	0,018 A (ab)	0,019 A (ab)	0,020 A (ab)
50	0,018 A (a)	0,022 AB (a)	0,011 B (b)	0,022 A (a)	0,017 A (ab)
100	0,019 A (a)	0,018 B (a)	0,010 B (b)	0,017 A (a)	0,019 A (a)
	K (mg L ⁻¹)				
0	0,039 A (ab)	0,034 B (cb)	0,025 B (c)	0,048 B (a)	0,026 B (c)
50	0,041 A (a)	0,031 B (a)	0,032 B (a)	0,044 B (a)	0,016 C (b)
100	0,045 A (b)	0,072 A (b)	0,049 A (b)	0,071 A (a)	0,049 A (b)

⁽¹⁾ Médias seguidas da mesma letra maiúscula, na coluna, e pela mesma letra minúscula, na linha, não diferem pelo teste de Tukey a 5 %.

experimento (camada de 0–40 cm) é constituída sobretudo por caulinita e gibbsita, mostrando um potencial de retenção de ânions (CTA) mesmo na camada superficial, mas com predomínio de troca catiônica (CTC).

Além do efeito imediato da aplicação de nitrato, deve-se considerar o efeito residual do experimento de campo, caracterizado pela elevada concentração de N-NO₃⁻ (28,43 mg L⁻¹) no primeiro turno de lixiviação do tratamento sem aplicação de dejetos e sem aplicação de fertilizante (dado não apresentado). É importante apontar que essa concentração foi similar à da média dos tratamentos com doses de dejetos e sem fertilizante mineral (28,99 mg L⁻¹) (Quadro 4), o que indica o efeito residual do sistema e não da aplicação de dejetos na concentração de N-NO₃⁻ na água percolada.

Quanto à concentração do P na água, observou-se interação significativa tanto para doses de dejetos e turnos de lixiviação como para doses de fertilizante e turnos de lixiviação. Da mesma forma que para o amônio e o nitrato, não se constatou significância para a interação tripla (doses de dejetos x doses de fertilizante x turnos de lixiviação), bem como para a interação dupla doses de dejetos x doses de fertilizante.

As maiores doses de dejetos proporcionaram as maiores concentrações de P na água percolada (Quadro 3), porém em apenas dois turnos de lixiviação (terceiro e quarto). A concentração crescente de P na água em função da dose crescente de dejetos é explicada pelo efeito imediato da aplicação de P e, possivelmente, também pelo aumento no teor de P no solo durante os sete anos de condução do experimento a campo. Silva (2005), em trabalho desenvolvido na mesma área experimental, em 2003, observou que os teores de P

disponível no solo foram maiores nos tratamentos com adição de dejetos. Outro aspecto que deve ser apontado é a contribuição da mineralização, considerando que este experimento de lixiviação foi conduzido durante 10 dias, aliado ao efeito residual dos tratamentos de campo durante sete anos.

Para as doses de fertilizante mineral, de modo geral, não se observaram diferenças significativas, com exceção do segundo e terceiro turnos de lixiviação, em que a aplicação de fertilizante, ao contrário do esperado, reduziu a concentração de P na água percolada (Quadro 4). Bertol (2005) observou maiores concentrações de P na água percolada nos tratamentos com aplicação de fertilizante mineral em relação ao dejetos líquido de suínos, em colunas indeformadas de solo, em experimento de curta duração, enquanto Sharpley et al. (1993) observaram maior mobilidade do P aplicado via cama de aves em experimento de longa duração.

É interessante ressaltar que a quantidade de P solúvel aplicada na forma de fertilizante mineral (20,57 g/coluna no tratamento com 100 % de fertilizante) foi expressivamente maior do que a quantidade aplicada na forma solúvel via dejetos (4,67 g/coluna no tratamento com 90 m³ ha⁻¹ de dejetos); portanto, a concentração de P na água percolada com aplicação de doses crescentes de fertilizante mineral deveria ser maior, o que não ocorreu. Esse resultado mostra a elevada capacidade de retenção do P no perfil do solo – característica de solos muito intemperizados. A fração argila do solo na camada de 0–40 cm, conforme já descrito, é constituída principalmente por caulinita e gibbsita, indicando a capacidade de adsorção específica de P. Essa elevada capacidade de adsorção

reduz as perdas de P do solo para a água, o que significa redução do potencial poluidor dos dejetos e fertilizantes aplicados em áreas agrícolas, desde que ocorra infiltração de água no solo.

A concentração do K na água percolada foi alterada tanto pelas doses de fertilizante mineral como pelas doses de dejetos em interação dupla com os turnos de lixiviação. Da mesma forma que para os demais nutrientes, não se observou significância para a interação tripla (doses de dejetos x doses de fertilizante x turnos de lixiviação), bem como para a interação dupla doses de dejetos x doses de fertilizante.

As maiores doses, tanto de dejetos (Quadro 3) como de fertilizante mineral (Quadro 4), proporcionaram as maiores concentrações de K na água percolada em todos os turnos de lixiviação, exceto no primeiro. O aumento na concentração com as doses crescentes é justificado pela maior quantidade de K aplicado, representando o efeito imediato da aplicação, assim como o efeito residual do experimento de campo.

De maneira geral, em todas as doses de dejetos (Quadro 3) e de fertilizante (Quadro 4) a maior concentração de K ocorreu no quarto turno de lixiviação, caracterizando uma baixa mobilidade de K no solo. Tanto para o K como para o amônio, o pico da concentração foi no segundo volume de poros, ou seja, após 344 mm de água percolada.

Comparando os resultados obtidos neste experimento com os valores máximos permitidos pela legislação, observaram-se para o N-NH₄⁺ (Quadro 3) concentrações médias inferiores à concentração máxima permitida, tanto pelo Ministério da Saúde (1,5 mg L⁻¹ para N-NH₃) (Brasil, 2004) como pelo CONAMA (3,7 mg L⁻¹ de N-amoniaco total - N-NH₃ + N-NH₄⁺ para água doce de classes 1 e 2 com pH inferior a 7,5) (Brasil, 2005).

Para o N-NO₃⁻ (Quadro 4), ao contrário do N-NH₄⁺, foram observadas concentrações acima do valor máximo permitido tanto pelo Ministério da Saúde (Brasil, 2004) como pelo CONAMA (Brasil, 2005), que é de 10 mg L⁻¹ de N-NO₃⁻. Esses resultados de nitrato indicam um potencial de contaminação de águas subterrâneas mesmo em áreas que não receberam fertilização. Neste experimento, a concentração média de N-NO₃⁻ no tratamento sem aplicação de fertilizante mineral e sem aplicação de dejetos foi de 28,4; 14,0; 7,7; 4,0; e 0,6 mg L⁻¹, respectivamente para o primeiro, segundo, terceiro, quarto e quinto turnos de lixiviação (dados não apresentados). Esse potencial de contaminação, no entanto, é altamente reduzido pela elevada profundidade dos Latossolos Brunos da região (maior que 2 m), bem como pela elevada profundidade do lençol freático. Altas concentrações de N-NO₃⁻ em subsuperfície também foram constatadas em condições diversas por outros autores (Kladivko et al., 1991; Favaretto, 2002; Bertol et al., 2005; Kye-Han & Shibu, 2005).

Com relação às concentrações médias de P nos turnos de lixiviação (Quadros 3 e 4), foram observados, na maioria, valores inferiores ao limite máximo permitido. O CONAMA, pela Resolução 357 de 2005 (Brasil, 2005), delimita o valor de 0,02 mg L⁻¹ de P total como sendo o máximo permitido em água superficial lentic (água parada) de classe 1, o qual corresponde ao valor mais rigoroso estabelecido nesta resolução. Ainda de acordo com esta resolução, 0,1 mg L⁻¹ de P total é o valor máximo permitido para água superficial lótica (água em movimento) de classe 1.

Os teores de amônio e P indicam o baixo potencial de poluição do sistema hídrico subsuperficial com a aplicação de dejetos e fertilizantes minerais nesta condição experimental (Latossolo Bruno de textura argilosa) e reforçam a necessidade da adoção de práticas conservacionistas que visem à infiltração de água no solo e, conseqüentemente, à retenção no perfil do solo de nutrientes poluidores. Por sua vez, os resultados de nitrato indicam o potencial poluidor da fertilização mineral e do sistema de plantio direto sem fertilização, reforçando a necessidade do uso e manejo adequado de fertilizantes nitrogenados, mesmo em solos com alto grau de intemperismo e de textura argilosa.

Percentual de perdas de nitrogênio, fósforo e potássio na água percolada

A perda percentual do N-NH₄⁺ em relação ao aplicado (Quadro 5) foi inferior a 21 % do N-NH₄⁺ na forma solúvel e 5 % do N na forma total. Esses dados mostram que, mesmo com uma grande infiltração acumulada (516 mm), 80 % do N-NH₄⁺ aplicado ainda permaneceu retido no solo, estando esse resultado de acordo com o de Bertol et al. (2005), em experimento com colunas indeformadas de solo. Essa elevada retenção é uma característica de solos com alta capacidade de adsorção catiônica (Smith et al., 1990). Os resultados de perda também mostram que a retenção do N-NH₄⁺ nos tratamentos com dejetos e com fertilizante mineral foi maior, o que indica maior capacidade de liberação gradual do amônio, reforçando os dados de concentração, já discutidos.

Para o N-NO₃⁻ foram constatadas, em alguns tratamentos, perdas superiores às do aplicado, mesmo considerando na quantidade aplicada a contribuição do teor nativo no solo, representado pelo tratamento sem fertilização (Quadro 5). De modo geral, o maior déficit entre quantidade aplicada e perda ocorreu nos tratamentos com 0 % de fertilizante mineral e 30, 60 e 90 m³ ha⁻¹ de dejetos. Isso pode ser uma conseqüência do método de determinação de N-NO₃⁻ no dejetos, resultando num teor subestimado, bem como do efeito residual desses tratamentos, que seria maior do que o considerado como teor nativo do tratamento sem fertilização. Outro fator que deve ser considerado é a possibilidade de nitrificação tanto do N-NH₄⁺ recentemente aplicado (duração do experimento de

Quadro 5. Perdas percentuais de N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, P e K em relação ao aplicado, nas formas solúvel e total, de acordo com as doses de fertilizante mineral e dejetos líquido de bovinos

Mineral	Dejeto	Solúvel												Total											
		Aplicado				Perdido				Perda				Aplicado				Perda							
		N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	P	K	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	P	K	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	P	K	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	P	K	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	P	K				
%	m ³ ha ⁻¹	mg/coluna												%				mg/coluna				%			
	0	0,00	0,00	0,00	0,00	1,44	29,01	0,07	4,45	-	-	-	-	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	30	6,21	0,76	1,56	11,34	1,37	37,25	0,08	4,74	17,9	125	5,2	16,2	18,20	8,69	38,13	2,8	77	79	1,0	11,1				
	60	12,42	1,52	3,12	22,68	2,04	46,61	0,08	5,56	14,7	153	2,4	10,3	36,41	17,37	76,26	3,1	70	73	0,4	6,9				
	90	18,63	2,28	4,67	34,02	4,05	40,66	0,09	7,78	20,2	130	1,9	9,9	54,61	26,06	114,39	4,8	48	53	0,3	6,6				
	0	25,89	21,24	10,28	19,56	1,48	56,4	0,05	4,45	5,4	112	0,5	18,5	47,12	10,28	19,56	1,9	73	75	0,5	18,5				
	30	32,10	22,00	11,84	30,90	2,76	40,87	0,06	4,39	8,2	80	0,5	9,0	65,33	18,97	57,69	2,9	43	46	0,3	7,1				
	60	38,31	22,76	13,40	42,24	2,98	45,18	0,12	4,97	7,5	87	0,9	6,8	83,53	27,66	95,82	2,6	40	42	0,4	5,0				
	90	44,52	23,52	14,96	53,58	2,38	58,34	0,07	6,11	5,2	111	0,5	6,2	101,73	36,34	133,95	1,8	44	46	0,2	4,4				
	0	51,77	42,47	20,57	39,12	2,07	74,67	0,05	4,97	3,9	104	0,2	11,4	94,25	20,57	39,12	1,7	60	66	0,2	11,4				
	30	57,98	43,23	22,12	50,46	1,94	80,75	0,06	4,53	3,3	112	0,3	6,6	112,45	29,25	77,25	1,4	56	58	0,2	5,6				
	60	64,20	43,99	23,68	61,80	2,58	66,09	0,08	16,2	3,9	91	0,3	17,4	130,65	37,94	115,38	1,6	41	43	0,2	13,5				
	90	70,41	44,75	25,24	73,14	2,04	49,03	0,10	11,12	2,8	66	0,4	9,4	148,86	46,63	153,51	1,1	27	29	0,2	7,0				

⁽¹⁾ Valores calculados considerando a concentração em cada turno de lixiviação e não a média ponderada. ⁽²⁾ No cálculo de perdas, o valor perdido no tratamento com 0 % de fertilizante mineral e 0 m³ ha⁻¹ de dejetos foi acrescido ao efetivamente aplicado nas colunas em laboratório, em todos os tratamentos, para representar a contribuição do teor nativo do solo. ⁽³⁾ N perdido nas formas de N-NH₄⁺ + N-NO₃⁻ em relação ao N total.

10 dias contínuos) como do N-NH₄⁺ residual. Perdas percentuais de N-NO₃⁻ próximas ou superiores a 100 % do aplicado foram também encontradas em outros estudos (Bertol et al., 2005; Favaretto, 2002) – resultado esperado, devido à grande mobilidade desse ânion no solo (Smith et al., 1990).

As perdas de P em relação ao aplicado foram pequenas, inferiores a 5 % em relação ao P solúvel e a 1 % em relação ao P total aplicado (Quadro 5). Esses resultados demonstram grande retenção do P no solo, estando de acordo com os de outros autores (Bertol, 2005; Favaretto, 2002; Sharpley & Halvorson, 1994). Segundo Sims et al. (1998), pequenas quantidades de minerais de argilas e, ou, óxidos de Fe e Al podem reduzir grandemente a mobilidade do P no solo.

No tocante ao K, as perdas foram inferiores a 19 % tanto em relação ao K solúvel como ao K total aplicado (Quadro 5); esse resultado foi similar ao de Jakobsen (1996), porém inferior ao de Bertol (2005).

CONCLUSÕES

1. A aplicação de dejetos líquido de bovinos aumentou a concentração de N-NH₄⁺, P e K na água percolada; contudo, mesmo após sete anos de aplicações consecutivas com dose máxima de 90 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, os valores continuam inferiores ao limite máximo permitido pela legislação brasileira.

2. A aplicação de fertilizante mineral aumentou a concentração de N-NO₃⁻ e K na água percolada, com valores de N-NO₃⁻ acima do limite máximo permitido pela legislação brasileira, inclusive no tratamento sem fertilização, indicando o potencial poluidor, principalmente em solos rasos.

3. As quantidades perdidas de P, K e N-NH₄⁺, em relação ao aplicado, são menores comparativamente ao N-NO₃⁻, confirmando o potencial de lixiviação do N-NO₃⁻ mesmo em solo argiloso com predomínio de caulinita e gibbsita na fração argila.

AGRADECIMENTO

Ao professor aposentado Hélio Olympio da Rocha, da Universidade Federal do Paraná, por disponibilizar o coletor de monólitos, e à Fundação ABC, pelo uso da área experimental de campo.

LITERATURA CITADA

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19.ed. Washington, 1995.
- BASSO, J.C.; CERETTA, C.A.; DURIGON, R.; POLETTO, N. & GIROTTI, E. Dejetos líquido de suínos: II- perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. Ci. Rural, 35:1305-1312, 2005.

- BAKHSH, A.; KANWAR, R.S. & KARLEN, D.L. Effects of liquid swine manure applications on $\text{NO}_3\text{-N}$ leaching losses to subsurface drainage water from loamy soils in Iowa. *Agric. Ecol. Environ.*, 109:118-128, 2005.
- BERTOL, I.; MELLO, E.L.; GUADAGNIN, J.C.; ZAPAROLLI, A.L.V. & CARRAFA, M.R. Nutrient losses by water erosion. *Sci. Agric.*, 60:581-586, 2003.
- BERTOL, J.B. Contaminação da água de escoamento superficial e da água lixiviada pelo efeito de fertilização mineral e adubação orgânica em sistema de semeadura direta. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2005. 209p. (Tese de Doutorado).
- BERTOL, O.J.; RIZZI, N.E.; FAVARETTO, N. & LAVORANTI, O.J. Perdas de nitrogênio via superfície e subsuperfície em sistema de semeadura direta. *R. Floresta*, 35:429-443, 2005.
- BÖRLING, K.; OTABBONG, E. & BARBERIS, E. Soil variables for predicting potential phosphorus release in Swedish noncalcareous soils. *J. Environ. Qual.*, 33:99-106, 2004.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, 18 de mar. de 2005.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n. 518, de 25 de março de 2004. Diário Oficial da União, Brasília, 26 de mar. de 2004.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Mapa do levantamento semidetalhado de solos: Município de Castro. Castro, Fundação ABC, 2001.
- FAVARETTO, N. Gypsum amendment and exchangeable calcium and magnesium related to water quality and plant nutrition. West Lafayette, Purdue University, 2002. 125p. (Tese de Doutorado)
- FAVARETTO, N.; NORTON, L.D.; JOERN, B.C. & BROUDER, S.M. Gypsum amendment and exchangeable calcium and magnesium affecting phosphorus and nitrogen in runoff. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70:1788-1796, 2006.
- FORTUNE, S.; LU, J.; ADDISCOTT, T.M. & BROOKES, P.C. Assessment of phosphorus leaching losses from arable land. *Plant Soil*, 269:99-108, 2005.
- FREED, R. Mstat-C software. Disponível em: <<http://www.msu.edu/~freed/disks.htm>>. Acesso em: 05 out. de 2006.
- GARG, K.K.; JHA, M.K. & KAR, S. Field investigation of water movement and nitrate transport under perched water table conditions. *Soil Water*, 92:69-84, 2005.
- HEINZMANN, F.X.; MYAZAWA, M. & PAVAN, M.A. Determinação de N-NO_3 por espectrofotometria de absorção ultravioleta. *R. Bras. Ci. Solo*, 8:159-163, 1984.
- JACKSON, M.L.; LIM, C.H. & ZELAZNY, L.W. Oxides, hydroxides, and aluminosilicates. In: KLUTE, A. ed. *Methods of soil analysis – Part 1 – Physical and mineralogical methods*. 2.ed. Madison, Soil Science Society of America, 1986. p.101-150.
- JAKOBSEN, S.T. Leaching of nutrients from pots with and without applied compost. *Res. Conser. Recycl.*, 17:1-11, 1996.
- JURY, W.A.; GARDNER, W.R. & GARDNER, W.H. *Soil physics*. 5.ed. New York, John Wiley & Sons, 1991. 328p.
- KIRCHMANN, H. Animal and municipal organic wastes and water quality. In: LAL, R. & STEWART, B.A., eds. *Soil processes and water quality*. Boca Raton, Lewis Publishers, 1994. p.163-232.
- KLADIVKO, E.J.; van SCOYOC, G.E.; MONKE, E.J.; OATES, K.M. & PASK, W. Pesticide and nutrient movement into subsurface tile drains on a silt loam soil in Indiana. *J. Environ. Qual.*, 20:264-270, 1991.
- KYE-HAN, L. & SHIBU, J. Nitrate leaching in cottonwood and loblolly pine biomass plantations along a nitrogen fertilization gradient. *Agric. Ecol. Environ.*, 105:615-623, 2005.
- MARTINS, A.P.L. & REISSMANN, C.B. Material vegetal e as rotinas laboratoriais nos procedimentos químico-analíticos. *Sci. Agr.*, 8:1-17, 2007.
- MCDOWELL, R. & SHARPLEY, A.N. Phosphorus losses in subsurface flow before and after manure application to intensively farmed land. *Sci. Total Environ.*, 278:113-125, 2001.
- MORI, H.F. Perdas de solo, água e nutrientes em sistema de plantio direto sob aplicação de dejetos líquidos de bovinos e chuva simulada. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2008. 56p. (Tese de Mestrado)
- OWENS, L.B. Impacts of soil N management on the quality of surface and subsurface water. In: LAL, R. & STEWART, B.A., eds. *Soil processes and water quality. Advances in soil science*. Boca Raton, Lewis Publishers, 1994. p.137-162.
- PAVAN, M.A.; BLOCH, M.F.; ZEMPULSKI, H.C.; MIYAZAWA, M. & ZOCOLER, D.C. Manual de análise química de solo e controle de qualidade. Londrina, Instituto Agrônomo do Paraná, 1992. 38p. (Circular, 76)
- PELES, D. Perdas de solo, água e nutrientes sob aplicação de gesso e dejetos líquidos de suínos. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2007. 88p. (Tese de Mestrado)
- SHARPLEY, A.N. & HALVORSON, A.D. The management of soil phosphorus availability and its transport in agricultural runoff. In: LAL, R., ed. *Soil processes and water quality*. Boca Raton, Lewis Publishers, 1994. p.1-84.
- SHARPLEY, A.N.; MCDOWELL, R.W. & KLEINMAN, J.A. Phosphorus loss from land to water: Integrating agricultural and environmental management. *Plant Soil*, 237:287-307, 2001.
- SHARPLEY, A.N.; SMITH, S.J. & BAIN, W.R. Nitrogen and phosphorus fate from long-term poultry litter applications to Oklahoma soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57:1131-1137, 1993.

- SILVA, J.C.P.M. Esterco líquido de gado de leite e fertilização mineral influenciando a produção de silagem e propriedades químicas do solo na região dos campos gerais do Paraná. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2005. 63p. (Tese de Mestrado)
- SIMS, J.T.; SIMARD, R.R. & JOERN, B.C. Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *J. Environ. Qual.*, 27:277-293, 1998.
- SMITH, S.J.; SCHEPERS, J.S. & PORTER, L.K. Assessing and managing agricultural nitrogen losses to the environment. In: STEWART, B.A., ed. *Advances in soil science*. Chelsea, Lewis Publishers, 1990. v.14. p.1-43.
- SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO/ COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – SBSC/CQFS. Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 10.ed. Porto Alegre, Núcleo Regional Sul - Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004. 400p.
- SPARKS, D.L. *Environmental soil chemistry*. San Diego, Academic Press, 1995. 267p.
- WHITE, R.E.; HENG, L.K. & MAGESAN, G.N. Nitrate leaching from a drained, sheep-grazer pasture. II. Modeling nitrate leaching losses. *Austr. J. Soil Res.*, 36:963-977, 1998.