

Dejeto líquido de suínos: efeito no solo e nas perdas de K, Ca e Mg por erosão hídrica

Pig slurry: effect on soil and K, Ca and Mg losses by water erosion

Ildegardis Bertol^{1*} (ORCID 0000-0003-4396-5382), José Mecabô Júnior¹ (ORCID 0000-0001-9993-2649), Maria Aparecida do Nascimento dos Santos¹ (ORCID 0000-0003-3337-6824), Danieli Schneiders Kaufmann¹ (ORCID 0000-0003-1886-8345), Marco Fruhauf de Oliveira¹ (ORCID 0000-0002-6029-6929)

¹Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC, Brasil. *Autor para correspondência: ildegardis.bertol@udesc.br, Brasil.

Submissão: 13/09/2022 | Aceite: 23/11/2022

RESUMO

O dejeto de suíno (DLS) é usado como fertilizante cujos nutrientes são perdidos por erosão e contaminam o ambiente se o dejeto é usado inadequadamente. Objetivou-se avaliar o efeito de DLS no solo e na erosão, num Nitossolo Bruno. Os tratamentos, 0; 50; 100; e 200 m³ ha⁻¹ de DLS foram aplicados superficialmente após a semeadura uma vez em cada um dos cinco cultivos, e na palhada do último cultivo, totalizando 0, 250, 500 e 1000 m³ ha⁻¹, na aveia (*Avena strigosa*), milho (*Zea mays*), nabo (*Raphanus sativus* L.) e soja (*Glycine max*), e nos resíduos de aveia. A chuva simulada (65 mm h⁻¹ e 75 minutos) foi aplicada três vezes no milho e quatro vezes no nabo, na soja, e nos resíduos, com um simulador de braços rotativos. Antes e depois da pesquisa, determinou-se o teor de K, Ca e Mg no solo. As chuvas aplicadas em cada momento compuseram um teste (T). O T1 ocorreu após a aplicação do DLS e os demais testes em intervalos que variaram entre 14 e 70 dias, em função do clima. Durante o escoamento, em intervalos de cinco minutos coletaram-se amostras de enxurrada para determinar as perdas de água e o teor de K, Ca e Mg na água. O DLS não influenciou o teor dos nutrientes no solo. O teor e as perdas totais dos nutrientes foram maiores com 1000 m³ ha⁻¹ de DLS do que na ausência do dejeto. Com o aumento de escoamento, diminuiu o teor na enxurrada e aumentou a perda total, a qual aumentou também com o aumento de teor dos nutrientes na enxurrada. Recomenda-se aplicar menos do que 500 m³ ha⁻¹ de DLS total no solo, mesmo em aplicações intervalares, devido à elevada perda de K, Ca e Mg pela erosão hídrica.

PALAVRAS-CHAVE: erosão hídrica; nutrientes na enxurrada; chuva simulada; semeadura direta.

ABSTRACT

Pigg slurry (PS) is used as a fertilizer whose nutrients are lost through erosion and contaminate the environment if the manure is used inappropriately. The objective was to evaluate the effect of PS on soil and erosion, in a Alfisol soil. The treatments, 0; 50; 100; and 200 m³ ha⁻¹ of PS were applied superficially after sowing once in each of the five crops, and in the straw of the last crop, totaling 0, 250, 500 and 1000 m³ ha⁻¹, in oat (*Avena strigosa*), corn (*Zea mays*), turnip (*Raphanus sativus* L.) and soybean (*Glycine max*), and in oat residues. The simulated rain (65 mm h⁻¹ and 75 minutes) was applied three times to corn and four times to turnip, soybeans, and residues, with a rotating arms simulator. Before and after the research, the content of K, Ca and Mg in the soil was determined. The rainfall applied at each moment made up a test (T). T1 occurred after the application of the PS and the other tests at intervals that varied between 14 and 70 days, depending on the weather. During the runoff, at five-minute intervals, runoff samples were collected to determine water losses and the content of K, Ca and Mg in the water. The PS did not influence the nutrient content in the soil. The content and total losses of nutrients were higher with 1000 m³ ha⁻¹ of PS than in the absence of manure. With the increase in runoff, the content in the runoff decreased and the total loss increased, which also increased with the increase in the nutrient content in the runoff. It is recommended to apply less than 500 m³ ha⁻¹ of total PS in the soil, even in interval applications, due to the high loss of K, Ca and Mg by water erosion.

KEYWORDS: water erosion; nutrients in runoff; simulated rainfall; no-tillage.

INTRODUÇÃO

Em Santa Catarina, a suinocultura é explorada intensivamente em regime de confinamento. Isso resulta em grande volume de dejetos líquidos de suínos (DLS) concentrado no local de criação. Em virtude disso, é comum aplicar-se o DLS no solo como fonte de nutrientes para as plantas (AITA et al. 2014, LOURENZI et al. 2014, HENTZ et al. 2016, BARROS et al. 2019). Essa prática pode ser ambientalmente correta desde que critérios técnicos recomendados para o tratamento e aplicação do dejetos no solo sejam observados (CORRÊA et al. 2011). Assim, o DLS pode melhorar a fertilidade do solo e aumentar a produção de biomassa (BENEDET et al. 2016, BARROS et al. 2019). O teor de K, Ca e Mg no solo, depende de diversos fatores, tais como, fertilidade original, regime de chuva no local e tipo e dose de fertilizante químico e orgânico como o DLS adicionado (BAI et al. 2013, BARROS et al. 2019).

O potássio (K) é um importante nutriente aplicado no solo por meio do DLS, dentre os demais, aumentando seu teor no solo como verificado por PEREIRA et al. (2016). A aplicação de DLS no solo continuamente por mais de quinze anos resultou em aumento de K na camada superficial até 20 cm de profundidade, em diversas classes de solo (SCHERER et al. 2010, LOURENZI et al. 2014). Isso também foi constatado por DORTZBACH et al. (2014) em estudo conduzido por mais de dez anos. No entanto, a aplicação de DLS no solo nem sempre proporciona aumento do teor de K (CABRAL et al. 2014, BÓCOLI et al. 2016). Segundo os autores, o K é pouco móvel no solo, o que, associado à absorção em grande quantidade pelas plantas, justificou esse comportamento.

A aplicação de DLS no solo em dose acima $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ aumentou o teor de K no escoamento superficial devido ao aumento de teor na superfície do solo (KAUFMANN et al. 2019). No entanto, o teor do elemento, bem como sua perda total, no escoamento superficial, ora aumenta ora diminui no tempo de chuva (MIRÁS AVALOS et al. 2012, MECABÔ JÚNIOR et al. 2014). Isto se explica pela variação de teor de K na superfície do solo durante a chuva (CASSOL et al. 2012). A perda total de K por escoamento superficial depende do teor no solo e da perda total de enxurrada (KAUFMANN et al. 2019). Esta perda é maior nos primeiros eventos de chuva logo após a aplicação do DLS, diminuindo nos eventos subsequentes (MECABÔ JÚNIOR et al. 2014). A perda de K pode variar de uma chuva para outra porque o elemento pode ser liberado para a solução do solo em quantidades variadas ao longo do tempo de chuva, independente de efeito do DLS (KAUFMANN et al. 2019).

O DLS aplicado no solo é fonte também de cálcio (Ca) e magnésio (Mg), podendo ocorrer aumento de Ca sem influência para o Mg (CASSOL et al. 2012). Em alguns casos pode ocorrer aumento de Mg sem alteração para o Ca (CABRAL et al. 2014, PEREIRA et al. 2016). Ainda, pode não ocorrer alteração no teor desses dois elementos na superfície do solo após a aplicação de DLS (OLIVEIRA et al. 2014, BÓCOLI et al. 2016). A realização de chuva simulada após a aplicação de DLS no solo não afetou o teor de Ca e Mg no escoamento superficial (BERTOL et al. 2007). O mesmo ocorreu com aplicação de dejetos líquidos de bovinos (PEGORARO et al. 2014). Em relação as perdas totais destes nutrientes na enxurrada, o dejetos líquido bovino não influenciou a quantidade de Ca mas influenciou a de Mg (CASSOL et al. 2012, PEGORARO et al. 2014). Com DLS, houve aumento nas perdas totais de Ca, sem efeito nas perdas de Mg (BERTOL et al. 2007).

A falta de consenso sobre o impacto de DLS aplicado no solo sobre o teor e perdas de K, Ca e Mg na água de enxurrada por meio de erosão hídrica, e sobre o impacto dessas perdas no meio ambiente, motivou esta pesquisa. Assim, objetivou-se avaliar o efeito da aplicação de DLS no solo sobre o teor de K, Ca e Mg no solo, e sobre o teor e as perdas totais destes elementos na água de enxurrada.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada em um experimento localizado na região do Planalto Sul Catarinense, com altitude de 800 m, coordenadas de $27^\circ 43' \text{ S}$ e $50^\circ 31' \text{ W}$ no ponto central da área experimental, clima Cfb subtropical úmido, chuvoso e verões frescos (Köppen). O relevo da região é ondulado a fortemente ondulado. A área onde se localizava o experimento apresentava declividade entre 8 e 15%, com condições fisiográficas favoráveis ao cultivo agrícola mecanizado. O solo é um Nitossolo Bruno (EMBRAPA 2013), ou Alfisol (SOIL SURVEY STAFF 2014), com elevado potencial de uso para agricultura em geral. Contém 62% de argila, 10% de silte, 28% de areia total, $27,5 \text{ g kg}^{-1}$ de CO, 156 mg dm^{-3} de K, $6,5 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Ca e $4,4 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de Mg na camada de 0-0,2 m (BARBOSA et al. 2012).

No experimento, cada uma das parcelas media 3,5 m de largura e 11 m de comprimento no sentido do declive, delimitada por chapas galvanizadas. A extremidade inferior da parcela era delimitada por uma calha coletora que estava conectada a uma tubulação, ao final da qual, seis metros abaixo, era realizada a quantificação e coleta de amostras da enxurrada. A declividade do terreno nas parcelas era de $0,144 \text{ m m}^{-1}$,

na média entre elas, com variação de 0,135 a 0,151 m m⁻¹.

Os tratamentos foram caracterizados por quatro doses iniciais do DLS, em m³ ha⁻¹: 0 (zero) (D0), 50 (D50), 100 (D100) e 200 (D200). O DLS foi aplicado em superfície uma vez logo após a semeadura de cada uma das culturas, porque as chuvas simuladas foram aplicadas a partir do início ciclo dos cultivos. No 1º cultivo de aveia preta (*Avena strigosa*), em 30/03/2012, no milho (*Zea mays*), em 17/01/2013, no nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.), em 22/05/2013, e na soja (*Glycine max*), em 15/11/2013. Também, uma vez sobre os resíduos culturais logo após o manejo da aveia no 2º cultivo, em 25/01/2015. Assim, ao final das cinco aplicações, o tratamento D0 não havia recebido DLS, o D50 havia recebido 250 m³ ha⁻¹, o D100, 500 m³ ha⁻¹ e o tratamento D200 havia recebido 1000 m³ ha⁻¹.

Os quatro tratamentos foram casualmente distribuídos na área experimental, cada um com uma repetição, totalizando oito parcelas. O dejetto usado era uma mistura de fezes, urina e, principalmente, água de limpeza das instalações, proveniente de suínos em fase de terminação. A quantidade total e o teor dos nutrientes contidos no DLS constam na Tabela 1.

Tabela 1. Total de K, Ca e Mg contido em cada dose total (1000, 500, 250 m³ ha⁻¹) do dejetto líquido de suínos e teor médio dos elementos no dejetto, por tratamento (média de duas repetições).

Table 1. Total K, Ca and Mg contained in each total dose (1,000; 500; and 250 m³ ha⁻¹) of pig slurry and average content of elements in the slurry, per treatment (average of two repetitions).

Tratamento	Total aplicado			Teor médio		
	----- kg ha ⁻¹ -----			----- kg m ⁻³ -----		
	K	Ca	Mg	K	Ca	Mg
D200	1580	1120	750	1,58	1,12	0,75
D100	790	560	375	1,58	1,12	0,75
D50	395	280	188	1,58	1,12	0,75
D0	0	0	0	0	0	0

Massa seca contida no DLS = 1,9%; densidade do DLS = 1,1 g cm⁻³.

A aveia (1º cultivo) foi semeada em 01/03/2012), o milho em 14/12/2012, o nabo forrageiro em 20/04/2013, a soja foi semeada em 15/11/2013 e a aveia (2º cultivo) em 24/04/2014. A semeadura das culturas foi de forma manual, a lança para aveia e nabo e com auxílio de “saraquá” para milho e soja, com 60.000 sementes ha⁻¹ para o milho e 366.000 sementes ha⁻¹ para a soja. Nenhum adubo químico foi usado e o cultivo foi na forma de semeadura direta (SD). Mais informações sobre o histórico de cultivo e manejo constam em MECABÔ JÚNIOR et al. (2014).

Antes do início do 1º cultivo (aveia) e após o final do 5º cultivo (aveia), coletaram-se amostras do solo nas camadas de 0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm e 15-20 cm, uma única vez em cada momento. Nessas amostras determinou-se o teor de K, Ca e Mg. O K trocável foi extraído por Mehlich e o Ca e Mg trocáveis por KCl 1 N. A determinação foi realizada em espectrofotômetro de chama, modelo DIGIMED D 62 para o K e por leitura direta em espectrofotômetro de absorção atômica modelo AA200 PERKIN ELMER para o Ca e Mg, conforme descrito em TEDESCO et al. (1995).

Para esta pesquisa computaram-se os dados de erosão resultantes apenas dos cultivos de milho e soja e dos resíduos culturais existentes ao final do último cultivo de aveia, devido ao fato de que nos demais cultivos não se realizou análise química da enxurrada. Três testes de chuva simulada foram realizados durante o ciclo do milho, enquanto no ciclo da soja e sobre os resíduos culturais de aveia, foram realizados quatro testes de chuva em cada caso, de modo a abranger o ciclo inteiro da cultura. Em cada teste foram realizadas quatro chuvas (uma em cada tratamento). Assim, ao final da pesquisa haviam sido realizadas 44 chuvas sobre os tratamentos. Um simulador de chuva de braços rotativos tipo Swanson (SWANSON 1965) foi usado para realização das chuvas (Figura 1). Em cada chuva a duração era de 75 min e intensidade, constante, foi planejada para 65 mm h⁻¹.

A chuva com essas duas características se enquadra no período de retorno de 20 anos, de acordo com CARDOSO et al. (1998), e é considerada crítica para efeito de planejamento conservacionista do solo na região (BERTOL et al. 2015).

Na Tabela 2 constam os valores de lâmina de chuva natural ocorrida e de chuva simulada realizada. A chuva natural refere-se à lâmina ocorrida nos 30 dias antes do teste 1 e no intervalo de tempo entre os testes.

O teste 1 de chuva simulada foi realizado um dia após a aplicação do DLS no ciclo do milho, soja e resíduos culturais. Esse intervalo de apenas um dia entre a aplicação do DLS e o teste 1 de chuva simulada

foi planejado, para evitar que uma chuva natural pudesse ocorrer antes da chuva simulada e comprometesse o pleno efeito desta chuva sobre o transporte de nutrientes por erosão que era o objetivo central do trabalho. Os testes 2 e 3 no caso do milho e os, 3 e 4 no caso da soja e dos resíduos culturais, foram realizados em intervalos mais ou menos regulares de 30 dias entre um e outros pós o teste 1, dependendo das condições climáticas.



Figura 1. Simulador de chuva tipo Swanson (SWANSON 1965) em operação numa chuva simulada sobre os resíduos culturais na área experimental.

Figure 1. Swanson-type rainfall simulator (SWANSON 1965) in operation in simulated rainfall over crop residues in the experimental area.

Tabela 2. Lâmina de chuva natural (Lcn) ocorrida antes de cada teste (T) chuva simulada e lâmina de chuva simulada (Lcs) aplicada em cada chuva em cada cultivo.

Table 2. Natural rainfall depth (Drn) occurred before each test (T) simulated rain and simulated rainfall depth (Drs) applied in each rainfall in each crop.

Cultivo	T1		T2		T3		T4	
	Lcn/Drn	Lcs/Drs	Lcn/Drn	Lcs/Drs	Lcn/Drn	Lcs/Drs	Lcn/Drn	Lcs/Drs
	----- mm -----							
Milho	79	83	402	83	64	81	-	-
Soja	95	82	69	76	126	83	376	85
Resíduos	88	81	83	86	51	82	68	88

A partir do início da enxurrada, a cada cinco minutos e até o seu final, era coletada uma amostra de escoamento para posterior cálculo da enxurrada. Essa coleta era realizada em potes de plástico de 0,8 dm³. Ainda a partir do início da enxurrada e até o seu final, era coletada uma amostra de escoamento para posterior determinação de K, Ca e Mg solúvel na água de escoamento. Essa coleta era realizada em potes de plástico com 0,3 dm³. Estas amostras eram conservadas em caixa contendo gelo, levadas ao laboratório e congeladas. Posteriormente, eram descongeladas e filtradas em membrana de éster de celulose com malha de 0,45 µm. Os detalhes de ambos os procedimentos de coleta estão descritos em MECABÔ JÚNIOR et al. (2014).

Para obtenção do teor de K, Ca e Mg solúvel foram utilizados os métodos descritos por TEDESCO et al. (1995) determinados com os mesmos equipamentos usados para o caso desses elementos no solo. As

perdas totais dos elementos na água de enxurrada resultaram do produto entre o teor de cada um na água e o volume total de água perdida por escoamento superficial.

O tratamento estatístico com base em análise de variância dos dados considerando o delineamento inteiramente casualizado dos tratamentos não acusou diferença significativa entre as médias testadas por Duncan ($p \leq 0,05$). Assim, é apresentada a média e o desvio padrão, e a discussão é realizada abordando a diferença numérica dos dados. Aos valores de teor de K na água de enxurrada e de volume de enxurrada, o modelo exponencial do tipo $y = ae^{-bx}$ foi ajustado. Aos valores de perda acumulada de potássio na água de enxurrada e de volume de enxurrada, ajustou-se o modelo linear simples do tipo $y = a + bx$. Ainda, aos valores de perda total de potássio na água da enxurrada e de teor de potássio na água, ajustou-se o modelo potencial do tipo $y = e^{bx}$.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Teor de potássio, cálcio e magnésio no solo

O teor de potássio (K) no solo (Figura 2) pode ser considerado alto nos tratamentos e camadas, no início e no final da pesquisa, segundo valor referencial constante em CQFS/RS-SC (2004). O teor foi numericamente maior ao final da pesquisa do que no início somente na camada de 0-5 cm no tratamento D200. Nas camadas mais profundas ele foi maior no final da pesquisa no tratamento D50. Assim, considera-se que praticamente não houve efeito de dose do dejetos líquido de suínos (DLS) no teor de K no solo, em relação à camada do solo e à época de avaliação, apesar da relativamente alta quantidade do elemento contida nos diversos tratamentos de dejetos (Tabela 1). Essa quantidade foi de 1580 kg ha^{-1} no tratamento D200, 790 kg ha^{-1} no D100 e 395 kg ha^{-1} , o tratamento D50, no total das cinco aplicações.

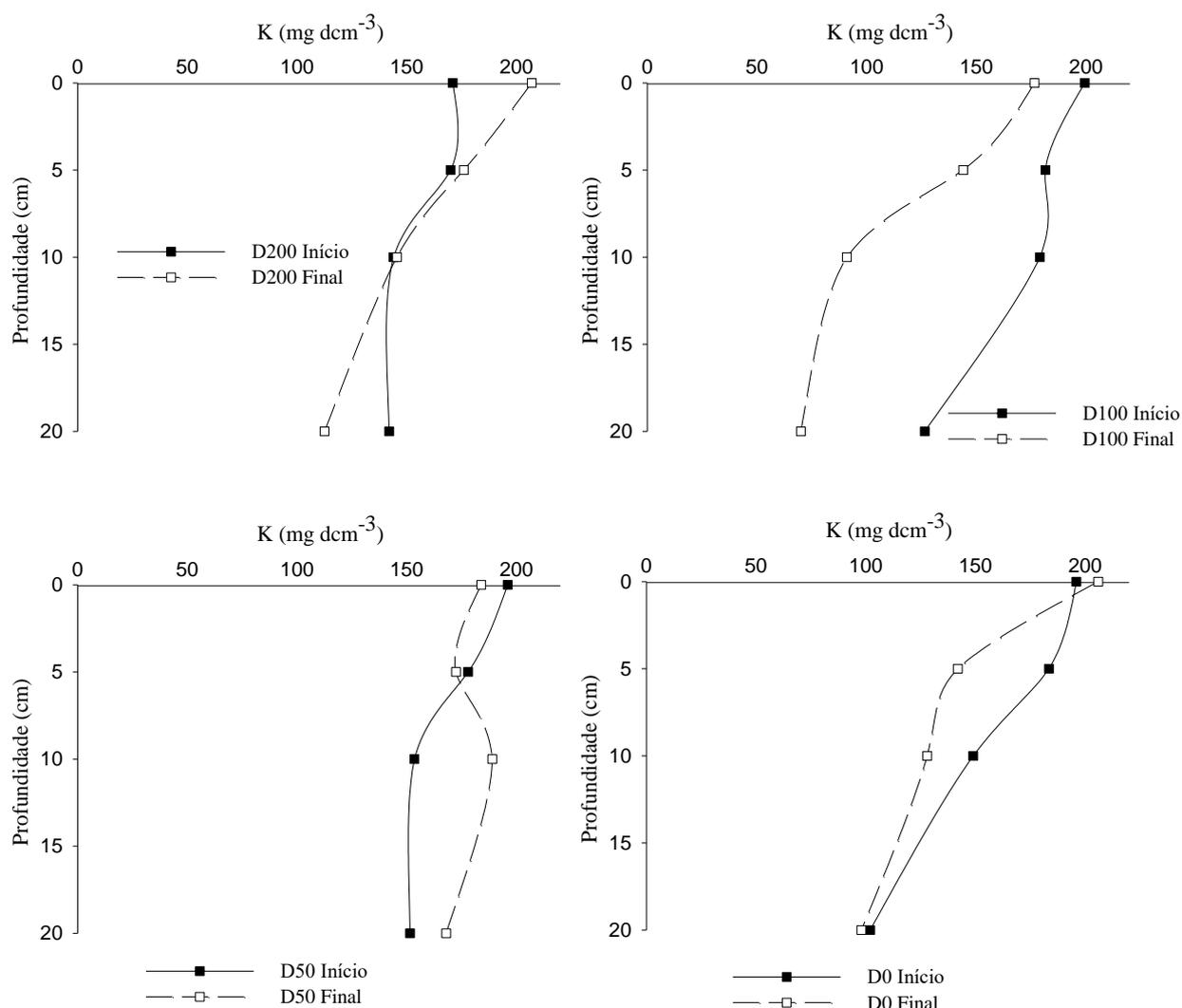


Figura 2. Teor de potássio (K) nas diversas camadas do solo em função da dose do dejetos líquido de suínos (DLS), no início e no final da pesquisa, sendo: D0 = ausência de DLS; D50 = $250 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; D100 = $500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$; e D200 = $1000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Figure 2. Potassium (K) content in the different layers of the soil as a function of the dose of pig slurry (PS), at the beginning and at the end of the study, as follows: D0 = absence of PS; D50 = 250 m³ ha⁻¹; D100 = 500 m³ ha⁻¹; and D200 = 1,000 m³ ha⁻¹.

A produção de massa vegetal na parte aérea das culturas foi de 35 t ha⁻¹ no tratamento D200, 30 t ha⁻¹ no D100, 27 t ha⁻¹ no D50 e 20 t ha⁻¹ no tratamento D0, no total dos cinco ciclos de cultivo. Assim, o tratamento D200 aumentou 23% a produção de massa vegetal em relação à média das doses D100 e D50. Isso foi devido à elevada quantidade de K total (1580 kg ha⁻¹) aportada ao solo com a maior dose (Tabela 1), de acordo com o que foi verificado também por BENEDET et al. (2016) e BARROS et al. (2019). Efeito semelhante foi verificado por SCHERER et al. (2010) e MECABÔ JÚNIOR et al. (2014). Provavelmente, neste tratamento houve maior produção de massa de raízes do que nos demais (não determinada).

A maior biomassa produzida no tratamento D200 do que nos demais reciclou maior quantidade de K das camadas mais profundas do solo. Essa biomassa, ao ser depositada na superfície, aumentou o teor de K no solo devido à decomposição. Assim, a dose D200 de DLS contribuiu mais com K para a superfície do solo do que as menores doses (Figura 2). Com base nisso não foi possível afirmar que o DLS influenciou o teor de K no solo. Isto se justifica também pelo alto teor do elemento no solo antes da aplicação dos tratamentos (156 mg dm⁻³ – Material e Métodos).

O elevado teor de K na superfície do solo no tratamento D200 ocorreu indiretamente por meio de estímulo à produção de biomassa. Essa afirmação tem base no trabalho de BENEDET et al. (2016). Em pequena parte, devido ao fato de o elemento ter sido adicionado ao solo via DLS. Resultados relevantes com relação a esse assunto também foram constatados por SCHERER et al. (2010), MECABÔ JÚNIOR et al. (2014), BENEDET et al. (2016) e BÓCOLI et al. (2016). Ainda, é importante considerar que o K é um elemento relativamente móvel no solo. Devido a isso, parte dele pode ter-se perdido via lixiviação. Ainda, este elemento é extraído do solo em grande quantidade pelas plantas (ARRUDA et al. 2010), o que certamente contribuiu para a fraca influência da dose de DLS no teor no solo.

O teor de cálcio (Ca) no solo (Figura 3) pode ser considerado alto de acordo com o valor referencial constante em CQFS/RS-SC (2004). O maior valor numérico ocorreu no tratamento D200, influenciado pelo aporte ao solo de 1120 kg ha⁻¹ do elemento contido no dejetos, de modo semelhante ao que foi encontrado por ARRUDA et al. (2010) em pesquisa dessa natureza. Esse teor foi praticamente uniforme ao longo das camadas em todos os tratamentos, confirmando a fácil translocação no perfil do solo. Considerando as doses D200 (1000 m³ ha⁻¹ de DLS) e D50 (250 m³ ha⁻¹ de DLS) o teor de Ca no solo foi numericamente maior no final da pesquisa do que no início, em todas as camadas, em acordo com CASSOL et al. (2012). Isso se deveu, em parte, à quantidade do elemento aportada no solo por meio do dejetos, de 1120 kg ha⁻¹ no tratamento D200 e de 280 kg ha⁻¹ no D50.

O teor de magnésio (Mg) no solo (Figura 4) também pode ser considerado alto de acordo com o valor referencial constante em CQFS/RS-SC (2004). O maior valor também ocorreu no tratamento D200, de modo semelhante ao que foi encontrado por ARRUDA et al. (2010). Também para o Mg esse teor foi praticamente uniforme ao longo das camadas do solo em todos os tratamentos. Considerando as doses D200 (1000 m³ ha⁻¹ de DLS) e D50 (250 m³ ha⁻¹ de DLS) o teor de Mg no solo foi numericamente maior no final da pesquisa do que no início, em todas as camadas, em acordo com CASSOL et al. (2012). Isso se deveu, em parte, à quantidade do elemento aportada no solo por meio do dejetos, de 750 kg ha⁻¹ no tratamento D200 e de 188 kg ha⁻¹ no D50.

A relação entre Ca e Mg situou-se na faixa 3:1 em todos os tratamentos e camadas do solo. Essa relação foi relativamente estável do início ao final da pesquisa, conforme recomendam os critérios que norteiam a disponibilidade destes elementos no solo para as plantas, previstos em CQFS/RS-SC (2004).

Teor de potássio, cálcio e magnésio na água de escoamento superficial

O teor de K na água de escoamento superficial praticamente pouco variou entre os tratamentos de dose de DLS (Tabela 3). A exceção ocorreu no teste 1 de chuva. Houve tendência de diminuição dos valores determinados no início da pesquisa (teste 1) àqueles determinados no final (teste 4). Esses valores foram altos (10 mg L⁻¹ na média dos tratamentos e dos testes de chuva), considerando-se o fato de se referirem apenas à água de escoamento superficial, do mesmo modo como verificado por BARBOSA et al. (2012). Esse teor equivaleu a cerca de 5% do teor do K na camada superficial do solo (média dos tratamentos, épocas de avaliação e testes de chuva – Figura 2). Isso representa uma considerável perda de K via água de erosão hídrica.

Valores altos de K na água de escoamento superficial foram encontrados também por BANDEIRA et al. (2019) em trabalho conduzido sob chuva natural, no mesmo tipo de solo e sob semeadura direta. A fraca

resposta do teor de K na água de enxurrada frente à dose de DLS, pode ser explicada. O K estava em nível alto na camada superficial do solo (Figura 2) mesmo antes do início da pesquisa. Mesmo assim, é importante considerar-se a elevada diferença (25%) de teor do K na água de enxurrada entre a maior dose (D200) e a menor (D50) de DLS no teste 1 de chuva. Fraca diferença de teor do K na água de escoamento superficial, entre doses de DLS, foram constatadas também por KAUFMANN et al. (2019).

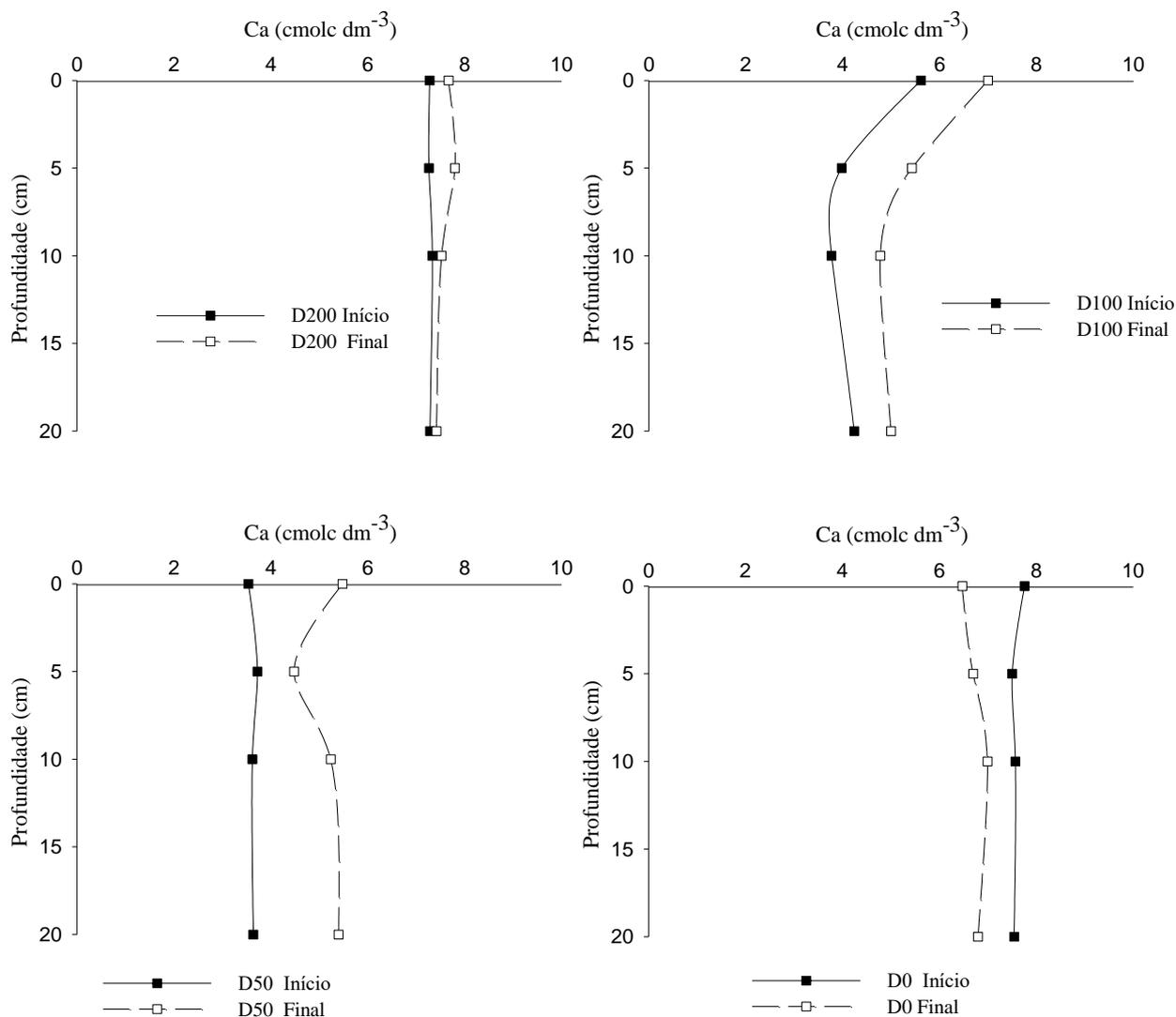


Figura 3. Concentração de cálcio (Ca) nas diversas camadas do solo em função de dose do dejetos líquido de suínos (DLS), no início e no final da pesquisa, sendo: D0 = ausência de DLS; D50 = 250 m³ ha⁻¹; D100 = 500 m³ ha⁻¹; e D200 = 1000 m³ ha⁻¹.

Figure 3. Calcium (Ca) concentration in the different soil layers as a function of the pig slurry dose (PS), at the beginning and at the end of the study, where: D0 = absence of PS; D50 = 250 m³ ha⁻¹; D100 = 500 m³ ha⁻¹; and D200 = 1,000 m³ ha⁻¹.

O teor de Ca na água do escoamento superficial apresentou pequena variação numérica entre os testes de chuva simulada e entre os tratamentos (Tabela 3). O valor médio foi de 4,2 mg L⁻¹, inferior ao encontrado por BANDEIRA et al. (2019). Desta forma, não é possível afirmar que a dose do DLS tenha influenciado o teor de Ca no escoamento superficial. Isto foi constatado também por BERTOL et al. (2007) e pode ser justificado pelo alto teor de Ca no solo mesmo antes da pesquisa (Figura 3). Assim, a quantidade de Ca adicionada ao solo via cada uma das doses de DLS foi insuficiente para alterar o teor deste elemento na água do escoamento superficial.

O teor de Mg na água do escoamento superficial apresentou também pequena variação numérica entre os testes de chuva simulada e entre os tratamentos, assim como ocorreu com o Ca (Tabela 3). O valor médio foi de 2,3 mg L⁻¹, inferior ao encontrado por BANDEIRA et al. (2019). Desta forma, do mesmo modo como para o Ca não é possível afirmar que a dose do DLS tenha influenciado o teor de Mg no escoamento

superficial, de acordo como que foi constatado também por BERTOL et al. (2007). Isto também pode ser justificado pelo alto teor de Mg no solo mesmo antes da pesquisa (Figura 4). Assim, a quantidade de Mg adicionada ao solo via DLS foi insuficiente para alterar o teor deste elemento na água do escoamento superficial.

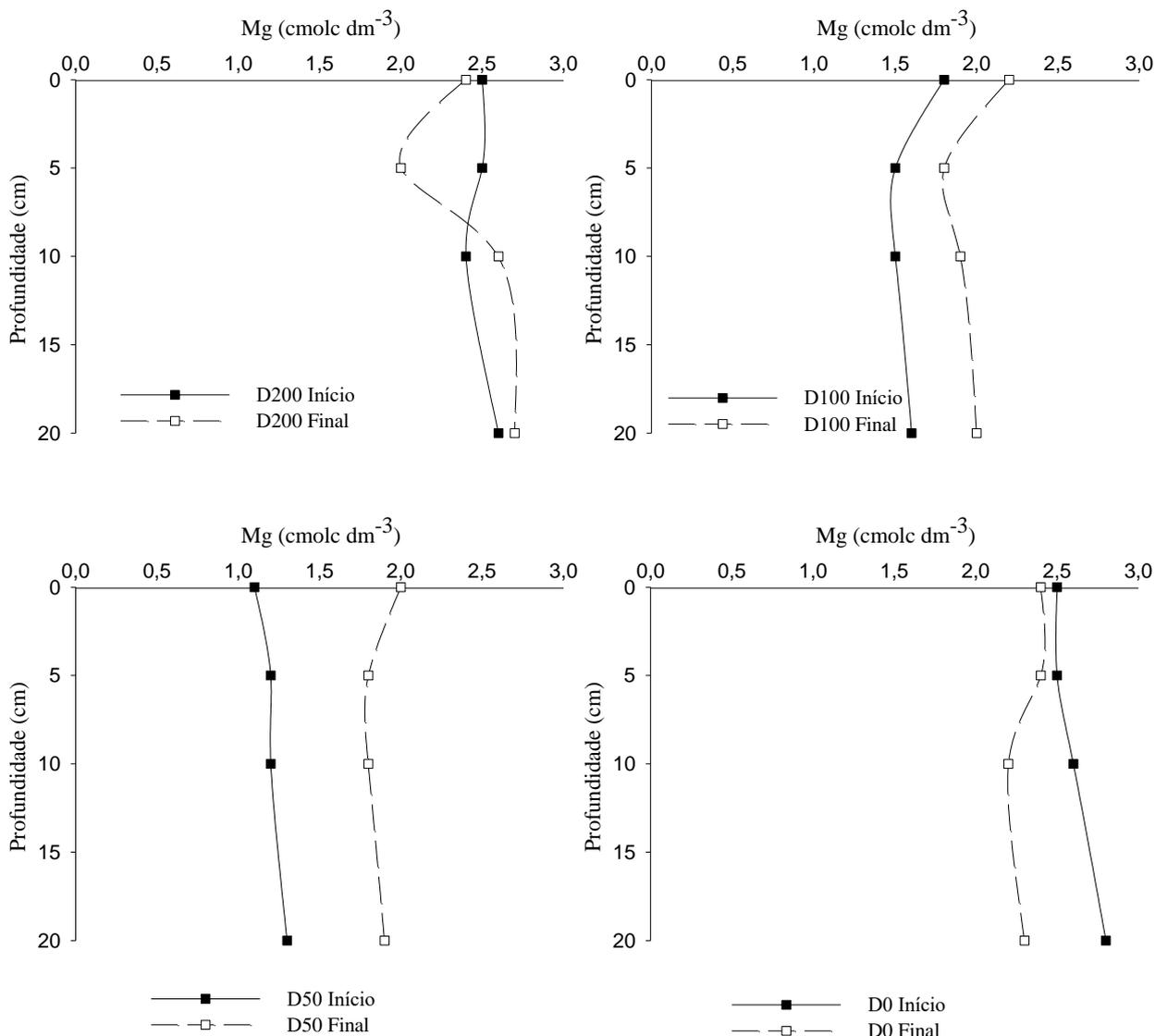


Figura 4. Concentração de magnésio (Mg) nas diversas camadas do solo em função da dose do dejetos líquido de suínos (DLS), no início e no final da pesquisa, sendo: D0 = 0 m³ ha⁻¹; D50 = 250 m³ ha⁻¹; D100 = 500 m³ ha⁻¹; e D200 = 1000 m³ ha⁻¹.

Figure 4. Magnesium (Mg) concentration in the different layers of the soil as a function of the dose of pig slurry (PS), at the beginning and at the end of the study, being: D0 = 0 m³ ha⁻¹; D50 = 250 m³ ha⁻¹; D100 = 500 m³ ha⁻¹; and D200 = 1,000 m³ ha⁻¹.

A relação entre Ca e Mg na água de enxurrada foi de aproximadamente 1,8:1, tendo-se mantida relativamente estável do início ao final da pesquisa. Isto significa que a dose de DLS e os testes de chuva não influenciaram a relação entre os dois elementos na água de escoamento superficial. A sequência de quatro chuvas simulada e a ocorrência de chuva natural no período da pesquisa também não influenciou. Ainda, é possível considerar-se o rebaixamento numérico dessa relação ao se comparar com a relação no solo (3:1). O rebaixamento da relação entre Ca e Mg na água de escoamento em comparação com a relação no solo explica-se. O referido rebaixamento foi devido à diminuição dos valores de Ca na enxurrada (Tabela 3) comparados aos valores no solo (Figura 3), principalmente. Também, o teor de Ca reduziu mais do que o de Mg na água de enxurrada comparado com o teor no solo.

Perda total de potássio, cálcio e magnésio na água de escoamento superficial

A perda total de K na água de escoamento superficial tendeu a aumentar com o aumento da dose de DLS (Tabela 4). O teor tendeu a diminuir com o aumento do número de testes de chuva simulada (aumento no volume de chuva), ou seja, do início (T1) ao final (T4) da pesquisa.

A dose D200 de DLS resultou em aumento de 31% na perda total de K na água de enxurrada em comparação à dose D0, no total dos quatro testes de chuva simulada (Tabela 4). Isto significa uma considerável diferença nessa perda, influenciada pela aplicação da dose máxima do DLS. Assim, o aumento de dose do dejetos melhorou os atributos físicos do solo, constatado também por MECABÔ JÚNIOR et al. (2014), mas fez aumentar a perda de K por erosão hídrica. Esse aumento na perda de K com o aumento de dose do DLS foi resultante do efeito combinado de teor do elemento na enxurrada (Tabela 3) e da perda total de água (MECABÔ JÚNIOR et al. 2014 - dados não apresentados aqui).

Tabela 3. Teor de potássio, cálcio e magnésio solúvel e relação entre cálcio e magnésio na água do escoamento superficial, em função da dose do dejetos líquido de suínos e do teste de chuva (T) (média de duas repetições e dos cultivos).

Table 3. Soluble potassium, calcium and magnesium content and ratio between calcium and magnesium in surface runoff water, as a function of pig slurry dose and rainfall test (T) (mean of two replications and crops).

Tratamento	T1	T2	T3	T4	Média	Desvio padrão
..... mg L ⁻¹						
----- Potássio -----						
D200	15	11	9	9	11	3
D100	14	10	8	8	10	3
D50	12	9	7	7	9	2
D0	10	8	7	7	8	1
Média	13	10	8	8	10	-
Desvio padrão	2	1	1	1	-	-
----- Cálcio -----						
D200	3,8	3,9	3,0	6,4	4,3	1,0
D100	4,4	4,0	2,7	6,1	4,3	1,0
D50	5,2	3,3	2,6	5,9	4,3	1,3
D0	4,1	3,3	3,2	5,6	4,0	0,8
Média	4,4	3,6	2,9	6,0	4,2	-
Desvio padrão	0,4	0,3	0,2	0,2	-	-
----- Magnésio -----						
D200	2,0	2,4	1,8	3,3	2,4	0,5
D100	2,2	2,3	1,4	3,2	2,3	0,5
D50	2,2	2,1	1,7	3,3	2,3	0,5
D0	1,9	2,0	1,8	2,7	2,1	0,3
Média	2,1	2,2	1,7	3,1	2,3	-
Desvio padrão	0,1	0,1	0,1	0,2	-	-
----- Relação entre Cálcio e Magnésio -----						
D200	1,9	1,6	1,7	1,9	1,8	-
D100	2,0	1,7	1,9	1,9	1,9	-
D50	2,4	1,6	1,5	1,8	1,8	-
D0	2,2	1,7	1,8	2,1	2,0	-
Média	2,1	1,7	1,7	1,9	1,9	-

Nota: D200 = 1000 m³ ha⁻¹; D100 = 500 m³ ha⁻¹; D50 = 250 m³ ha⁻¹; e D0 = 0 m³ ha⁻¹ DLS.

A aplicação de chuva simulada sobre o solo resultou numa diminuição de 71% na perda total de K na enxurrada, entre o início e o final da pesquisa, na média dos tratamentos (Tabela 4). Essa diminuição explica-se pelo efeito de diluição. A quantidade de K na superfície do solo disponível para transporte diminuiu na medida que o elemento foi sendo transportado pela enxurrada devido à sequência de chuvas. Esse tipo de comportamento para o K solúvel na água de enxurrada foi verificado também em outros trabalhos dessa natureza (BANDEIRA et al. 2019).

O K perdido por erosão hídrica foi de 19,4 kg ha⁻¹, considerando o total dos testes de chuva e a média dos tratamentos (Tabela 4). Esse valor foi muito superior ao encontrado por BANDEIRA et al. (2019). A quantidade total do elemento perdido por água de enxurrada pode ser considerada baixa do ponto de vista agrônomo. No entanto, merece atenção porque isso resulta em empobrecimento do solo em K no local de origem da erosão. O empobrecimento do solo tem consequência no aumento de custo da produção agrícola (KAUFMANN et al. 2019) e na diminuição de valor da terra.

A perda total de Ca na água de escoamento superficial foi de 7,5 kg ha⁻¹, na média dos tratamentos e total dos cultivos (Tabela 4). Esse valor foi superior ao encontrado por BANDEIRA et al. (2019) que foi de 4 kg ha⁻¹. A variação na perda total de Ca foi relativamente alta, principalmente entre os testes de chuva, com alguma diferença numérica também entre os tratamentos. A variação não apresentou tendência de aumento ou de diminuição de valor, do mesmo modo como constatado por outros autores (KAUFMANN et al. 2019).

Vale destacar que os maiores valores numéricos de perda total de Ca ocorreram nos tratamentos D100 (500 m³ ha⁻¹ de DLS) e D50 e, os menores nos dois outros tratamentos, sem uma razão aparente. Neste caso, possivelmente algum fator não controlado experimentalmente, e não percebido pelos autores, pode ter influenciado. Desta forma, não é possível afirmar que a maior perda total de Ca nos tratamentos D100 e D50 tenha ocorrido exclusivamente devido ao DLS, já que o D200 propiciou a menor perda numericamente. Ainda, é possível afirmar que no tratamento D0 a perda total de Ca na água de enxurrada foi alimentada pela quantidade do elemento presente no solo originalmente, em linha com o que foi observado por BERTOL et al. (2007).

Tabela 4. Perda total de potássio, cálcio e magnésio solúvel na água do escoamento superficial, em função de dose do dejetos líquido de suínos e do teste de chuva (T) (média de duas repetições e total dos cultivos).

Table 4. Total loss of soluble potassium, calcium and magnesium in runoff water, as a function of swine slurry dose and rainfall test (T) (mean of two replications and total of crops).

Tratamento	T1	T2	T3	T4	Total	DP
..... kg ha ⁻¹						
----- Potássio -----						
D200	8,4	7,8	4,0	2,2	22,4	2,4
D100	7,4	6,6	3,8	2,0	20,1	2,4
D50	6,8	6,0	3,0	2,2	18,0	2,1
D0	6,6	5,5	3,2	1,8	17,1	1,5
Média	7,3	6,5	3,5	2,1	19,4	-
DP	1,2	0,6	0,8	0,1	-	-
----- Cálcio -----						
D200	2,4	2,0	0,5	1,3	6,2	0,6
D100	3,5	2,4	1,2	1,5	8,6	0,8
D50	3,5	2,4	1,1	1,5	8,5	0,8
D0	2,5	2,1	0,9	1,2	6,7	0,6
Média	3,0	2,2	0,9	1,4	7,5	-
DP	0,5	0,2	0,2	0,1	-	-
----- Magnésio -----						
D200	1,3	1,5	0,3	0,7	3,9	0,4
D100	1,8	1,7	0,8	0,7	5,0	0,5
D50	1,5	1,5	0,6	0,8	4,3	0,4
D0	1,2	1,5	0,5	0,6	3,8	0,4
Média	1,4	1,5	0,6	0,7	4,2	-
DP	0,2	0,8	0,1	0,1	-	-
----- Ralação entre Cálcio e Magnésio -----						
D200	1,8	1,3	1,7	1,9	1,7*	-
D100	1,9	1,4	1,5	2,1	1,7*	-
D50	2,3	1,6	1,8	1,9	1,9*	-
D0	2,1	1,4	1,8	2,0	1,8*	-
Média	2,1	1,4	1,7	2,0	1,8*	-

Nota: DP = desvio padrão; D200 = 1000 m³ ha⁻¹; D100 = 500 m³ ha⁻¹; D50 = 250 m³ ha⁻¹; e D0 = 0 m³ ha⁻¹.

A perda total de Mg na água de escoamento superficial foi de 4,2 kg ha⁻¹, na média dos tratamentos e total dos cultivos (Tabela 4). Este valor foi superior ao encontrado por BANDEIRA et al. (2019) que foi de 1,6 kg ha⁻¹. A variação da perda total de Mg foi relativamente alta, principalmente entre os testes de chuva. Houve alguma diferença numérica também entre os tratamentos. No entanto, essa variação não apresentou tendência de aumento ou de diminuição, do mesmo modo como ocorreu para o Ca e constatada também por outros autores (KAUFMANN et al. 2019). Do mesmo modo como para o Ca, vale destacar que o maior valor numérico de perda total ocorreu nos tratamentos D100 e D50 e, o menor, nos dois outros tratamentos, também sem explicação aparente. Desta forma, não é possível afirmar, também, que a maior perda total de Mg nos tratamentos D100 e D50 tenha ocorrido exclusivamente devido ao DLS, já que o tratamento D200

propiciou perda numericamente igual ao D0. Ainda, é possível afirmar que o Mg presente no solo foi responsável pela perda do elemento na água de enxurrada oriunda do tratamento sem DLS (D0). BERTOL et al. (2007) também não verificaram efeito do DLS sobre as perdas de Mg.

Relação entre variáveis

O teor de K na água de enxurrada dependeu fortemente da lâmina de enxurrada acumulada, diminuindo na medida em que os testes de chuva simulada foram aplicados sucessivamente (Figura 5).

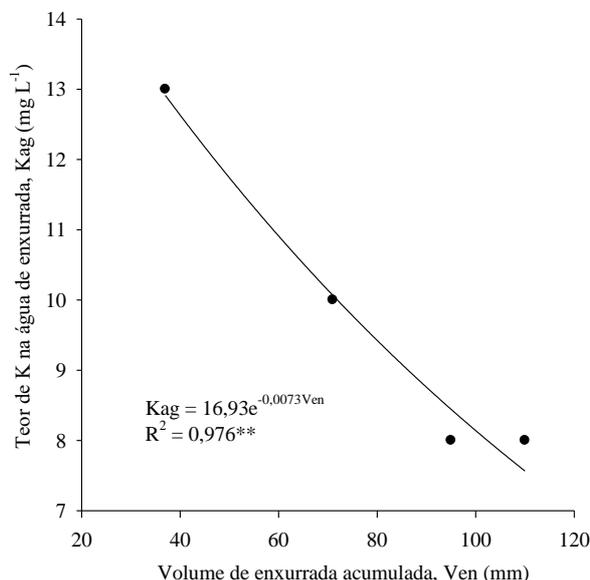


Figura 5. Relação entre teor de potássio na água de enxurrada (Kag) em cada teste de chuva simulada e volume de enxurrada acumulada nos quatro testes de chuva (Ven) (média de duas repetições e ciclos de cultivo).

Figure 5. Relationship between potassium content in runoff water (Kwa) in each simulated rainfall test and accumulated runoff volume in the four rainfall tests (Vra) (average of two replications and cropping cycles).

A quantidade de K na enxurrada foi alta no teste 1 de chuva (Figura 5), diminuindo deste teste para o teste 2 e estabilizando em valor baixo nos testes 3 e 4 de chuva. O aumento de uma unidade de lâmina da enxurrada (1 mm) resultou na diminuição de 0,09 mg dm⁻³ no teor do elemento na enxurrada, de acordo com o modelo exponencial que se ajustou aos dados, com nível de confiança de 98%. O aumento de volume da enxurrada teve alta influência no seu teor de K. Esse resultado está em linha com o que foi observado por MECABÔ JÚNIOR et al. (2014) e KAUFMANN et al. (2019).

Os autores constataram que o aumento da perda de água por escoamento superficial foi a principal causa de diminuição do teor de K na enxurrada, independentemente da dose de DLS aplicado no solo. Outros autores obtiveram resultado semelhante ao desta pesquisa, com aplicação de adubação mineral na ausência de DLS (BERTOL et al. 2007, MECABÔ JÚNIOR et al. 2014, KAUFMANN et al. 2019).

O volume de enxurrada acumulada durante os quatro testes de chuva aplicados explicou satisfatoriamente a perda acumulada de solo (Figura 6), cuja dependência foi de 99% (R²= 0,994).

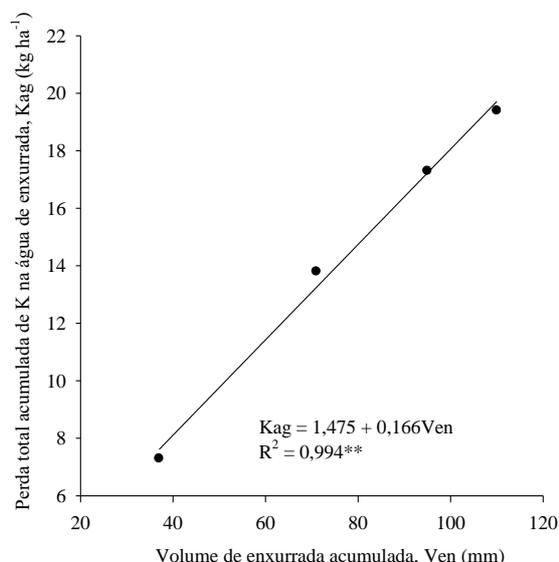


Figura 6. Relação entre perda total de potássio acumulada na água de enxurrada (K_{ag}) e volume de enxurrada acumulada nos quatro testes de chuva (V_{en}) (média de duas repetições e ciclos de cultivo).

Figure 6. Relationship between total loss of potassium accumulated in runoff water (K_{wa}) and accumulated runoff volume in the four rain tests (V_{ra}) (average of two replications and cropping cycles).

De acordo com o modelo linear ajustado (Figura 6), o aumento de 1 (um) mm de enxurrada resultou no aumento de 0,166 kg ha⁻¹ de K perdido na enxurrada. Analisando esse valor absoluto (0,166) por si só, pode parecer que foi baixa a quantidade do elemento perdido. No entanto, é importante considerar que esse valor representa a perda de K por apenas 1 (um) mm de enxurrada perdida. Além disso ressalta-se que essa perda se refere ao elemento puro, o qual faz parte do fertilizante formulado usado nos cultivos, ou, é resultante do estoque de K natural que o solo normalmente contém.

De qualquer modo, o que é perdido por erosão deve ser resposto via adubação, necessariamente. Isso demonstra que o controle do escoamento superficial é fundamental para evitar essa perda de K que pode resultar em empobrecimento do solo no local de origem da erosão. É fundamental também porque aumenta o custo de produção devido à necessidade de reposição desse nutriente. O controle do escoamento superficial poderá ser feito por meio de aumento da infiltração de água no solo e de aplicação de práticas conservacionistas para manejo da enxurrada, conforme BERTOL et al. (2007), MECABÔ JÚNIOR et al. (2014) e KAUFMANN et al. (2019).

Claramente houve aumento da perda total de K por meio da água de enxurrada devido ao aumento do teor do elemento na água (Figura 7). O aumento da perda dependeu quase que exclusivamente da concentração (98%). O aumento de uma unidade de K na água de enxurrada (1 mg L⁻¹) resultou no aumento de 1,65 kg ha⁻¹ do total do elemento perdido na enxurrada, de acordo com o modelo exponencial que se ajustou aos dados, com nível de confiança de 98%. A perda de água por enxurrada teve pequena influência na perda total de K. Isso contrariou o que foi verificado por MECABÔ JÚNIOR et al. (2014).

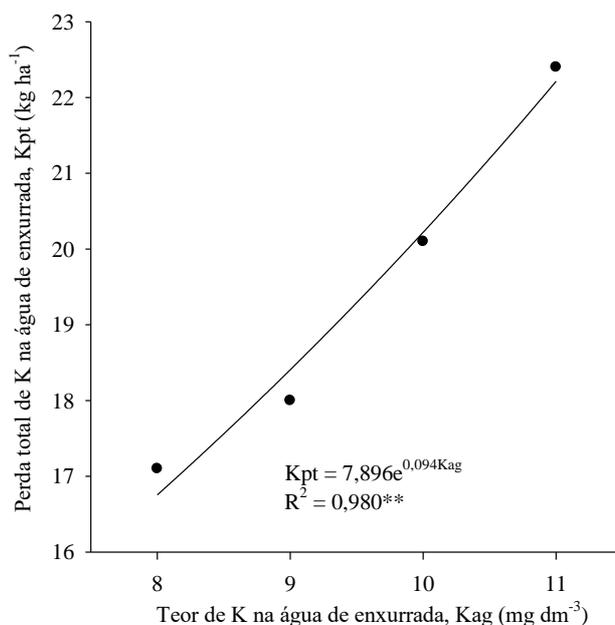


Figura 7. Relação entre perda total de potássio (Kt) e teor de potássio na água de enxurrada (Ka) em função da dose de dejetos líquidos de suínos (DLS) (média de duas repetições, testes de chuva e ciclos de cultivo).

Figure 7. Relationship between total potassium loss (Kt) and potassium content in runoff water (Kra) as a function of pig slurry (PS) dose (average of two replications, rain tests and cropping cycles).

Os autores constataram que a perda total de água foi a principal responsável pela perda total de K com o aumento de dose de DLS aplicado no solo. Outro autor observou aumento da perda total de K com o aumento de teor do elemento na água de enxurrada, em pesquisa com aplicação de adubação mineral e sem DLS (BERTOL et al. 2007). Essa perda de K por erosão em princípio não se refletiria em problema ambiental. No entanto, teria reflexo negativo no solo, devido ao empobrecimento químico no seu local de origem, com consequente necessidade de suprimento do elemento via adubação, de acordo com BERTOL et al. (2007), MECABÔ JÚNIOR et al. (2014) e KAUFMANN et al. (2019).

CONCLUSÃO

A aplicação de dejetos líquidos de suínos não aumenta o teor de potássio, cálcio e magnésio no solo em relação à ausência de dejetos, independentemente da dose de dejetos aplicada. No entanto, o teor de potássio e as perdas totais do elemento na água de enxurrada são respectivamente 38% e 31% maiores quando se aplica 1000 m³ ha⁻¹ de dejetos do que quando não se aplica dejetos.

Na água de enxurrada, o teor de potássio diminui com o aumento do volume de enxurrada, enquanto a perda total do elemento aumenta respectivamente com o aumento do volume de enxurrada e com o aumento de teor do elemento na água.

Recomenda-se cautela com a aplicação continuada de elevada dose de dejetos líquidos de suínos, já que a erosão pode provocar empobrecimento do solo devido à perda de potássio via água de escoamento superficial em cultivos agrícolas. Assim, sugere-se aplicar menos do que 500 m³ ha⁻¹ de DLS total no solo, mesmo em aplicações intervalares, devido à elevada perda de K pela erosão hídrica.

REFERÊNCIAS

- AITA C et al. 2014. Aproveitamento dos dejetos de suínos e bovinos como fertilizantes: impactos ambientais e estratégias de mitigação. In: PALHARES JCP & GEBLER L (Org.). Gestão ambiental na agropecuária. Brasília: Embrapa. p.199-234.
- ARRUDA CAO et al. 2010. Aplicação de dejetos suínos e estrutura de um latossolo vermelho sob semeadura direta. Ciência Agrotécnica 34: 804-809.
- BAI Z et al. 2013. The critical soil P levels for crop yield, soil fertility and environmental safety in different soil types. Plant and Soil 372: 27-37.
- BANDEIRA DH et al. 2019. Impact of pig slurry application on soil and water losses: Comparison with a historical series. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental 23: 425-431.
- BARBOSA FT et al. 2012. Comprimento crítico de declive relacionado à erosão hídrica, em três tipos e doses de resíduos em duas direções de semeadura direta. Revista Brasileira Ciência do Solo 36: 1279-1290.

- BARROS EC et al. 2019. Potencial agronômico dos dejetos suínos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. 52 p. Cartilha.
- BENEDET L et al. 2016. Physiological changes in maize grown in soil with copper and zinc accumulation resulting from the addition of pig slurry and deep litter over 10 years. *Water, Air and Soil Pollution* 227: 1-15.
- BERTOL I et al. 2015. Water infiltration in two cultivated soils in Southern Brazil. *Revista Brasileira Ciência do Solo* 39: 573-588.
- BERTOL OJ et al. 2007. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. *Revista Brasileira Ciência do Solo* 31: 781-792.
- BÓCOLI ME et al. 2016. Soil chemical properties and maize yield under application of pig slurry biofertilizer. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 20: 42-48.
- CABRAL JR et al. 2014. Changes in chemical properties of dystrophic Red Latosol as result of swine wastewater application. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 18: 210-216.
- CARDOSO CO et al. 1998. Análise de chuvas intensas a partir da desagregação das chuvas diárias de Lages e Campos Novos, SC. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 22: 131-140.
- CASSOL et al. 2012. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em latossolo fertilizado com dejetos suíno. *Revista Brasileira Ciência do Solo* 36: 1911- 1923.
- CORRÊA JC et al. 2011. Aplicações de Dejetos de Suínos e as Propriedades do Solo. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. 18p. (Circular Técnica 58).
- CQFS/RS-SC. 2004. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Núcleo Regional Sul. Comissão de Química e de Fertilidade do Solo-RS/SC. Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 10ed. Porto Alegre: SBCS. 400p.
- DORTZBACH D et al. 2014. Alterações nos atributos químicos em solos adubados com dejetos líquido de suínos na cultura do milho e na pastagem, em diferentes períodos de aplicação. *Revista Agropecuária Catarinense* 26: 62-67.
- EMBRAPA. 2013. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3.ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 306p.
- HENTZ P et al. 2016. Poultry litter and pig slurry applications in an integrated crop-livestock system. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 40: 1–12.
- KAUFMANN DS et al. 2019. Impacts of pig slurry applied to two different soils on nutrient transport by runoff. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 43: 1-16.
- LOURENZI CR et al. 2014. Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 38: 949–958.
- MECABÔ JÚNIOR J et al. 2014. Erosão hídrica influenciada por uma aplicação de dejetos líquido de suínos no solo cultivado em semeadura direta. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 38: 1601-1611.
- MIRÁS AVALOS JM et al. 2012. Crop residue effects on Calcium, Magnesium, Potassium, and Sodium runoff losses from soil prone to crusting. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 43: 315-323.
- OLIVEIRA DA et al. 2014. Effects of pig slurry application on soil physical and chemical properties and glyphosate mobility. *Revista Brasileira Ciência do Solo* 38: 1421-1431.
- PEGORARO T et al. 2014. Use of swine wastewater in oilseed radish crop: agronomic and environmental aspects. *Semina Ciências Agrárias* 35: 2931-2944.
- PEREIRA PAM et al. 2016. Swine farm wastewater and mineral fertilization in corn cultivation. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 20: 49-54.
- SCHERER EE et al. 2010. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. *Revista Brasileira Ciência do Solo* 34: 1375-1383.
- SOIL SURVEY STAFF. 2014. Keys to Soil Taxonomy. 12th Aufl. Washington: USDA.
- SWANSON NP. 1965. Suggestions for the use of the rotating-boom field plot rainfall simulator to obtain data for application of the soil loss equation. Paraná, FAO, University of Nebraska. 6p. (Relatório de consultoria).
- TEDESCO MJ et al. 1995. Análise de solos, plantas e outros materiais. 2.ed. Porto Alegre: UFRGS 174p.