

Aplicações de Dejetos de Suínos e as Propriedades do Solo

58

Circular
Técnica

Concórdia, SC
Setembro, 2011

Autores

Juliano Corulli Corrêa¹
Engenheiro Agrônomo,
D.Sc em Agronomia,
pesquisador da Embrapa
Suínos e Aves, Concór-
dia, SC, juliano@cnpa.
embrapa.br

Juliana Barilli²
Engenheira Agrônoma,
D.Sc em Agronomia
e Solos Florestais,
professora da Fundação
Universidade Federal do
Tocantins, Gurupi, TO

Agostinho Rebellato³
Ciências Agrícolas, M.Sc
em Agronomia, professor
do Instituto Federal Cam-
pus Concórdia, Concórdia,
SC

Milton da Veiga⁴
Engenheiro Agrônomo,
D.Sc em Ciência do Solo,
técnico da Empresa de
Pesquisa Agropecuária
e Extensão Rural de
Santa Catarina, Campos
Novos, SC

Embrapa

A carne suína é a fonte de proteína animal mais importante no mundo, sendo o Brasil o quarto maior produtor, com 2,9% do total, e o sexto consumidor em termos absolutos, com 2,2% do total (MIELLE; WAQUIL, 2007; BRASIL..., 2011). No entanto, a criação de suínos confinados, preponderantemente adotada nas unidades produtoras do Brasil, é uma exploração pecuária concentradora de dejetos, os quais, se não forem manejados adequadamente, possuem alta carga poluidora para o solo, ar e água (KONZEN, 2005; BARILLI, 2005). Este sistema de produção agropecuário toma proporções ainda maiores na região Sul do país, onde o rebanho de suínos tem sua maior representação numérica, econômica e tecnológica.

Como os nutrientes do solo, responsáveis pelo crescimento das plantas, sempre estarão em harmonia na relação solo-planta-atmosfera, respeitando o princípio da Lei da Conservação das Massas, que impõem que “durante o processo químico há somente a transformação das substâncias reagentes em outras substâncias, sem que haja perda nem ganho de matéria” (LAVOISIER, 1789), a utilização dos dejetos de suínos como fonte de nutrientes ao sistema de produção agrícola torna-se uma prática agrícola ambientalmente correta, desde que obedecidos os critérios técnicos de recomendação para sua aplicação no solo.

Em sistemas de produção de alimentos, pastagens ou reflorestamento, onde os nutrientes são exportados para outros locais e/ou perdidos pela lixiviação, erosão e volatilização, ou ainda se tornam indisponíveis às plantas por processos de fixação aos colóides. O solo torna-se cada vez mais ácido e deficiente em um ou vários de seus elementos, resultando em menor fertilidade do solo e, conseqüentemente, menor produtividade das culturas. Vale ressaltar que essa depreciação da fertilidade do solo pode acontecer de forma ainda mais rápida se não forem utilizadas práticas conservacionistas de manejo do solo e da água.

Autor: Juliano C. Corrêa



A recomendação para que os solos voltem a produzir adequadamente é adotar práticas agrícolas que melhorem as características químicas do solo, como a correção da acidez e o fornecimento de nutrientes pela adubação química e/ou orgânica, favorecendo com que o solo retome o equilíbrio entre os nutrientes e possibilitando a melhor absorção desses pela planta, interferindo positivamente na produtividade.

Entre as formas de adubação orgânica para o fornecimento de nutrientes ao solo, a aplicação de dejetos líquido de suínos (DLS) vem se destacando como alternativa, podendo ser utilizada na adubação de culturas produtoras de grãos, fruticultura, pastagens, reflorestamento e mesmo para recuperação de áreas degradadas (MENEZES et al., 2009; SEGANFREDO, 2007). Sua utilização na agricultura toma importância ainda maior em razão do aumento do rebanho de suínos ao longo dos anos e, principalmente, nas áreas de produções concentradas próximas às agroindústrias, onde há disponibilidade de volumes grandes de dejetos (PANDOLFO et al., 2008).

Entre as alternativas para reciclagem do DLS, pode-se citar a sua transformação em fertilizante líquido, em soluções ou suspensão (fórmulas comerciais como 4-14-8), viabilizando economicamente o transporte a longas distâncias. Outra opção seria a compostagem de dejetos em leiras estáticas com cama de maravalha ou de outros materiais, como a fitomassa de pastagens ou de plantas de coberturas, na qual são adicionados dejetos até que seja atingida a capacidade máxima de sua absorção.

A aplicação de DLS no solo possibilita o fornecimento de macro e micronutrientes, devendo para isso se conhecer a composição do dejetos para calcular o volume a ser aplicado em função do sistema de culturas utilizado. Assim, a dosagem de DLS deverá ser calculada em função da exigência nutricional da cultura, conforme a expectativa de produção e a fertilidade do solo (adubação de manutenção e de correção), ou considerando-se a reposição da exportação de nutrientes pela cultura (adubação de manutenção).

A aplicação de DLS de forma indiscriminada resultará em riscos de impacto ambiental negativo, especialmente pela possibilidade de ocorrer contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas (BERTO, 2004; MENEZES et al, 2007). A gravidade dessa contaminação dependerá da composição dos dejetos, das doses aplicadas no solo, da capacidade de extração e exportação das culturas, do tipo de solo e das quantidades aplicadas cumulativamente (SEGANFREDO, 2000 e 2007). Andrade et al. (2002), estudando a dinâmica da água no solo, concluíram que, com a aplicação de DLS, lâminas significativas de percolação profunda foram observadas, indicando um caminho potencial para contaminação das águas subterrâneas.

Outro fator que deve ser levado em consideração para a aplicação de DLS no solo diz respeito à sua composição química muito variável (Tabela 1), sendo esta influenciada por vários fatores, como raça, idade, alimentação e eventuais tratamentos dos animais, além de outros. Entre os fatores que podem sofrer maior interferência do criador estão a qualidade e a quantidade de alimentos, pois quanto mais rica a alimentação, mais ricas as dejeções. No que diz respeito aos nutrientes contidos nas rações ingeridas pelos suínos, entre 30 a 60% são convertidos em ganho de peso, sendo o restante eliminado nas dejeções (KIEHL, 1985). Como as rações dos suínos são concentradas, esse baixo aproveitamento resulta em alta concentração de nutrientes nos dejetos (KONZEN, 2003). O conhecimento destes valores se constitui na base para cálculo da quantidade a ser aplicada como adubação para cada cultura, em função da produtividade pretendida.

Tabela 1. Teores totais de nutrientes em amostras de dejetos líquidos de suínos

Amostra	Nutrientes							
	N	P	K	Ca	Mg	Cu	Zn	Mn
g L ⁻¹			mg L ⁻¹					
A	3,4	1,8	0,63	2,2	0,74	35	119	25
B	3,4	1,8	0,44	2,5	0,74	36	120	30
C	5,9	3,2	0,94	3,3	1,30	32	159	39
D	3,1	1,9	0,58	2,2	0,82	43	134	23
E	6,0	2,5	1,20	5,7	0,96	12	72	49

Fonte: Adaptado de Seganfredo (2007).

Aplicações frequentes de DLS podem resultar no excesso de alguns elementos, promovendo o desequilíbrio químico, físico e biológico do solo. Isso pode resultar na absorção desbalanceada desses pela planta, além da seletividade de espécies vegetais e alterações na diversidade e funcionalidade dos microrganismos do solo (SEGANFREDO, 2000; 2007). Em estudo de Seganfredo (2007), realizado para prever a necessidade de áreas agrícolas para aplicação de DLS, foram encontrados valores de 40,5 ha para aplicação anual de 140 kg¹ ha⁻¹ ano⁻¹ de N. Já Phillips (2002 a, b) determinou que podem ser aplicados até 200 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de DLS nas condições de solos australianos. É importante lembrar que a legislação que regula a aplicação de DLS em áreas agrícolas, como a de Santa Catarina (FATMA, 2009), não leva em consideração, para definir a taxa máxima anual de aplicação, o tipo de solo, principalmente o teor de argila, óxidos de ferro e alumínio, pH, matéria orgânica, profundidade, bem como o tipo de cultura, variedades e produtividade esperada.

Vale ressaltar que, em condições de pH do solo acima de 5,0 em CaCl₂ a 0,01M e de 5,5 em H₂O (1:1), considerado adequado para a maioria das culturas, o N amoniacal poderá ser adsorvido às cargas negativas do solo em razão de sua elevada concentração na solução, o que o deixaria em situação favorável para ligação aos sítios de troca nos colóides do solo em relação aos cátions Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺ (PHILLIPS e SHEERAN, 2005). Esse aspecto, possivelmente, pode possibilitar maior absorção pelas plantas e diminuir a nitrificação pelos microrganismos do solo e, assim, evitar a lixiviação do nitrato (N-NO₃) ao longo do perfil. O nitrato, por apresentar carga negativa e o solo apresentar cargas predominantemente de mesmo sinal na faixa de pH recomendada para as culturas, apresenta alta mobilidade no solo, podendo ser facilmente lixiviado para camadas mais profundas (AITA e GIACOMINI, 2008; MENEZES et al., 2007), atingindo assim, as águas subterrâneas através da

água de drenagem interna do solo em períodos com taxa de precipitação superior à evapotranspiração.

De acordo com STEINFELD et al. (2006), das 30 milhões de toneladas de N aplicadas anualmente na forma de dejetos de animais nos vários sistemas de produção agrícola, estima-se que 12 milhões sejam perdidos por volatilização na forma do gás amônia (NH₃). Adicionalmente, FAO (2006) sugere que a perda de N por volatilização na forma de NH₃ é de aproximadamente 23% quando da aplicação de dejetos animais no solo, apontando que esse valor pode ser utilizado tanto para uma estimativa global como em situação específica. No entanto, esses percentuais são ainda maiores nos trópicos, em razão da elevada temperatura ambiente, podendo alcançar de 40 a 60%. Port et al. (2003), estudando a volatilização de N em função da aplicação de DLS sobre vegetação espontânea, determinaram perdas de N por volatilização de 16,1% no outono e de 11,0% no verão. Quando aplicado sobre aveia preta (*Avena strigosa* L.), ocorreu redução desses índices para 13,1% no outono e 7,2% no verão, indicando que a espécie e quantidade de biomassa de cobertura vegetal afeta a volatilização do N.

O fósforo se constitui em outro nutriente que pode provocar a poluição do ambiente, mesmo com a elevada capacidade dos solos tropicais em adsorver o fósforo em sítios específicos nos óxidos de ferro e de alumínio. Esta situação pode ocorrer quando da aplicação de DLS em doses excessivas e/ou continuadas, que pode resultar em grande acúmulo desse nutriente, principalmente na camada superficial do solo, como determinado por Scherer et al. (2007) em um Latossolo Vermelho após três anos de aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos na superfície. Nesse caso, há risco de contaminação de mananciais superficiais de água na eventualidade de ocorrência de erosão nas lavouras, quando esses nutrientes são transportados juntamente com os colóides do solo

(MORI et al., 2009), constituindo-se em uma fonte de contaminação difusa.

Para evitar esse problema, na definição das taxas a serem aplicadas anualmente deve-se levar em consideração o tipo de solo, principalmente no que diz respeito à capacidade de adsorver P, e o sistema de culturas, pois as plantas podem não absorver toda a quantidade desse nutriente adicionada pelos dejetos, além de exportarem pequena quantidade quando a finalidade é produzir apenas grãos (SEGANFREDO, 2007). Caso seja constatado alto teor disponível e/ou total desse nutriente no solo, deverá ser suspensa a aplicação de P, não só através de DLS como também de fertilizantes solúveis, pois esse nutriente pode ser transportado pela erosão, associado aos colóides do solo, até os mananciais superficiais de água, podendo causar sua eutrofização. Esse processo corresponde ao desenvolvimento elevado de fito e zooplâncton e redução da disponibilidade de oxigênio, resultando na mortalidade de peixes e outros animais aquáticos. A lixiviação de P até águas subterrâneas pode ocorrer quando aplicadas doses elevadas de DLS na superfície de solos com baixo teor de argila, como observado por Basso et al. (2005) em um Argissolo Espessarênico.

Entre os micronutrientes, o Cu e o Zn são os mais prováveis de se acumularem no solo em teores elevados, porque são utilizados em grande quantidade na ração de leitões. O Zn é adicionado às rações em até 2.400 mg kg⁻¹, com o objetivo de eliminar distúrbios gastrointestinais provocados pelo desmame (MENTEN et al., 1992; CRISTANI, 1997). No entanto, a aplicação de doses elevadas desse nutriente no solo parece não prejudicar o desenvolvimento das culturas, conforme determinado por Ernani et al. (2001) em trabalho com aplicação de DLS e óxido de zinco, quando verificaram que a adição de até 150 mg kg⁻¹ de Zn em Latossolo Vermelho distroférico não ocasionou toxidez desse nutriente no estado inicial de crescimento do milho, demonstrando que a faixa entre suficiência e a toxidez de Zn nesse solo é ampla.

Como já mencionado, na maioria dos solos com pH em CaCl₂ 0,01M superior a 5,0, há predominância de cargas negativas na superfície dos colóides de solos com maior incidência de cargas dependentes de pH (solos tropicais intemperizados). Há preferência ou especificidade dos sítios de troca desses colóides por determinado cátion ou ânion, sendo que os micro-

nutrientes catiônicos são adsorvidos por ligações do tipo covalente aos colóides, formando complexos de esfera-interna (MEURER, 2006) e tornando-se parte intrínseca do mesmo, o que determina a quantidade que o solo pode reter de cada um deles ao longo do tempo (WIETHÖLTER, 2007). Portanto, a taxa de aplicação de dejetos deve ser definida respeitando sempre as taxas máximas para cada tipo de solo e sistema de culturas, utilizando-se como critério para definição da quantidade a aplicar o seu periódico monitoramento através da análise de solo em amostras coletadas em diferentes profundidades.

Os fatores que contribuiriam para a redução dos impactos negativos da aplicação continuada de DLS no solo são o condicionamento ao emprego de sistemas de fermentação capazes de reduzir os riscos sanitários, o qual atua para a mineralização dos nutrientes e a diminuição do potencial de organismos patogênicos, e o emprego de práticas agrônomicas conservacionistas, destacando-se aquelas voltadas para a manutenção da qualidade do solo e das águas superficiais e subterrâneas (SEGANFREDO, 2007). Segundo Alvarenga et al. (2002), que estudaram as perdas de solo e água por escoamento superficial em solo com aplicação de DLS, a rotação e a sucessão de culturas, juntamente com a camada de palha, são práticas de manejo conservacionistas importantes para a imobilização temporária de nutrientes, reduzindo o risco de perdas por lixiviação e escoamento superficial.

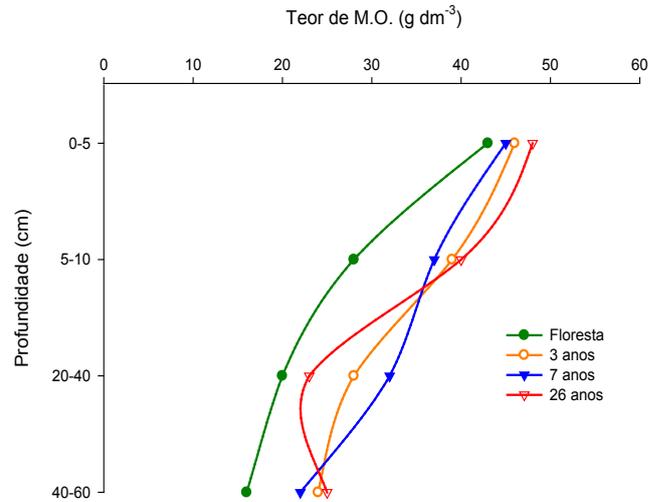
Trabalhos com aplicação de DLS na cultura do milho têm demonstrado que esse resíduo pode substituir a adubação química. Seganfredo (1998), estudando a aplicação de DLS em Chernossolo em Santa Catarina, e Konzen (2003), em Latossolo Vermelho em Goiás, verificaram que os dejetos seriam capazes de suprir integralmente a demanda de nitrogênio para alcançar produtividade de 7 a 8 t ha⁻¹ de grãos de milho. Menezes et al. (2009), por sua vez, obtiveram maior produtividade do milho quando a dose aplicada foi de 100 m³ ha⁻¹, ou de 50 m³ ha⁻¹ suplementado com uréia.

A aplicação de dejetos de suínos melhora as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (BARILLI, 2005), contribuindo de forma decisiva para o aumento da sua fertilidade e, conseqüentemente, para a maior produtividade agrícola. Assim, os dejetos de suínos devem e podem ser reciclados no solo, de forma que sejam transformados em insumo agrícola útil e econômico com um mínimo de agressão ambiental (KONZEN, 2003).

A matéria orgânica do solo (MOS) e os dejetos de suínos

A adição de material orgânico nos solos, na forma de esterco animal ou de compostos orgânicos, influencia positivamente todas as propriedades do solo, aumentando a capacidade de troca catiônica, a disponibilidade de nutrientes para as culturas, a complexação de elementos tóxicos e micronutrientes, aspectos fundamentais em solos tropicais altamente intemperizados e ácidos (SANTOS e CAMARGO, 1999). Também proporcionam a melhoria na estrutura, caracterizada pela diminuição de densidade do solo, aumento da porosidade e da taxa de infiltração de água, além de aumentar direta e indiretamente a capacidade do solo de armazenar água na faixa de tensão disponível para as plantas (KIEHL, 1985), características fundamentais para a capacidade produtiva dos solos tropicais e subtropicais.

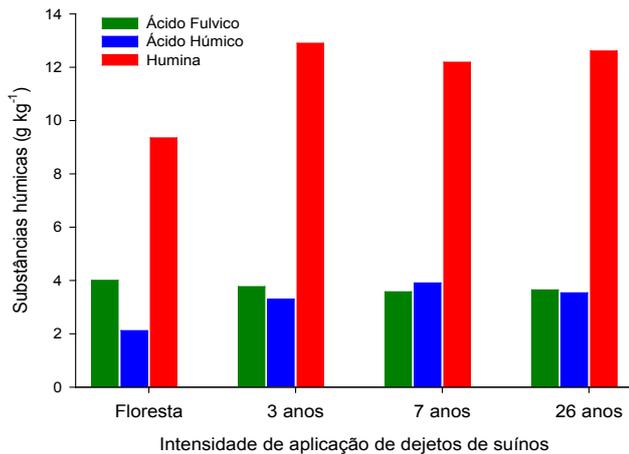
A MOS é fonte fundamental de nutrientes para as plantas, podendo ser utilizada como critério básico para as recomendações de nitrogênio para as culturas, o que é feito em particular nas recomendações oficiais dos estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, sendo atribuída uma taxa de mineralização de 5% do total da MOS para a quantidade de N disponível (ANGHINONI, 1985). Barilli (2005), trabalhando em Latossolo Vermelho distroférico, constatou maior teor de MOS até 80 cm de profundidade (Figura 1), independentemente do tempo de aplicação de DLS. Resultados semelhantes também foram obtidos por Bayer e Mielniczuk (1999), que constataram aumento do teor de matéria orgânica no solo com a aplicação desse material. Contudo, Scherer et al. (2010), comparando várias lavouras adjacentes com e sem a aplicação de DLS por 15 ou mais anos, em três classes de solos característicos do Oeste catarinense (Latossolo, Cambissolo e Neossolo), não constataram diferenças no teor de MOS nas camadas amostradas.



Fonte: Adaptado de Barilli (2005)

Figura 1. Perfis de teor de matéria orgânica no solo em floresta e em sistema de produção de café com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos

Com relação ao fracionamento da matéria orgânica, a aplicação dos dejetos de suínos interfere no teor de suas três frações químicas principais, que são o ácido fúlvico, o ácido húmico e a humina. Barilli (2005) demonstrou que a aplicação de DLS na cultura do café por 26 anos promoveu pequena redução no teor de ácido húmico e aumento considerável nos teores de ácido fúlvico e humina em relação às médias dessas frações ao longo do perfil do solo (Figura 2). A presença de maiores teores de humina em relação aos ácidos fúlvicos e húmicos permite inferir que a matéria orgânica se encontra no seu estado mais avançado de humificação. A matéria orgânica na fração humificada, além de fazer parte da matriz do solo na forma de colóides orgânicos, exerce significativos efeitos nas suas propriedades e, também, direta ou indiretamente, sobre as plantas e organismos.



Fonte: Adaptado de Barilli (2005)

Figura 2. Frações da matéria orgânica no solo em floresta e em sistema de produção de café com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos

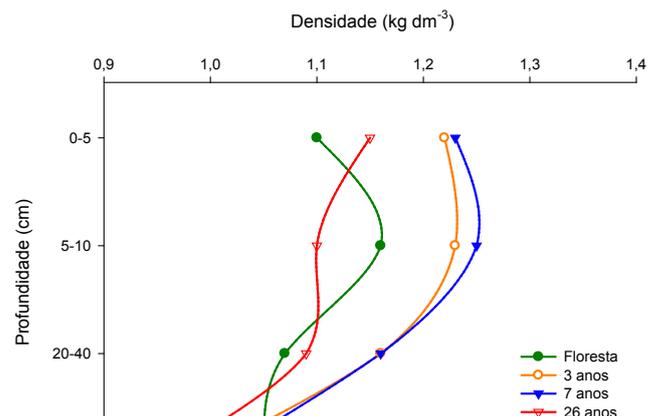
As propriedades físicas do solo e aplicação de dejetos de suínos

A incorporação ao solo de esterco de animais ou de outros materiais orgânicos, em condições adequadas de umidade, pode promover efeitos benéficos nas características físicas do solo, como aumento da estabilidade de agregados, microporosidade e retenção de água (HAFEZ, 1974). No entanto, esse efeito depende da classe de textura do solo, sendo que os solos arenosos, que apresentam geralmente menor estabilidade, respondem mais do que solos argilosos, geralmente com maior estabilidade, muitas vezes sendo necessárias aplicações durante vários anos para que as diferenças sejam detectadas (WEIL e KROONTJE, 1979).

Castro Filho et al. (2003), avaliando o potencial fertilizante do DLS e as alterações nas propriedades físicas de solos argilosos de diferentes classes texturais, verificaram que a aplicação de doses crescentes proporcionou melhoria na agregação do solo, o que eles atribuíram ao aumento no teor de carbono orgânico no solo, que resultou em aumento na taxa de infiltração de água. Piccolo e Mbagwu (1990) observaram que a adição de DLS em solo arenoso resultou em aumento da estabilidade dos agregados em 34%, enquanto que no solo argiloso não houve resposta significativa. Aumento na porosidade do solo após aplicação de DLS foi observado por Pagliari et al. (1985) e Pagliari e Antisari (1993), conse-

quência principalmente do aumento do volume de macroporos.

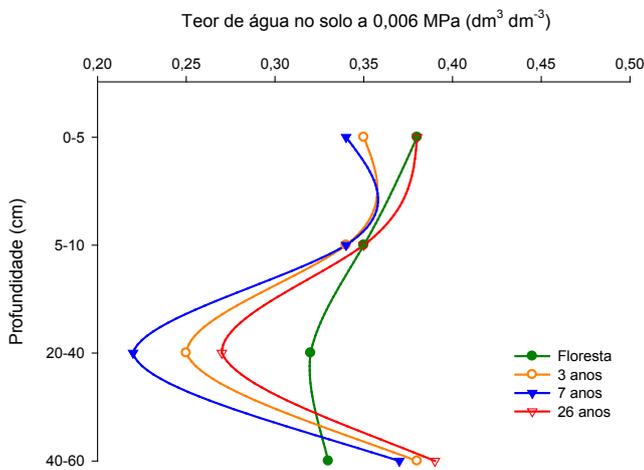
Com a adição de dejetos de suínos ao solo por tempo prolongado foi observada diminuição nos valores de densidade na maior profundidade do solo amostrada no trabalho de Barilli (2005) (Figura 3). Este resultado pode ser atribuído ao maior teor de matéria orgânica observada nessa profundidade do solo (Figura 1), cujo efeito pode se expressar tanto pela formação e estabilização de agregados como pela redução da densidade média das partículas do solo, uma vez que a MOS apresenta densidade específica menor do que as partículas minerais. A diminuição na densidade do solo como resultado da adição de resíduos orgânicos ao solo também é referida por Santos e Camargo (1999). O limite máximo tolerado da densidade do solo para não causar prejuízo ao crescimento das raízes das plantas pode ser estimado pelo teor de argila do solo (REICHERT et al., 2007). Para solos argilosos, esse limite se situa entre 1,2 e 1,3 g cm⁻³, sendo que solos ou camadas com densidade acima de 1,3 g cm⁻³ apresentam sérias restrições à permeabilidade e aeração do solo (ARCHER e SMITH, 1972). No entanto, esses valores podem variar em função do sistema de produção e da espécie vegetal a ser cultivada nesse tipo de solo (ROSOLEM et al., 2003).



Fonte: Adaptado de Barilli (2005)

Figura 3. Perfis de densidade do solo em floresta e em sistema de produção de café com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos

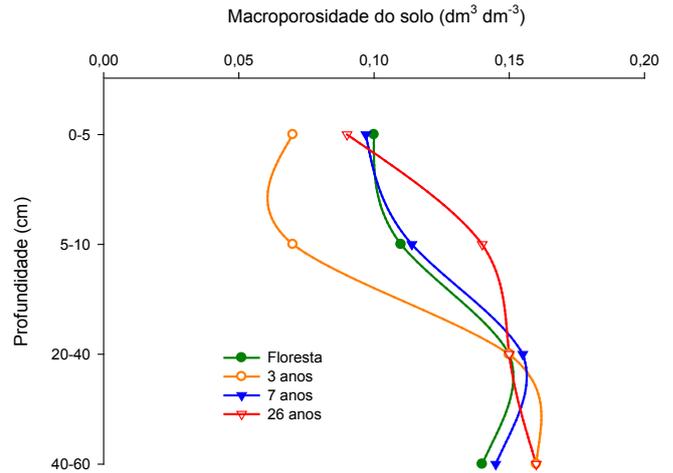
O teor de água retida no solo sob tensão de 0,006 MPa, que corresponde ao armazenamento de água nos microporos (poros com diâmetro menor que 50 μm) e, aproximadamente, a umidade na capacidade de campo, também sofre influência da aplicação de dejetos de suínos. Barilli (2005) observou perfis de retenção de água diferenciados entre o uso do solo sob floresta e com a aplicação de DLS, não observando tendência de variação com o tempo de aplicação (Figura 4). A diferença observada entre o uso sob mata e o uso sob lavoura provavelmente está relacionada com distribuição de diâmetro de poros e o teor de carbono orgânico do solo.



Fonte: Adaptado de Barilli (2005)

Figura 4. Teor de água retida no solo na tensão 0,006 MPa em floresta e em sistema de produção de café com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos

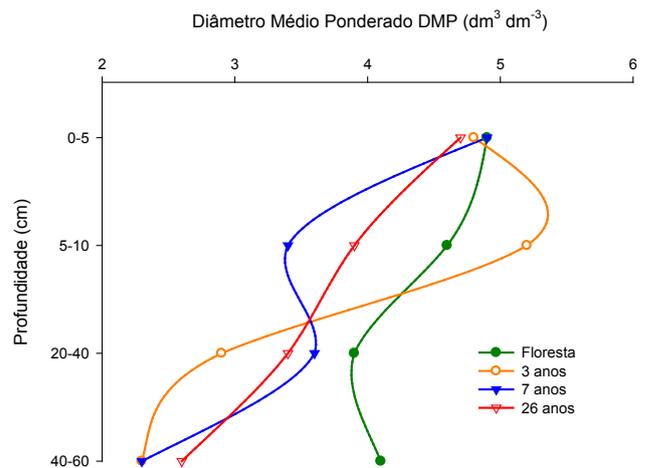
A macroporosidade do solo, assim como a densidade e a retenção de água no solo, também é afetada pela aplicação de DLS. Esse efeito pode ser observado no trabalho de Barilli (2005), a qual denota que houve aumento na macroporosidade do solo nas camadas entre 5–10 cm e 40–60 cm (Figura 5). Estes resultados são similares aos obtidos por Pagliai e Antisari (1993). O aumento da macroporosidade é particularmente importante porque influencia no crescimento das raízes, infiltração de água e aeração no solo. Valores de porosidade de aeração inferiores a 0,10 $\text{dm}^3 \text{dm}^{-3}$ têm sido referidos como limitantes ao crescimento radicular, embora esse limite dependa, também, do tipo de planta e da atividade biológica do solo (TORMENA et al., 1998).



Fonte: Adaptado de Barilli (2005)

Figura 5. Macroporosidade do solo em floresta e em sistema de produção de café com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos

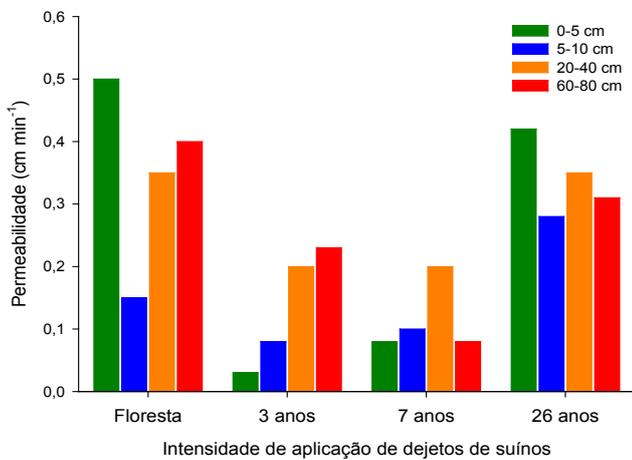
A utilização dos DLS altera o Diâmetro Médio Ponderado (DMP) dos agregados estáveis em água (Figura 6), índice utilizado para estimar a agregação do solo, o qual será tanto maior quanto for a percentagem de agregados grandes (MÜLLER, 2002). A partir dos efeitos sobre a agregação, indiretamente são afetadas as demais características físicas do solo, como a densidade, a porosidade, a aeração, a capacidade de retenção e a infiltração de água, entre outras, que são fundamentais à capacidade produtiva do solo.



Fonte: Adaptado de Barilli (2005)

Figura 6. Diâmetro médio ponderado dos agregados estáveis em água em floresta e em sistema de produção de café com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos

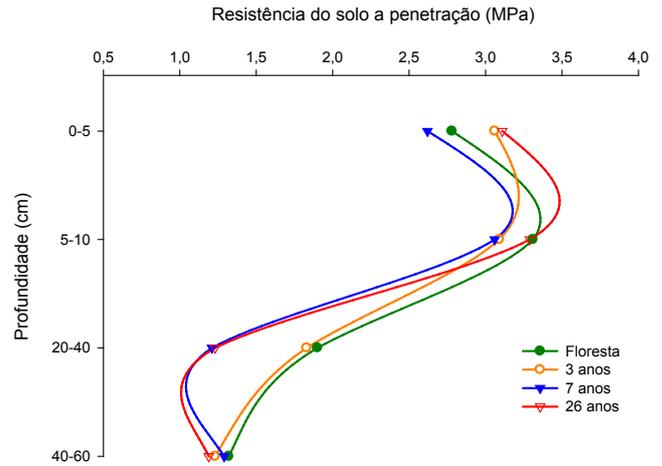
Castro Filho et al. (2003), avaliando o potencial fertilizante de DLS e as alterações nas propriedades físicas de solos de diferentes classes texturais, verificaram que a aplicação de doses crescentes proporcionou melhoria na agregação do solo como resultado do aumento no teor de carbono orgânico, resultando em aumento nas taxas de infiltração de água no solo. Barilli (2005) determinou que a permeabilidade do solo, após 26 anos de aplicação de DLS, é próxima à condição do solo preservado com mata nativa, apresentando valores até maiores nas camadas de 5–10 e de 20–40 cm de profundidade (Figura 7).



Fonte: Adaptado de Barilli (2005)

Figura 7. Permeabilidade do solo em floresta e em sistema de produção de café com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos

A resistência do solo à penetração é uma determinação utilizada para descrever a resistência física que o solo oferece a algo que tenta se mover através dele. Para um mesmo solo, essa resistência aumenta com o grau de compactação e com a diminuição da umidade do solo (BENGHOUGH e MULLINS, 1990). Barilli (2005) determinou que a resistência do solo à penetração nas áreas com aplicação de DLS é semelhante ao solo mantido sob condição de floresta e, após três e sete anos de aplicação desse material, o índice foi até inferior na camada de 40–60 cm (Figura 8).



Fonte: Adaptado de Barilli (2005)

Figura 8. Resistência do solo à penetração em floresta e em sistema de produção de café com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos

Em geral, os solos em seu estado natural, sob vegetação nativa, apresentam características físicas como permeabilidade, estrutura, densidade e espaço poroso em valores agronomicamente desejáveis. Nessa situação, o volume de solo que as raízes podem explorar é máximo. Entretanto, à medida que os solos vão sendo trabalhados, alterações físicas consideráveis vão ocorrendo (ANDREOLA et al., 2000). Cabe ressaltar que são necessários mais trabalhos para estudar o efeito da aplicação de dejetos animais sobre características do solo nas condições edafoclimáticas do Brasil, bem como para os mais diversos tipos de sistemas de produção agrícola, principalmente nas regiões onde se concentram as criações.

As propriedades químicas do solo e aplicação de dejetos de suínos

A utilização de DLS no solo, além de atuar como condicionador do solo, aumenta a disponibilidade de todos os nutrientes às plantas, bem como altera a capacidade de troca de cátions e a complexação de elementos tóxicos e de micronutrientes (SANTOS e CAMARGO, 1999), modificações em grande parte devidas ao aumento da MOS. No entanto, existe maior preocupação ambiental quanto aos macronutrientes N e P na contaminação de lençóis freáticos e águas superficiais, onde podem causar eutrofização, e aos micronutrientes Cu e Zn, que podem se acumular no solo e na fitomassa das culturas.

O DLS pode se constituir em fertilizante eficiente e seguro na fertilização das culturas, tanto quando aplicado diretamente ao solo como através da fertirrigação, desde que observados os critérios técnicos que assegurem a proteção do meio ambiente (KONZEN, 2003). No entanto, se as aplicações de DLS não forem realizadas nas quantidades recomendadas, a cada aplicação de resíduo no solo o teor de nutrientes tende a aumentar consideravelmente (GIANELO e ERNANI, 1983), podendo atingir valores próximos do limite de condutividade elétrica que caracterizam solos salinos, o que ocorre quando o extrato de saturação for maior que $2.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ (RICHARDS, 1954).

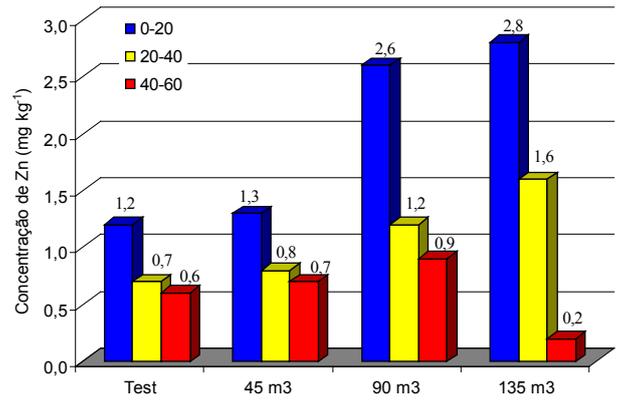
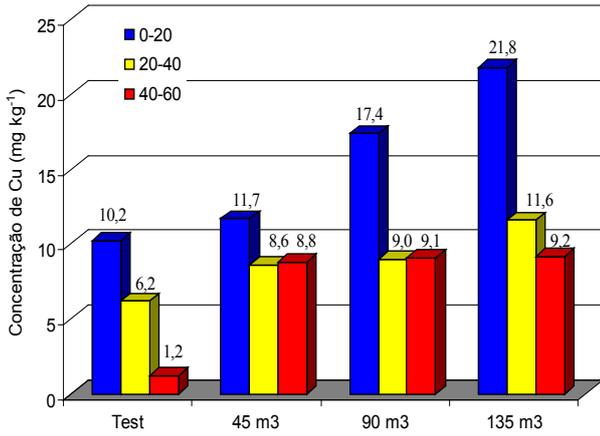
Dentre os nutrientes, o cobre (Cu) e o zinco (Zn) têm sido motivo de preocupação, porque vêm sendo usados como suplemento mineral em rações e na formulação de antibióticos, sendo na sua maioria eliminados através das fezes e, por isso, encontram-se presentes em grande concentração nos dejetos, aumentando os riscos de acúmulo desses nutrientes no solo quando da aplicação continuada desse material (BARILLI, 2005). Se acumularem em altas concentrações no solo, podem se movimentar no perfil e atingir camadas mais profundas; e mesmo água subterrânea. Em solos argilosos, esses nutrientes se acumulam principalmente na camada superficial do solo (SCHERER et al., 2010), especialmente quando o teor de MOS for elevado.

De acordo com a Resolução n.º 420 do CONAMA, de dezembro de 2009 (CONAMA, 2009), a aplicação de fertilizantes minerais e orgânicos que contenham estes nutrientes podem ser restritas quando observadas, respectivamente, concentrações de 200 e 450 mg dm^{-3} de Cu e de Zn no solo em extração perclórica. A legislação dos EUA estabelece como limite máximo 750 mg kg^{-1} de Cu e 1.400 mg kg^{-1} de Zn nos dejetos (SEGANFREDO, 2000). Os valores considerados altos para fins de avaliação da fertilidade do solo são de 0,8 mg dm^{-3} para Cu e 1,2 mg dm^{-3} para Zn (RAIJ et al, 1996). Já para a Comissão de Química e Fertilidade do Solo do Núcleo Regional Sul da Sociedade Brasileira do Solo (SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2004), os teores considerados altos são $>0,4$ e $>0,5 \text{ mg dm}^{-3}$, respectivamente para Cu e Zn.

Konzen (2003) demonstrou a movimentação do Cu e o pequeno deslocamento do Zn até a profundidade de 60 cm, com três anos de aplicações de DLS entre 45 e 135 m^3 , em Latossolo Vermelho de cerrado cultivado com milho (Figura 9). Já Barilli (2005), após 26 anos com aplicação em Latossolo Vermelho distroférrico em lavouras de café, observou que houve aumento nas concentrações de Cu e de Zn até a profundidade de 10 cm e que, em profundidades maiores que 20 cm, os teores ficam semelhantes à condição natural do solo, denotando que não houve o deslocamento desses nutrientes no perfil (Figura 10). Em ambos os trabalhos, as concentrações de Cu e de Zn apresentaram valores considerados altos para a fertilidade do solo em razão da aplicação de DLS, de acordo com Raij et al (1996). Deve-se considerar que ambos os solos estudados apresentavam teores altos de Cu e Zn em condições iniciais (KONZEN, 2003) e naturais (BARILLI, 2005), possivelmente em razão da composição química da rocha que deu origem a esses tipos de solos. Scherer et al. (2010), por sua vez, observaram acúmulo de Cu e Zn até 10 cm de profundidade em amostras coletadas em lavouras sob Latossolo e até 20 cm de profundidade sob Cambissolo e Nitossolo.

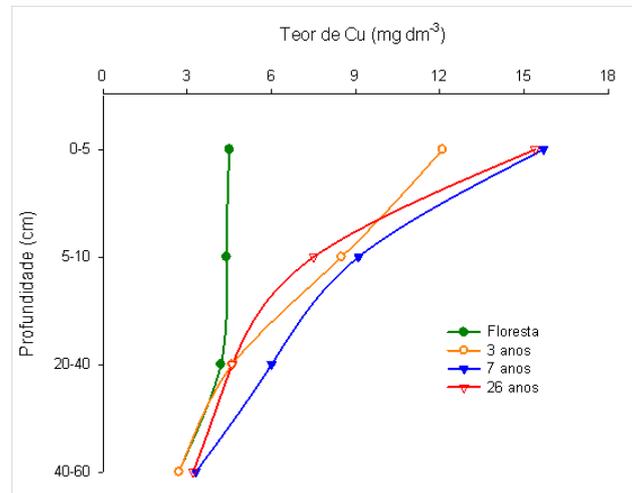
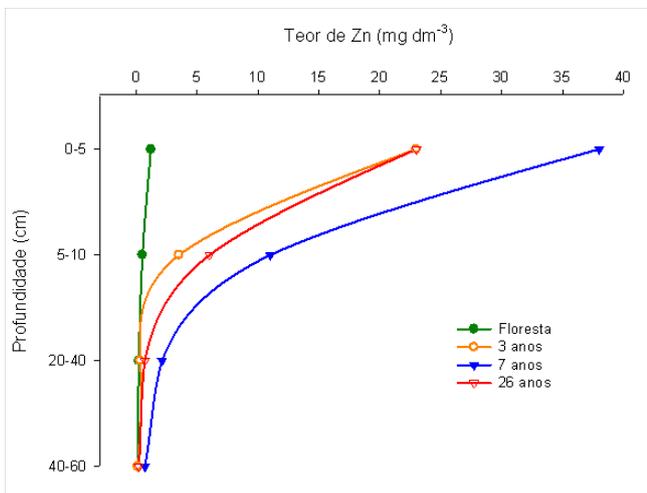
Tanto o Cu quanto o Zn podem ser adsorvidos fortemente em grupos funcionais na superfície do húmus e dos óxidos do solo (MEURER, 2006), não sendo facilmente deslocados por ânions ou perdidos por lixiviação, como acontece com outros micronutrientes. O solo retém o Cu e o Zn mais intensamente entre pH neutro a alcalino, diminuindo progressivamente à medida que o meio se torna ácido (KIEHL, 1985). O húmus retém os metais com diferentes forças, seguindo a ordem crescente de energia de ligação: cádmio, mercúrio, cálcio, boro, magnésio, manganês, zinco, cobalto, níquel, cobre e chumbo (KIEHL, 1985).

Menezes et al. (2009) puderam notar que, mesmo com valores altos de Cu e Zn no solo, a absorção pela planta não foi alta, sendo observados teores foliares de milho bem inferior aos valores considerados fitotóxicos para ambos os nutrientes (Figura 11). Os autores concluíram que a dose de 50 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS, suficiente para atender as exigências nutricionais do milho, não resulta no acúmulo de Cu e Zn em níveis acima dos teores máximos permitidos para a utilização na agricultura (Figura 9).



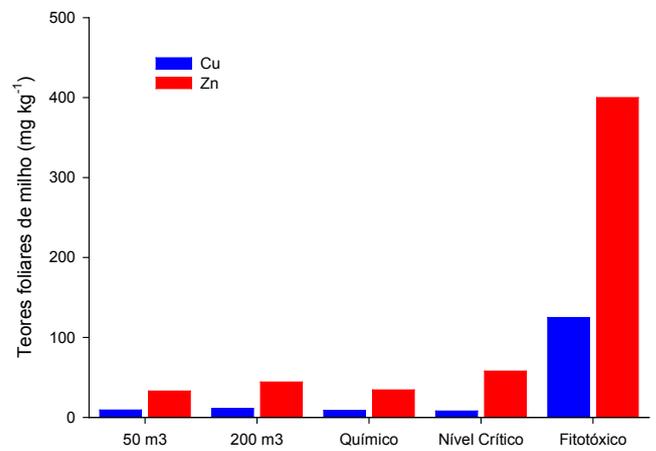
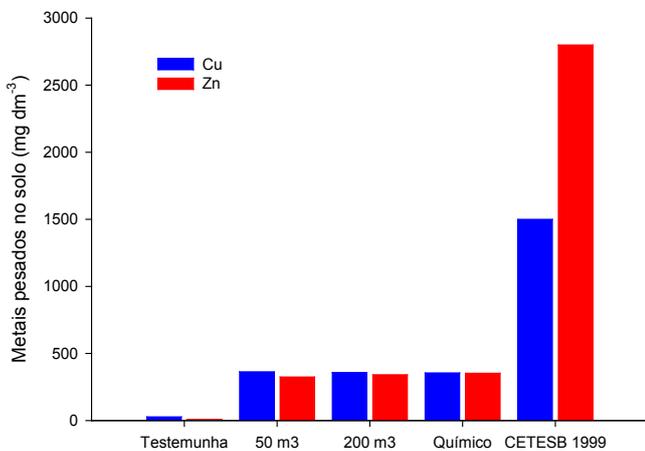
Fonte: Adaptado de Konzen (2003)

Figura 9. Concentração de Cu e Zn em Latosolo Vermelho após três anos sucessivos de aplicação de dejetos suínos



Fonte: Adaptado de Barilli (2005)

Figura 10. Teores de Cu e Zn no solo em floresta e em sistema de produção de café com diferentes tempos de aplicação de dejetos líquidos de suínos

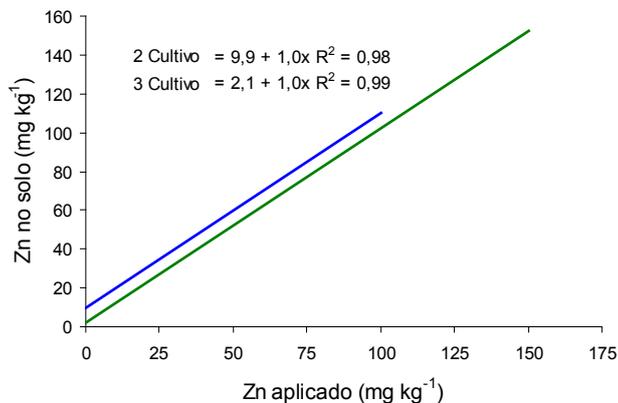


Fonte: Adaptado de Menezes (2009)

Figura 11. Teores de Cu e Zn disponíveis no solo e nas folhas do milho em função da aplicação de dejetos de suínos nas doses de 50 e 200 m³ ha⁻¹ ano⁻¹

Considerando-se os valores médios dos teores de Cu e Zn, que são de 31,6 e 120,9 mg L⁻¹ de DLS (Tabela 1), e a dose de 200 m³ ha⁻¹, são aplicados anualmente 6,32 kg ha⁻¹ de Cu e de 24,2 kg ha⁻¹ de Zn, valores bem inferiores aos estipulados pela resolução n.º 420 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2009) que são de 400 kg ha⁻¹ de Cu e de 900 kg ha⁻¹ de Zn. Tomando como critério os estudos de Konzen (2003), Barilli (2005) e Menezes (2009), é imprescindível fazer novos trabalhos envolvendo diferentes tipos de solo, em especial na Região Sul do Brasil, para a demonstração da dinâmica do Cu e do Zn no perfil do solo.

Ernani et al. (2001) demonstraram que a adição acumulativa de até 150 mg kg⁻¹ de Zn através de DLS em Latossolo Vermelho distroférrico elevou o teor disponível desse nutriente no solo para 160 mg kg⁻¹ (Figura 12) e, mesmo assim, não ocasionou toxicidade ao milho em seu estágio inicial de crescimento, demonstrando que a amplitude entre suficiência e toxicidade de Zn é ampla nesse solo.



Fonte: Adaptado de Ernani et al. (2001)

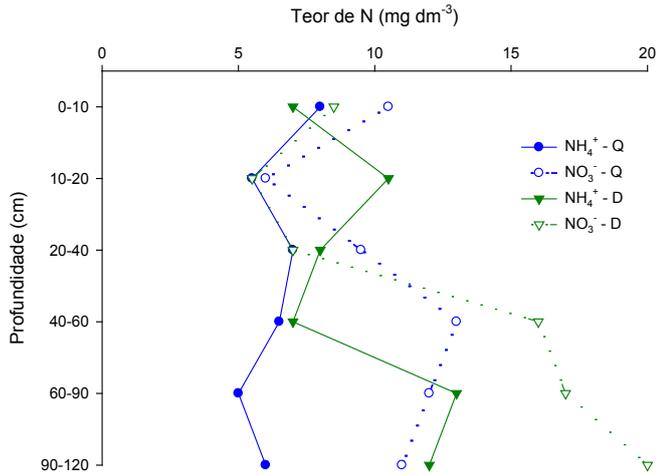
Figura 12. Teores de zinco no solo em função das doses acumuladas de Zn, aplicado na forma de DLS

Porém, deve-se considerar que há acúmulo acentuado de Zn no solo e a aplicação de doses elevadas de DLS por muitos anos consecutivos, o que poderá ocasionar o acúmulo desse nutriente no solo e promover o risco de toxicidade nas plantas e de perdas de nutrientes por erosão e/ou lixiviação, estando entre os principais elementos de risco o N e o P, destacando-se a poluição das águas pelo processo da eutrofização (SEGANFREDO, 2007).

O N é o nutriente exigido em maior quantidade para nutrição da maioria das culturas. No entanto, existe grande dificuldade em avaliar sua disponibilidade no solo, o que faz com que ele não esteja presente na análise básica do solo. Este fato está relacionado, principalmente, ao seu manejo e sua recomendação de adubação serem complexos, uma vez que sua dinâmica no solo envolve processos, como sorção, adsorção, lixiviação, volatilização, nitrificação, desnitrificação, imobilização e mineralização, sendo essas reações mediadas por microrganismos e afetadas por fatores climáticos de difícil previsão, somado ao fato de que 95% do N no solo está na forma orgânica (CANTARELLA e DUARTE, 2004). A interação entre esses aspectos determina o baixo aproveitamento da adubação nitrogenada pelas plantas, sendo que valores de N₁₅ recuperados pelas plantas encontram-se entre 20 a 70% do total aplicado (LARA CABEZAS et al., 2000).

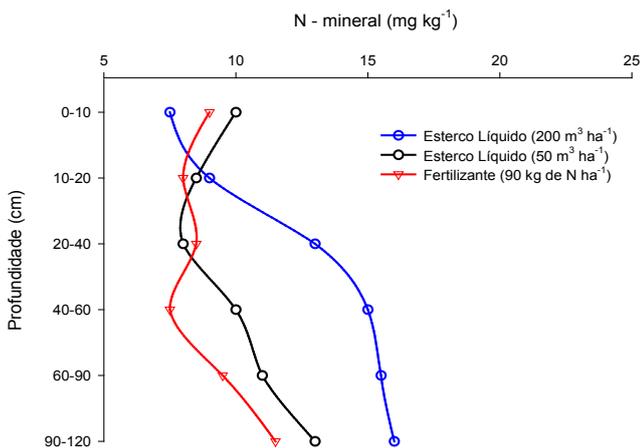
Menezes et al. (2009) observaram deslocamento de N ao longo do perfil do solo, tanto na forma de amônio (N-NH⁴⁺) quanto na forma de nitrato (N-NO³⁻), quando é aplicado DLS (Figura 13), concluindo que o uso de doses elevadas pode representar risco potencial de contaminação de águas subterrâneas. Deve-se destacar que até o momento não há legislação que estipule a quantidade máxima de N-NO³⁻ que pode estar presente no solo, o que dificulta estabelecer teores que se constituem em risco para o ambiente. Corrêa et al. (2007) trabalhando com resíduos industriais e urbanos, encontraram valores de N-NO³⁻ em quantidades muito maiores, próximos de 100 mg dm⁻³, em Latossolo Vermelho distrófico em sistema de plantio direto durante o cultivo de soja. É imprescindível que seja monitorada a solução do solo para evitar teores superiores a 10 mg L⁻¹ de N-NO³⁻ na solução do solo, valor este estipulado pela resolução 357 do CONAMA de 2005 (CONAMA, 2005), como máximo aceitável na água potável.

Tanto o N de fonte orgânica quanto de adubo solúvel podem percolar para as camadas profundas do perfil quando aplicados em doses superiores à taxa de absorção pelas culturas (Konzen, 2003), fato que exige atenção e acompanhamento por parte dos produtores que utilizam os DLS como fertilizante na produção agropecuária (Figura 14).



Fonte: Adaptado de Menezes et al. (2009)

Figura 13. Distribuição de amônio (N-NH⁴⁺) e nitrato (N-NO³⁻) no perfil do solo com a aplicação de fertilizante solúvel (Q) e de DLS (D) no cultivo da soja

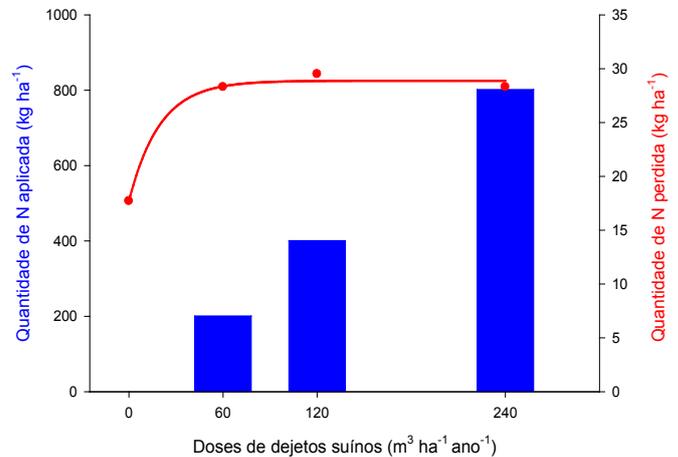


Fonte: Adaptado de Konzen (2003).

Figura 14. Distribuição de N-mineral no perfil do solo com a aplicação de fertilizante solúvel e de DLS

Ceretta et al. (2005), trabalhando em Argissolo Vermelho distrófico arênico, com declividade média de 4% e há oito anos sob plantio direto nas culturas de aveia preta, milho e nabo forrageiro, demonstraram que a aplicação de DLS proporcionou escoamento superficial de N total na ordem de 11 kg ha⁻¹ ano⁻¹, independente da dose utilizada, mesmo havendo uma variação muito grande na quantidade total de N aplicada na forma de DLS (Figura 15). A maior quantidade de N aplicada no solo permitiu maior produção de massa seca das plantas nesse sistema de produção e, conseqüentemente, maior absorção de N e diminuição do volume de escoamento superficial. Esses mesmos autores relatam que as maiores concentrações de N escoados pela superfície ocorrem quando

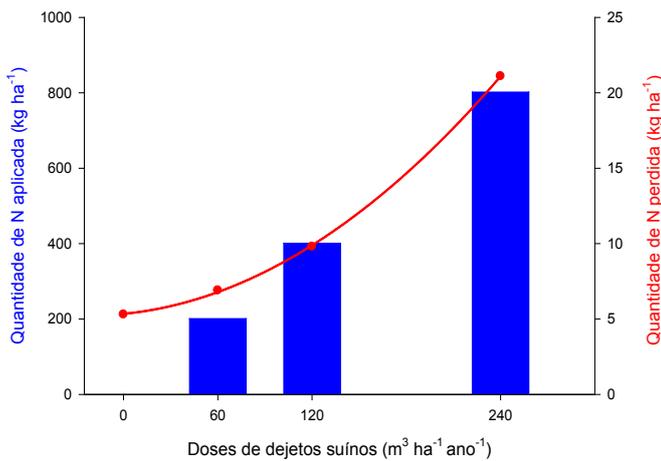
o intervalo entre a aplicação de dejetos e a precipitação pluvial era menor, devendo-se, assim, evitar a aplicação em períodos chuvosos ou quando houver possibilidade iminente de chuva.



Fonte: Adaptado de Ceretta et al. (2005)

Figura 15. Quantidade de N aplicada e quantidade de N perdida por escoamento superficial em função da aplicação de DLS em Argissolo com 4% de declividade média, sob sistema plantio direto

A quantidade de DLS aplicada, bem como o volume de precipitação, são fatores que afetam a concentração de NO³⁻ na água percolada, sendo que aplicações por longo tempo nos níveis máximos da recomendação representam risco de contaminação do solo e da água. De acordo com Ceretta et al. (2005), com a aplicação de 240 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de DLS foram depositados 802 kg ha⁻¹ ano⁻¹, proporcionando a lixiviação de 15 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N total até a profundidade de 60 cm, sendo esta perda pouco expressiva em relação à quantidade adicionada (Figura 16). Quando se compara as perdas de nitrogênio mineral por percolação com as ocorridas por escoamento superficial (CERETTA et al., 2005), nos dois anos de estudo, observa-se que as perdas por percolação foram 4,0, 3,7 e 1,5 vezes menores que as observadas via escoamento superficial, respectivamente, com a aplicação de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹.

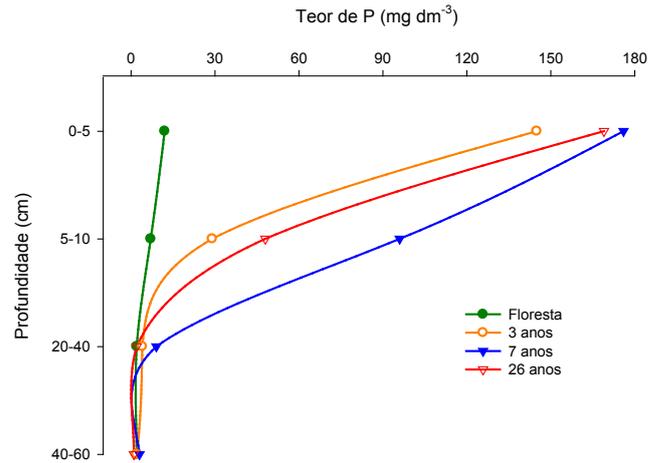


Fonte: Adaptado de Basso et al. (2005)

Figura 16. Quantidade de N aplicada e perdida por lixiviação em função da aplicação de DLS em Argissolo com 4% de declividade média, sob sistema plantio direto

Além do N, existe a preocupação ambiental também quanto ao acúmulo de P no solo quando são aplicadas doses elevadas de DLS, em razão deste nutriente também ser causador da eutrofização (SHARPLEY e MENZEL, 1996). Entretanto, é importante lembrar também que o P é o nutriente mais limitante da produtividade de biomassa em solos tropicais (NOVAIS e SMYTH, 1999), como é o caso da maioria dos solos brasileiros, em consequência do material de origem e da forte interação do P com os colóides do solo (RAIJ, 1991), principalmente os óxidos de ferro e de alumínio (NOVAIS e SMYTH, 1999; CORRÊA et al., 2004; MEURER, 2006), sendo que menos de 0,1% se encontra em solução (FARDEAU, 1996).

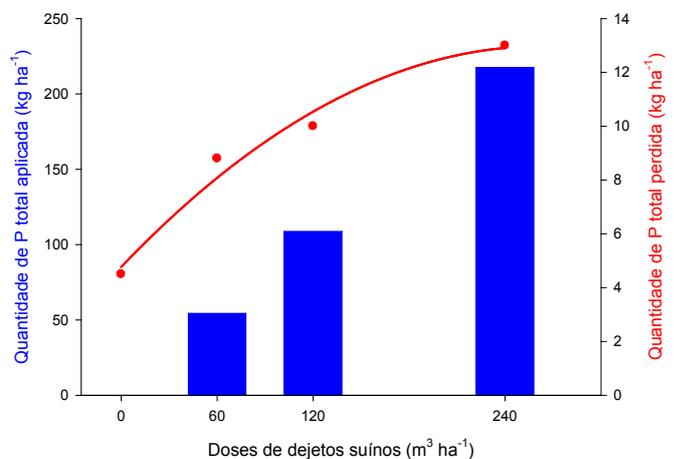
Barilli (2005) demonstrou a grande contribuição no fornecimento de P ao solo pela aplicação de DLS no aumento da disponibilidade deste nutriente quando comparado à condição natural do solo (área com floresta nativa). Vale ressaltar que este aumento no teor de P no solo foi verificado apenas nas camadas superficiais, isto é, até 10 cm de profundidade. Nas camadas situadas abaixo desta profundidade, os teores de P foram baixos, porém semelhantes à condição de floresta (Figura 17). Esses resultados estão de acordo com os obtidos por Ceretta et al. (2003), que encontraram maior acúmulo de P na camada superficial do solo com a aplicação de DLS. O acúmulo de P na superfície do solo pode ocasionar potencial de perda deste nutriente por escoamento superficial quando não são adotadas práticas conservacionistas de manejo do solo.



Fonte: Adaptado de Barilli (2005)

Figura 17. Distribuição de P disponível no perfil do solo em sistema de produção de café com diferentes tempos de aplicação de DLS

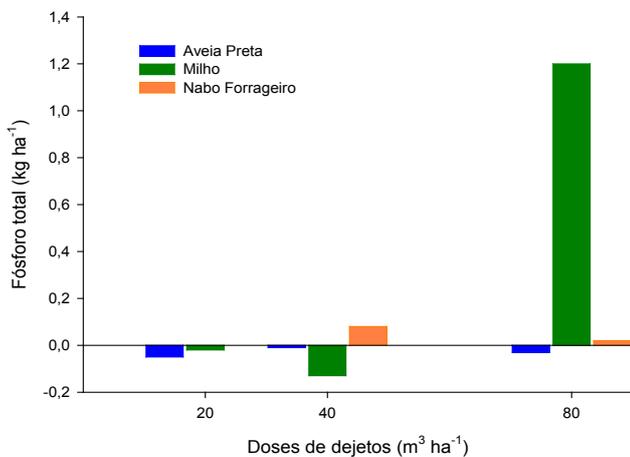
Ceretta et al. (2005) demonstraram que a aplicação de DLS permitiu perdas de $8,5 kg ha^{-1} ano^{-1}$ de P total por escoamento superficial em um ano agrícola, em Argissolo Vermelho distrófico arênico com 4% em média de declividade, manejado sob sistema plantio direto (Figura 18). Vale ressaltar que as concentrações na solução escoada na superfície do solo foram maiores quando as chuvas ocorreram mais próximas do dia da aplicação dos dejetos, sendo que as perdas por escoamento superficial foram 49, 21 e 20 vezes maiores que as perdas por percolação, evidenciando que o principal caminho de perda de fósforo ocorre via escoamento superficial.



Fonte: Adaptado de Ceretta et al. (2005)

Figura 18. Quantidade de P aplicada e perdida por escoamento superficial em um ano agrícola em função da aplicação de DLS em Argissolo com 4% de declividade média, sob sistema plantio direto

Basso et al. (2005) não perceberam expressivo incremento nas concentrações de fósforo disponível na água percolada com a aplicação de DLS, sendo que essas se situaram abaixo ou muito próximas de 0,2 a 0,3 mg L⁻¹ na água percolada. Portanto, Basso et al. (2005) e Ceretta et al. (2005) trabalhando em Argissolo Vermelho Arênico distrófico no sistema plantio direto, demonstraram que as perdas de N como de P tanto por lixiviação como por escoamento superficial são pouco expressivas em relação às quantidades adicionadas, não interferindo na quantidade disponível para absorção pelas plantas. Mesmo assim, é de fundamental importância que em áreas onde é distribuído DLS sejam implantadas culturas de cobertura de solo, visando sistemas de rotação de culturas capazes de produzir e manter resíduos vegetais na superfície do solo, o que pode diminuir muito as perdas de nutrientes por escoamento superficial e, conseqüentemente, o risco de poluição dos mananciais quando da aplicação de dejetos líquidos de suínos (CERETTA et al., 2005).



Fonte: Adaptado de Basso et al. (2005)

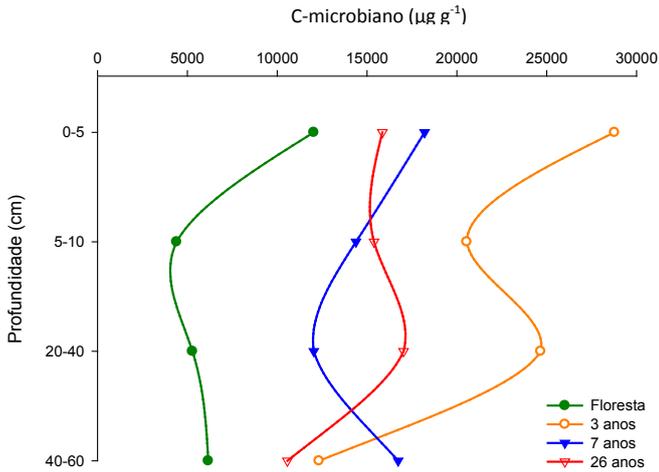
Figura 19. Quantidade DLS aplicada e de P perdida por lixiviação em um ano agrícola, em Argissolo com 4% de declividade média, sob sistema plantio direto

As propriedades biológicas do solo e aplicação de dejetos de suínos

O solo pode ser encarado como habitat microbiano por excelência, local de vida de inúmeras e variadas populações de todos os tipos de microrganismos, sendo constituído de microsítios, caracterizados não apenas pelas condições edafoclimáticas, mas também por fatores peculiares, como presença de um fragmento de matéria orgânica, de uma raiz vegetal, de microporo saturado de água, de maior ou menor facilidade de trocas gasosas, etc.

Segundo Grisi (1995), as populações microbianas participam do processo de decomposição da necromassa no solo, incorporam os nutrientes provenientes do substrato orgânico, tais como N, P, S, K, Mg e muitos outros (fase de imobilização), liberando-os posteriormente, após sua morte, para as plantas (fase de mineralização). Assim, a biomassa microbiana é, por definição, a parte viva da matéria orgânica do solo, excluídas as raízes e animais maiores que 50µm. Com poucas exceções, ela representa de 2% a 3% do carbono orgânico do solo, sendo que sua presença está relacionada diretamente com o teor de matéria orgânica.

Andrade et al. (2002), estudando as populações de bradirizóbio/rizóbio em áreas com aplicação de DLS, observaram que as populações de bactérias capazes de fixar N₂ em soja e em ervilha forrageira foram estimuladas pela aplicação de até 30 m³ ha⁻¹ de DLS. Barilli (2005) verificou que a aplicação de DLS aumentou o carbono microbiano do solo, sendo que a aplicação por três anos consecutivos resultou nos maiores valores (Figura 20).



Fonte: Adaptado de Barilli (2005).

Figura 20. Carbono microbiano do solo em função da aplicação de DLS em Latossolo Vermelho distroférico no sistema de produção de café

Referências

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Nitrito no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos no milho em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2101-2111, 2008.

ALVARENGA, R. C.; ANDRADE, C. L. T.; MENEZES, J. F. S.; PIMENTA, F. F.; KONZEN, E.; RATKE, R. F. Monitoramento ambiental do uso de dejetos líquido de suínos como insumo na agricultura: 1- Perdas de terra e de água por escoamento superficial. In: Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da água, 14., Cuiabá, **Anais...** Santa Maria: SBCS, 2002. 1 CD-ROM.

ANDRADE, D. S.; COLOZZI-FILHO, A.; OLIVEIRA, E.; BALOTA, E. L. Populações de bradirizóbio/rizóbio em função da aplicação de resíduo de suíno e dos sistemas de plantio. In: Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da água, 14, Cuiabá, MT. **CD Anais...** SBCS, 2002. 1 CD-ROM.

ANDREOLA, F.; COSTA, L. M.; OLSZEWSKI, N. Influência da cobertura vegetal de inverno e da adubação orgânica e, ou, mineral sobre as propriedades físicas de uma terra roxa estruturada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 857-865. 2000.

ANGHINONI, I. Adubação nitrogenada nos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. In: SANTANA, M. B. M. (Ed.) **Adubação nitrogenada no Brasil**. Ilhéus: CEPLAC, 1985. p.1-19.

ARCHER, J. R.; SMITH P. D. The relation between bulk density available water capacity, and air capacity of soils. **Journal of Soil Science**, v.23, p.475-480, 1972.

BARILLI, J. Atributos de um Latossolo Vermelho sob aplicação de resíduos de suínos. 2005. 77 p. **Tese (Doutorado)**. Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; POLETO, N.; GIROTTO, E. Dejeito líquido de suínos: II – perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, p. 1305-1312, 2005.

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

BENGHOUGH, A. G; MULLINS, C. E. Mechanical impedance to root growth responses: a review of experimental techniques and root growth responses. **Journal of Soil Science**, v. 41, p. 341-358, 1990.

BERTO, J. L. Balanço de nutrientes em uma sub-bacia com concentração de suínos e aves como instrumento de gestão ambiental. 2004. 196 f. **Tese (Doutorado em Saneamento Ambiental)** – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

BRASIL projeções do agronegócio 2010/2011 a 2020/2021. Brasília: MAPA, 2011. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/Ministerio/gestao/projecao/PROJECOES%20DO%20AGRONEGOCIO%202010-11%20a%202020-21%20-%202020_0.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2010.

CANTARELLA, H.; DUARTE, A. P. Manejo da fertilidade do solo para a cultura do milho. In: GALVÃO, J. C. C.; MIRANDA, G. V. **Tecnologia de Produção do Milho**, 2004. p. 139-182.

- CASTRO FILHO, C.; COSTA, M. A. T.; CAVIGLIONE, J. H. Potencial fertilizante e alterações físicas nos solos decorrentes da utilização do chorume suíno. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 29., Ribeirão Preto, 2003. **Resumos...** Ribeirão Preto, UNESP/SBCS, 2003. 1 CD-ROM.
- CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. C. L.; BERWANGER, A. L. Dejeito líquido de suínos: I - perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, p. 1296-1304, 2005.
- CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; VIEIRA, F. C. B. Características químicas de solo sob aplicação de dejeito líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 38, p. 729-735, 2003.
- CONAMA. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005, Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 30 dez. 2009. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano1.cfm?codlegitipo=3&ano=2005>>. Acesso em: 14 jan. 2009.
- CONAMA. Resolução no 420 de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 30 dez. 2009. Disponível em: <<http://www.mp.rs.gov.br/ambiente/legislacao/id4830.htm>>. Acesso em: 14 jan. 2009.
- CORRÊA, J. C.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; MARCELINO, R.; MAUAD, M. Correção da acidez e mobilidade de íons em Latossolo com aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 1307-1317, 2007.
- CORRÊA, J. C.; MAUAD, M.; ROSOLEM, C. A. Fósforo no solo e desenvolvimento de soja influenciados pela adubação fosfatada e cobertura vegetal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, p. 1231-1237, 2004.
- CRISTANI, J. Efeito do óxido de zinco (ZnO) no controle da diarreia pós-desmame em leitões experimentalmente desafiados com *Escherichia coli*. Pelotas. 1997. 74 f. **Tese** (Mestrado) Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.
- ERNANI, P. R.; BITTENCOURT, F.; VALMORBIDA, J.; CRISTANI, J. Influência de adições sucessivas de zinco, na forma de esterco suíno ou de óxido, no rendimento de matéria seca de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 20, p. 905-911, 2001.
- FAO/IFA. **Global estimates of gaseous emissions of NH₃, NO and N₂O from agricultural land**. Rome, 2006. 106 p.
- Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina. Fatma. Instrução Normativa 11. Suinocultura. [2000]. Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br/index.php?option=com_docman&task=cat_view&gid=32&Itemid=83>. Acesso em: 10 maio 2010.
- GIANELO, C.; ERNANI, P. R. Rendimento de matéria seca de milho e alteração na composição química do solo pela incorporação de quantidades crescentes de cama de frango, em casa de vegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7, p. 285-290. 1983.
- GRISI, B. M. Biomassa e atividade de microrganismos do solo: Revisão metodológica. **Revista Nordestina de Biologia**. v. 10, p. 1-22. 1995.
- HAFEZ, A. A. R. Comparative changes in soil-physical properties induced by admixture of manure from various domestic animals. **Soil Science**. v. 118, p. 53-59, 1974.
- KIEHL, J. E. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 492 p.
- KONZEN, E. A. **Fertilização de lavoura e pastagem com dejetos de suínos e cama de aves**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2003. 10 p. (Embrapa Milho e Sorgo. Circular Técnica, 31).

- LARA CABEZAS, W. A. R.; TRIVELIN, P. C. O.; KORNDÖRFER, G. H.; PEREIRA, S. Balanço da adubação nitrogenada sólida e fluida de cobertura na cultura do milho, em sistema de plantio direto e convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 363-376, 2000.
- LAVOISIER, A.-L. **Traité élémentaire de chimie**. Paris: Jacques Gabay, 1992. (1ed.: Cuchet, 1789).
- MENEZES, J. F. S.; KONZEN, E. A.; SILVA, G. P.; SANTOS, S. C. G.; PIMENTA, F. F.; LOPES, J. P. C.; ALVARENGA, R. C.; ANDRADE, C. L. T. **Aproveitamento de dejetos de suínos na produção agrícola e monitoramento do impacto ambiental**. Rio Verde: Universidade de Rio Verde, 2007. 46 p. (Boletim Técnico, 6).
- MENEZES, J. F. S.; ANDRADE, C. L. T.; ALVARENGA, R. C.; KONZEN, E. A. PIMENTA, F. F. **Utilização de resíduos orgânicos na agricultura**. Ribeirão Preto: AGRISHOW, 2002. Disponível em: <<http://www.planetaorganico.com.br/trabJune.htm>>. Acesso em: 14 jan. 2009. Palestra.
- MENTEN, J. F. M.; MIYANDA, V. S.; CITRONI, A. R. Suplementação de alto nível de zinco na dieta de leitões. In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia, Lavras, 1992. **Anais**. Lavras, Sociedade Brasileira de Zootecnia, 1992. p. 368.
- MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Evangraf, 2006, 285p.
- MIELE, M.; WAQUIL, P. D. Cadeia produtiva da carne suína no Brasil. **Revista de Política Agrícola no Brasil**. v. 16, p. 75-87, 2007.
- MORI, H. F.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; DIECKOW, J.; SANTOS, W. L. Perda de água, solo e fósforo com aplicação de dejetos líquido bovino em Latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 33, p. 189-198, 2009.
- MÜLLER, M. M. Influência do monocultivo na cana-de-açúcar e nas propriedades físicas e químicas de um Nitossolo Vermelho e um Neossolo Quartzarênico. Botucatu. 2002. 120 f. **Tese** (Doutorado Energia na Agricultura) Faculdade de Ciências Agrônomicas da UNESP.
- NOVAIS, F. R.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: UFV, 1999. 399 p.
- PAGLIAI, M.; LA MARCA, M.; LUCAMANTE, G. Relações entre estrutura do solo e tempo de aplicação de esterco de suínos. In: WILLIAMS, J.H. et al (eds). **Long term effects of sewage sludge and farm slurries applications**. London: Elsevier, 1985. p.45-56.
- PAGLIAI, M.; ANTISARI, L. V. Influência dos restos de matéria orgânica nas macro e microestruturas do solo. **Bioresource Technology**, v.43, p.205-13. 1993.
- PANDOLFO, C. M.; CERETTA, C. A.; MASSIGNAM, A. M.; VEIGA, M.; MOREIRA, I. C. L. Análise ambiental do uso de fontes de nutrientes associadas a sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 5, p. 512-519, 2008.
- PHILLIPS, I. R. Nutrient leaching losses from undisturbed soils cores following applications of piggery wastewater. **Australian Journal of Soil Research**. v. 40, p. 515-513, 2002.
- PHILLIPS, I. R.; SHEERAN, K. S. Importance of surface charge characteristics when selecting soil for wastewater re-use. **Australian Journal of Soil Research**. v. 43, p. 915-927, 2005.
- PICCOLO, A.; MBAGWU, J. S. C. Effects of different organic waste amendments on soil microaggregates stability and molecular sizes of humic substances. **Plant and Soil**, v. 123, p. 27-37. 1990.
- PORT, O.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 38, n. 7, p. 857-865, 2003.
- RAIJ, B. VAN; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**, 2 ed. Campinas: Instituto Agrônomo e Fundação IAC, 1996. 285 p.

REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J. Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: Identificação, limites críticos e mitigação. In: CERETTA, C. A.; SILVA, L. S.; REICHERT, J. M. **Tópicos em ciência do solo**, v. 5, p. 49-134, 2007.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis improvements of saline and alkaline soils**. Washington: United State Department of Agriculture, 1954. 160 p.

ROSOLEM, C. A.; MATEUS, G. P.; GODOY, L. J. G.; FELTRAN, J. C.; BRANCALIAO, S. R. Morfologia radicular e suprimento de potássio às raízes de milho de acordo com a disponibilidade de água e potássio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 5, p. 875-884, 2003.

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

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; NESI, C. N. Propriedades químicas de um latossolo vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 1, p. 123-131, 2007.

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

SEGANFREDO, M. A. **A questão ambiental na utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2000. 35 p. (Embrapa Suínos e Aves. Circular Técnica, 22).

SEGANFREDO, M. A. **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. 302 p.

SHARPLEY, A. N.; DANIEL, T. C.; SIMS, J. T.; POTE, D. H. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **Journal of Soil Water Conservation**, Ankey, v. 51, n. 2, p. 160-166, 1996.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. Comissão de Química e de Fertilidade do Solo. Núcleo Regional Sul. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10 ed. Porto Alegre: SBCS/NRS/CQFS - RS/SC, 2004. 400 p.

STEINFELD, H.; GERBER, P.; WASSENAAR, T.; CASTEL, V.; ROSALES, M.; HAAN, C. **Livestock's long shadow: environmental issues and options**. Food and Agriculture Organization FAO, 2006. 390 p.

TORMENA, C. A.; ROLOFF, G.; SÁ, J. C. M. Propriedades físicas do solo sob plantio direto influenciadas por calagem, preparo inicial e tráfego. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 301-309. 1998.

WEIL, R. R.; KROONTJE, W. Physical condition of a Davidson clay loam after five years of heavy poultry manure applications. **Journal of Environmental Quality**, v. 8. p 387-392, 1979.

WIETHÖLTER, S. Bases teóricas e experimentais de fatores relacionados com a disponibilidade de potássio do solo às plantas usando trigo como referência. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 31, p. 1011-1021, 2007.

Circular Técnica, 58

Exemplares desta edição podem ser adquiridos na:

Embrapa Suínos e Aves
Endereço: BR 153, Km 110,
Distrito de Tamanduá, Caixa Postal 21,
89700-000, Concórdia, SC
Fone: 49 34410400
Fax: 49 34410497
E-mail: sac@cnpsa.embrapa.br



1ª edição
Versão Eletrônica: (2011)

Comitê de Publicações

Presidente: Gilberto S. Schmidt
Membros: Gerson N. Scheuermann, Jean C.P.V.B. Souza, Helenice Mazzuco, Nelson Morés e Rejane Schaefer
Suplente: Mônica C. Ledur

Revisores Técnicos

Cláudio R. de Miranda, Gustavo J.M.M. de Lima e Julio C.P. Palhares

Expediente

Coordenação editorial: Tânia M.B. Celant
Editoração eletrônica: Vivian Fracasso
Revisão gramatical: Jean C.P.V.B. Souza
Revisão bibliográfica: Cláudia A. Arrieche