

Produção Animal e Recursos Hídricos

Tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos



Julio Cesar Pascale Palhares

Editor Técnico

Embrapa

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Pecuária Sudeste
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

Produção animal e recursos hídricos

**Tecnologias para manejo de resíduos
e uso eficiente dos insumos**

Julio Cesar Pascale Palhares
Editor Técnico

*Embrapa
Brasília, DF
2019*

Embrapa Pecuária Sudeste

Rodovia Washington Luiz, Km 234 s/nº
Fazenda Canchim
Caixa Postal 339
13560-970 São Carlos, SP
Fone: (16) 3411-5600

Responsável pelo conteúdo

Embrapa Pecuária Sudeste

Comitê Local de Publicações

Presidente

Alexandre Berndt

Secretária-executiva

Simone Cristina Méo Niciura

Membros

Maria Cristina Campanelli Brito

Emilia M. P. Camarnado

Milena Ambrosio Telles

Mara Angélica Pedrochi

Embrapa, Secretaria-Geral

Parque Estação Biológica (PqEB)
Av. W3 Norte (final)
70770-901 Brasília, DF
Fone: (61) 3448-4236
Fax: (61) 3448-2494
www.embrapa.br/livraria
livraria@embrapa.br

Responsável pela edição

Secretaria-Geral

Coordenação editorial

Nilda Maria da Cunha Sette

Supervisão editorial

Erika do Carmo Lima Ferreira

Revisão de texto

Jane Baptistone de Araújo

Ana Maranhão Nogueira

Normalização bibliográfica

Márcia Maria Pereira de Souza

Projeto gráfico e editoração eletrônica

Leandro Sousa Fazio

Capa

Paula Cristina Rodrigues Franco

1ª edição

Publicação digitalizada

Todos os direitos reservados.

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Embrapa

Produção animal e recursos hídricos : tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos / Julio Cesar Pascale Palhares, editor técnico – Brasília, DF : Embrapa, 2019.

PDF (210 p.). : il

ISBN 978-85-7035-911-7

1. Água. 2. Produção animal. 3. Resíduo orgânico. I. Título. II. Embrapa Pecuária Sudeste.

CDD (21. ed.) 636.293

Autores

Aline Viancelli

Bióloga, doutora em Biotecnologia e Biociências, professora da Universidade do Contestado, Concórdia, SC

Airton Kunz

Químico industrial, doutor em Química, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

Arthur Carniato Sanches

Engenheiro agrícola e ambiental, doutor em Engenharia de Sistemas Agrícolas, professor da Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, MS

Augusto Hauber Gameiro

Engenheiro-agrônomo, doutor em Economia Aplicada, professor da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia/USP, Pirassununga, SP

Célia Regina Monte Baradi

Biomédica, doutora em Ciências Biológicas-Biologia Molecular, professora da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Celso Aita

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS

Danielle Morais Amorim

Engenheira agrícola e ambiental, mestre em Engenharia Agrícola, doutoranda em Engenharia de Sistemas Agrícolas, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz/USP, Piracicaba, SP

Ezequiel Cesar Carvalho Miola

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor da Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, RS

Fernanda Lamede Ferreira de Jesus

Engenheira agrícola e ambiental, mestre em Engenharia Agrícola, doutoranda em Engenharia de Sistemas Agrícolas, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz/USP, Piracicaba, SP

Uso de dejetos animais como fertilizante: impactos ambientais e a experiência de Santa Catarina

Luciano Colpo Gatiboni ■ *Rodrigo da Silveira Nicoloso*

Introdução

O Brasil é um dos maiores produtores de proteína animal do mundo e também um dos principais produtores de grãos, fazendo da agropecuária um dos motores da economia brasileira. Por sua interdependência, frequentemente os estabelecimentos agrícolas de produção de grãos são integrados com atividades de produção animal ou, quando não ocorrem no mesmo estabelecimento, é comum a existência de ambas as atividades na mesma região. A produção animal gera como subproduto os dejetos de animais, os quais são ricos em nutrientes e constituem excelentes fertilizantes para as plantas. Contudo, o uso desses resíduos deve ser feito de maneira criteriosa, pois, se utilizados de maneira incorreta, esses materiais podem causar danos ambientais severos. Serão abordadas aqui as principais características dos dejetos animais de ocorrência comum nos estabelecimentos rurais do estado de Santa Catarina, descrevendo seu potencial de utilização como fertilizantes e a resposta das plantas a esses materiais, usando como exemplos dados de pesquisa obtidos no estado. Também será discutida a avaliação de risco ambiental de áreas com uso de dejetos animais.

Caracterização de alguns dejetos animais

Entre os muitos tipos de dejetos de animais e outros resíduos orgânicos que podem estar disponíveis para uso na agricultura, destacam-se aqueles oriundos da avicultura, suinocultura e bovinocultura. Esses materiais possuem grande variabilidade em relação aos teores de nutrientes de acordo com os seguintes aspectos: origem, categoria animal, manejo da dieta e do dejetos, teor de umidade do material,

entre outros. Na Tabela 1, são exemplificados os teores médios de nutrientes e matéria seca em alguns resíduos de diferentes origens e manejo do dejetos, cujos valores (exceto composto de esterco bovino) são utilizados para recomendação de adubação pelo *Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina* (Manual..., 2016).

Contudo, os valores apresentados na Tabela 1 constituem apenas média de valores, e esses podem variar enormemente. A esse respeito, Olivi et al. (2015) avaliaram dejetos de matrizes de unidades produtoras de leitões oriundos de quatro biodigestores e encontraram teores variando de 0,55 kg m⁻³ a 2,00 kg m⁻³ de nitrogênio (N), 0,07 kg m⁻³ a 0,85 kg m⁻³ de P₂O₅ e 0,38 kg m⁻³ a 0,71 kg m⁻³ de K₂O. Esses valores são bastante variáveis entre si e também diferentes dos valores médios apresentados na Tabela 1.

A Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS-RS/SC) (Manual..., 2016) reconhece tal variabilidade e recomenda realizar análise química do material disponível para ter maior certeza na hora do ajuste das doses a serem aplicadas nas culturas

Tabela 1. Composição média dos principais resíduos oriundos de dejetos providos da avicultura, suinocultura e bovinocultura.

Origem	Resíduo orgânico	N total	P ₂ O ₅ (kg t ⁻¹)	K ₂ O	Matéria seca (%)
Aves	Cama de frangos (7 a 8 lotes) ⁽¹⁾	38	40	35	75
	Cama de peru (2 lotes) ⁽¹⁾	50	40	40	75
	Cama de poedeiras ⁽¹⁾	16	49	19	72
Suínos	Esterco sólido de suínos ⁽¹⁾	21	28	29	25
	Dejeto líquido de suínos ⁽¹⁾	2,8	2,4	1,5	3
	Cama sobreposta de suínos ⁽¹⁾	15	26	18	40
	Composto de dejetos de suínos ⁽¹⁾	16	25	23	40
Bovinos	Esterco sólido de bovinos ⁽¹⁾	15	14	15	20
	Dejeto líquido de bovinos ⁽¹⁾	1,4	0,8	1,4	4
	Composto de esterco de bovinos ⁽²⁾	11	2,5	6,0	38

Fonte: Adaptado de Nicoloso et al. (2016) ⁽¹⁾ e Russelle et al. (2009) ⁽²⁾.

(Nicoloso et al., 2016). Quando a análise não é possível, usam-se os teores médios dos principais resíduos, conforme exemplificado na Tabela 1. No caso dos dejetos líquidos, podem-se ainda estimar os teores de nutrientes baseados em sua densidade os (Tabela 2).

É importante ressaltar, como comentado anteriormente, que a categoria animal afeta também a composição dos dejetos, principalmente por causa das diferenças nas dietas, aproveitamento pelos animais e manejo do dejetos gerado. Como exemplo, na Tabela 3 são apresentados dados compilados a partir de Miele et al. (2015) e Nicoloso e Miele (2016), que mostram as diferenças de quantidades de nutrientes geradas anualmente para diferentes animais e categorias.

Tabela 2. Relação entre a densidade e os teores de matéria seca e nutrientes dos dejetos líquidos de suínos e bovinos, utilizada pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS-RS/SC).

Origem	Densidade ⁽¹⁾ (g L ⁻¹)	Matéria seca (%)	N total	P ₂ O ₅ (kg m ⁻³)	K ₂ O
Suínos	1.000	0	0,37	0	0,38
	1.010	1,63	1,91	1,45	1,13
	1.020	3,91	3,44	2,99	1,75
	1.030	6,19	4,98	4,53	2,38
	1.040	8,47	6,51	6,05	3,00
	1.050	10,75	8,05	7,58	3,63
Bovinos	1.000	0	0,06	0,05	0,06
	1.010	1,99	0,74	0,43	0,71
	1.020	4,34	1,43	0,80	1,36
	1.030	6,69	2,11	1,18	2,00
	1.040	9,04	2,80	1,56	2,64
	1.050	11,39	3,48	1,93	3,29

⁽¹⁾Densidade medida com densímetro Incoterm, com graduação de 1.000 a 1.100. Os valores com escala de 0,001 e correção de leitura pela temperatura podem ser consultados diretamente na bibliografia original.

Fonte: Manual... (2016)⁽¹⁾ e adaptado de Nicoloso et al. (2016)⁽²⁾.

Tabela 3. Produção de resíduo e quantidades anuais de nutrientes contidas nos dejetos de diferentes animais e categorias.

Origem	Resíduo orgânico	Produção de resíduo ⁽¹⁾ (m ³ ano ⁻¹ por animal)	N total P ₂ O ₅ K ₂ O (kg ano ⁻¹ por animal)		
			Aves	Frangos (1.000 aves) ^(1,2)	1,42
Suínos	Suínos (terminação) ⁽¹⁾	1,64	8,0	4,3	4,0
	Suínos (creche) ⁽¹⁾	0,84	0,40	0,25	0,35
	Suínos (UPL) ⁽¹⁾	8,32	25,7	18,0	19,4
	Suínos (CC) ⁽¹⁾	17,2	85,7	49,6	46,9
Bovinos	Bovinos (leite) ⁽¹⁾	20,0	65,6	36,8	61,8

⁽¹⁾Calculado a partir de Miele et al. (2015) e Nicoloso e Oliveira (2016). Produção de dejetos e nutrientes por animal alojado: para unidades de terminação, considerando 3,26 lotes de suínos em terminação por ano; para creches considerando leitões até 28 dias; para unidades de produção de leitões (UPL) e ciclo completo (CC), a unidade é a matriz alojada, considerando 2,35 partos por ano, 12 leitões por parto e 11,5 leitões terminados por matriz por parto. ⁽²⁾Calculado para 1.000 aves a partir de Nicoloso et al. (2016), considerando 13 aves alojadas por metro quadrado, 0,10 m de espessura de cama, densidade da cama de 600 kg por metro cúbico e troca de cama a cada 15 lotes de 42 dias e 7 dias de intervalo.

Considerando, por exemplo, as necessidades de N, P₂O₅ e K₂O para a produção de 8 mil quilogramas por hectare de grãos de milho¹, os resíduos gerados por 2,4 vacas ou 20 suínos em terminação seriam suficientes para suprir inteiramente as necessidades de nitrogênio da cultura. Nesse caso, haveria excedente de potássio (K) e seria necessária apenas uma pequena adubação complementar para fósforo (P). Como visto por esse exemplo, há desbalanço entre a necessidade de nutrientes pelas culturas e o suprimento pelos dejetos, por isso metodologias de cálculo foram desenvolvidas para melhor ajuste da recomendação usando fontes orgânicas de fertilizantes.

1 Considerando densidade de 75 mil plantas por hectare, solo com teores altos de P e K, teores médios de matéria orgânica e cultura anterior com gramínea de alta produtividade. Recomendação de 160 kg ha⁻¹, 120 kg ha⁻¹ e 80 kg ha⁻¹ de N, P₂O₅ e K₂O, segundo CQFS-RS/SC (Manual..., 2016).

Cálculo para recomendação de fertilizantes orgânicos

Embora os nutrientes minerais essenciais para as plantas sejam em número de 14, nos solos sul-brasileiros, em razão do menor grau de intemperismo dos solos e do uso frequente de calcário para corrigir a acidez, apenas os macronutrientes primários (N, P e K) são considerados no sistema de cálculo da adubação orgânica para as culturas (Manual..., 2016). Pelo sistema de recomendação de adubação do Sul do Brasil, depois de obtidos os valores de N, P_2O_5 e K_2O requeridos pelas culturas por meio da interpretação da análise de solo, o usuário pode escolher a fonte de fertilizante a ser utilizada – mineral ou orgânica. No caso dos resíduos orgânicos, como cada um deles possui proporção fixa de N, P_2O_5 e K_2O (não existem “fórmulas”), normalmente se calcula a quantidade máxima do material orgânico que pode ser colocada para suprir um dos nutrientes, complementando os demais com fertilizantes minerais.

Quanto ao uso de fertilizantes orgânicos, é importante considerar que nem todo o nutriente presente no material orgânico será imediatamente disponibilizado para as plantas, pois parte dos nutrientes pode estar associada a material orgânico indisponível ou de lenta decomposição (Nicoloso et al., 2016). Assim, para os diferentes materiais, são atribuídos índices de liberação dos nutrientes, como os apresentados na Tabela 4. Por exemplo, a cama de frangos apresenta índice de eficiência agrônômica para N de 0,5% ou 50%. Isso significa que apenas 50% do teor de N total presente no fertilizante estará disponível para o primeiro cultivo após a aplicação no solo (efeito imediato). No entanto, a cama de frango apresenta ainda um efeito residual de 20% para o N, que estará disponível para a cultura subsequente (segundo cultivo), enquanto os 30% restantes do N são considerados indisponíveis para as culturas.

No sistema de recomendação de adubação, a dose de fertilizante orgânico a ser aplicada ao solo considera as quantidades de nutrientes recomendadas para uma dada cultura, com base na análise do solo, sua expectativa de rendimento, teor e índice de eficiência agrônômica do fertilizante a ser empregado, podendo ser calculada de acordo com as equações 1 e 2 descritas a seguir (Nicoloso et al., 2016):

Tabela 4. Mineralização de nutrientes nos dois primeiros cultivos após a aplicação dos principais resíduos oriundos de dejetos provindos da avicultura, suinocultura e bovinocultura.

Origem animal	Resíduo orgânico	N		P ₂ O ₅		K ₂ O	
		1º	2º	1º	2º	1º	2º
		%					
Aves	Cama de frangos ⁽¹⁾	50	20	80	20	100	0
	Cama de peru ⁽¹⁾	50	20	70	20	100	0
	Cama de poedeiras ⁽¹⁾	50	20	70	20	100	0
Suínos	Esterco sólido de suínos ⁽¹⁾	60	20	80	20	100	0
	Dejeto líquido de suínos ⁽¹⁾	80	0	90	10	100	0
	Cama sobreposta de suínos ⁽¹⁾	20	0	70	30	100	0
	Composto de dejeto de suínos ⁽¹⁾	20	0	70	30	100	0
Bovinos	Esterco sólido de bovinos ⁽¹⁾	30	20	80	20	100	0
	Dejeto líquido de bovinos ⁽¹⁾	50	20	80	20	100	0
	Composto de esterco de bovinos ⁽²⁾	50	20	70	20	100	0

Fonte: Adaptado de Nicoloso et al. (2016)⁽¹⁾ e Russelle et al. (2009)⁽²⁾.

Fertilizantes sólidos:

$$Dose (t \text{ ha}^{-1}) = QRN / [(MS/100) \times C \times (IE/100)] \quad (\text{Equação 1})$$

Fertilizantes líquidos:

$$Dose (m^3 \text{ ha}^{-1}) = QRN / [C \times (IE/100)] \quad (\text{Equação 2})$$

em que:

Dose = quantidade de adubo orgânico a ser aplicada no solo (t ha⁻¹ para sólidos ou m³ ha⁻¹ para líquidos).

QRN = quantidade recomendada do nutriente.

MS = percentagem de matéria seca do fertilizante orgânico sólido (obtida na Tabela 1).

C = concentração de N, P_2O_5 ou K_2O no fertilizante orgânico (em $kg\ t^{-1}$, obtida na Tabela 1).

IE = índice de eficiência agrônômica do fertilizante (obtido na Tabela 4).

Considerando o mesmo exemplo para produção de milho descrito no item *Caracterização de alguns dejetos animais* (página 79), com necessidades de adubação de $160\ kg\ ha^{-1}$ de N, $120\ kg\ ha^{-1}$ de P_2O_5 e $80\ kg\ ha^{-1}$ de K_2O ; usando cama de aves como fonte de nutrientes e a Equação 1, têm-se os seguintes valores:

a) Para atender a demanda de N:

$$Dose = 160 / [(75/100) \times 38 \times (50/100)] = 11,2\ t\ ha^{-1}$$

b) Para atender a demanda de P_2O_5 :

$$Dose = 120 / [(75/100) \times 40 \times (80/100)] = 5,0\ t\ ha^{-1}$$

c) Para atender a demanda de K_2O :

$$Dose = 80 / [(75/100) \times 35 \times (100/100)] = 3,0\ t\ ha^{-1}$$

Neste caso, a recomendação técnica é usar a menor dose recomendada, ou seja, para este caso $3,0\ t\ ha^{-1}$ de cama aviária, a fim de atender a demanda de K do milho, complementando a adubação com N e P por meio de outra fonte de fertilizante mineral (Nicoloso et al., 2016). Ressalta-se que, se fosse feita a opção pela dose mais alta ($11,2\ t\ ha^{-1}$), visando atender a demanda de N, isso resultaria em um aporte excessivo de $149\ kg\ ha^{-1}$ de P_2O_5 e $214\ kg\ ha^{-1}$ de K_2O , o que deve ser evitado a fim de que sejam mitigados possíveis impactos ambientais do excesso de P, especialmente relacionados à eutrofização de águas (Gatiboni et al., 2015a). Se, por sua vez, a aplicação fosse excessiva para N, os problemas relacionados seriam a lixiviação de nitrato, a volatilização de amônia e a emissão de óxido nitroso (Aita et al., 2014).

Assim, embora sejam excelentes fertilizantes, os dejetos apresentam algumas dificuldades de uso em relação aos fertilizantes industrializados, como a baixa concentração de nutrientes nos dejetos. Isso acarreta algumas desvantagens, tais como: maiores custos de transporte e aplicação do material e, principalmente, a dificuldade

de ajuste das dosagens de dejetos conforme a necessidade de nutrientes das culturas, já que a proporção entre os nutrientes no dejetos nem sempre coincide com a demandada pelas culturas. Apesar disso, os resíduos orgânicos podem ser tranquilamente utilizados como fertilizantes dentro de um sistema racional de gestão de resíduos na propriedade rural, mas deve-se ter um manejo adequado a fim de balancear as quantidades de nutrientes aplicadas via dejetos com as necessidades das plantas, para evitar impactos ambientais indesejáveis pela adição excessiva de nutrientes. Cabe ressaltar que, quando utilizados adequadamente, os resíduos podem ser tão eficientes quanto os fertilizantes industrializados na resposta das plantas.

Resposta das plantas e impactos no solo do uso de dejetos como fertilizantes

Para exemplificar as consequências do uso de dejetos como fertilizantes em solos catarinenses, serão descritos três experimentos de longo prazo (10 anos) conduzidos por pesquisadores da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc) e Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri), em diferentes regiões do estado de Santa Catarina.

Um experimento foi conduzido por 10 anos por um grupo de pesquisa da UFSC e avaliou diferentes aspectos da adubação com dejetos de suínos. O experimento foi conduzido sob sistema plantio direto em um solo com 33% de argila, no município de Braço do Norte, SC, com cultivo de milho no verão e cobertura de aveia-preta no inverno. Os tratamentos testados foram ureia, dejetos líquidos de suíno e composto de dejetos de suínos com o objetivo de suprir a necessidade de N das culturas. Nos 10 anos de condução do experimento, de maneira geral, observou-se que o uso de dejetos de suínos ou composto de dejetos de suínos acarretou produtividades equivalentes ou superiores em relação ao uso da ureia. No período, observou-se que o uso de composto de dejetos de suínos aumentou o teor de carbono (C) do solo, melhorou a agregação do solo e diminuiu a densidade do solo, havendo um ambiente

mais favorável para o crescimento radicular (Comin et al., 2013). No entanto, esses benefícios não foram observados quando do uso de dejetos líquido de suínos. O uso dos fertilizantes orgânicos, principalmente o composto, aumentou a atividade microbiana do solo (Morales et al., 2016). O uso de dejetos líquido ou composto durante 10 anos aumentou a matéria orgânica e a CTC do solo em até 30 cm de profundidade, e o composto também provocou elevação do pH e diminuição da saturação de alumínio (Al) até a mesma profundidade. Por sua vez, o uso de dejetos líquido não afetou o pH e o Al do solo (Brunetto et al., 2012). Contudo, o uso dos fertilizantes orgânicos baseado na necessidade de N das culturas provocou grande acúmulo de outros nutrientes no solo (os quais têm demanda menor pelas culturas). Foram observados teores de P no solo de 5 a 13 vezes maiores que os valores adequados para as culturas (Guardini et al., 2012a), o que deixou esses solos com alto potencial de poluição o ambiente (Guardini et al., 2012b). Além disso, constatou-se acumulação de cobre (Cu) e zinco (Zn) no solo com o uso dos fertilizantes orgânicos (Tiecher et al., 2013), embora os altos teores desses nutrientes não tenham causado efeito tóxico para o milho (Benedet et al., 2016).

Um grupo de pesquisa da Udesc conduziu um experimento por 15 anos e avaliou diferentes aspectos da adubação com dejetos de suínos. O experimento foi conduzido sob sistema plantio direto em um solo com 68% de argila, no município de Campos Novos, SC, com cultivo de milho no verão e cobertura de aveia-preta no inverno. Os tratamentos testados foram a adubação mineral segundo recomendações técnicas e a aplicação de dejetos e doses de dejetos líquido de suínos até $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Nos 15 anos de condução do experimento, observou-se que a substituição da adubação mineral por dejetos líquidos de suínos acarretou produtividades de milho equivalentes ou superiores ao uso de adubação mineral (Cassol et al., 2012), evidenciando a efetividade dos dejetos como fornecedores de nutrientes para as plantas. Semelhantemente ao relatado anteriormente para solo arenoso, a aplicação continuada de dejetos de suínos não provocou alterações de pH (Cassol et al., 2012), mas houve manutenção da qualidade física do solo (Arruda et al., 2010) e aumento da matéria orgânica do solo (Mafra et al., 2014), enquanto o uso da adubação

mineral provocou maior reacidificação do solo (Cassol et al., 2011). Houve elevação dos teores de N, cálcio (Ca), magnésio (Mg), P e K no solo (Cassol et al., 2012; Gorskopf et al., 2015), aumentando também a perda desses nutrientes por lixiviação, exceto o P (Gorskopf et al., 2016; Sacomori et al., 2016).

Também na região de Campos Novos, SC, um grupo de pesquisadores da Epagri, representado no trabalho de Pandolfo et al. (2008), avaliou um experimento conduzido por 10 anos em um solo muito argiloso, testando vários sistemas de preparo do solo e fontes de nutrientes. Os autores mostraram que o melhor desempenho técnico foi obtido quando o solo foi manejado sob plantio direto e não houve diferença entre o uso de adubação mineral, dejetos líquidos de bovinos e dejetos líquidos de suínos; porém o uso de cama aviária teve desempenho superior em aspectos relacionados aos atributos químicos do solo e desempenho das plantas.

Pelo exposto nos exemplos descritos anteriormente, os fertilizantes orgânicos podem substituir os fertilizantes industrializados sem prejuízo para a produtividade das culturas. Além disso, o uso dos fertilizantes orgânicos retarda a reacidificação do solo e melhora a qualidade química e biológica do solo, com aumento de matéria orgânica, dos teores de macro e micronutrientes e elevação da atividade microbiana do solo. Também são observadas melhorias na qualidade física do solo, como aumento de porosidade, diminuição da densidade do solo e melhoria da agregação do solo, principalmente quando são usados fertilizantes orgânicos na forma sólida, como cama aviária ou composto de dejetos. Por sua vez, alguns nutrientes como P, Cu e Zn são acumulados no solo e podem aumentar o risco ambiental dos solos.

Problemas ambientais pelo uso excessivo de dejetos

Uma das maiores dificuldades do uso racional de dejetos é o ajuste das dosagens conforme a necessidade de nutrientes das culturas, já que a proporção entre os nutrientes no dejetos nem sempre coincide com a demandada pelas culturas. Sobre esse último aspecto, enquanto para os fertilizantes industrializados podem-se escolher entre dezenas de formulações com diversas concentrações e proporções entre

os nutrientes, nos dejetos líquidos de suínos, por exemplo, a proporção média é de $N:P_2O_5:K_2O$ de 1,9:1,6:1,0, embora essa proporção possa variar muito conforme as condições de geração e armazenamento do dejetos. Se considerarmos que as plantas necessitam muito mais N do que P, como, por exemplo, a cultura do milho, que exporta uma proporção aproximada de 2,7:1,3:1,0 de $N:P_2O_5:K_2O$ para os grãos (Bona et al., 2016), é nítido concluir que, se o dejetos for aplicado no solo para suprir a demanda de N, certamente estará sendo aplicado P além do necessário para a planta. Com isso, haverá aumento do teor desse nutriente no solo, o que constitui o principal problema ambiental relacionado ao uso de dejetos: a aplicação de doses excessivas de P.

Embora o P seja fortemente fixado às partículas do solo, as perdas em relação a esse nutriente ocorrem principalmente pelo escoamento superficial do solo e pela erosão, os quais transportam água e partículas do solo e o P ligado a elas (Gatiboni et al., 2015a, 2015b). A aplicação continuada de dejetos na camada superficial do solo provoca o enriquecimento dessa camada em P. Quando isso ocorre, o P pode ser transferido para os sistemas aquáticos com maior intensidade. A saturação desse nutriente na camada superficial também ocasiona maior liberação de P para a solução do solo e, conseqüentemente, a migração do elemento via drenagem vertical do solo (Gatiboni et al., 2015a, 2015b). O aumento de P nos sistemas aquáticos é extremamente danoso para o ambiente, pois, da mesma maneira que ele é naturalmente pobre no solo e essencial para as plantas, também é naturalmente pobre nas águas e essencial para as algas. Quando há aumento da concentração de P nas águas, ocorre rápido crescimento de algas nos sistemas aquáticos (afloramento de algas), fenômeno conhecido como eutrofização das águas, o que torna a água imprópria para seus principais usos. Dessa maneira, um dos principais impactos ambientais do uso de dejetos em doses inadequadas é a poluição com P, por isso muitos países limitam o uso de fertilizantes nos solos, baseando suas recomendações na quantidade de P que potencialmente pode ser liberada para os sistemas aquáticos.

Assim, em um sistema racional de uso de dejetos como fertilizantes, deve-se evitar a aplicação de doses excessivas de P por duas razões, ilustradas na Figura 1: a) doses elevadas de P, acima do teor crítico no solo para as plantas, não se traduzem

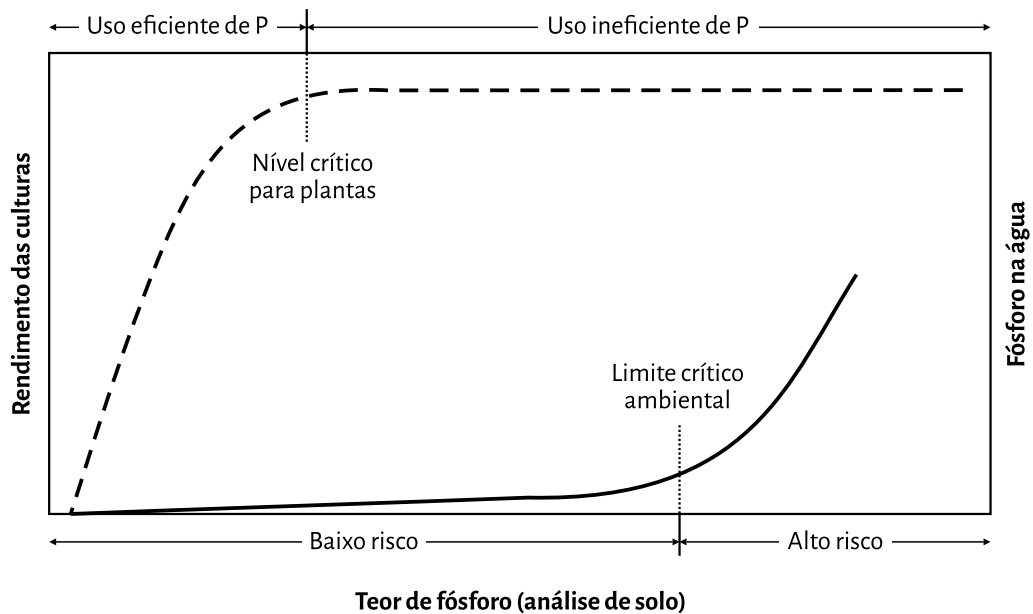


Figura 1. Representação esquemática do rendimento relativo das culturas e da quantidade de fósforo (P) na água, em função do teor de P disponível no solo, destacando-se o nível crítico de P para as culturas e o limite crítico ambiental.

Fonte: Adaptado de Bai et al. (2013).

em aumento no rendimento das culturas; b) doses excessivas de P acarretam em maior quantidade de P perdido para a água.

A Figura 1 conceitua então o que se chama de limite crítico ambiental de P (LCA-P), que é o teor de P disponível no solo a partir do qual o risco ambiental aumenta muito, pois o nutriente começa a ser liberado para a água em maior intensidade. Nesse sentido, um grupo de pesquisadores da Udesc e colaboradores (Gatiboni et al., 2015a, 2015b) constataram que o LCA-P para solos do estado de Santa Catarina era dependente do teor de argila (Figura 2), ou seja, solos mais arenosos são saturados mais rapidamente com P e começam a liberá-lo para a água em doses mais baixas, enquanto solos mais argilosos são mais resistentes, suportando doses maiores. Segundo os autores, o LCA-P pode ser calculado pela Equação 3.

$$LCA-P = 40 + \%Arg$$

(Equação 3)

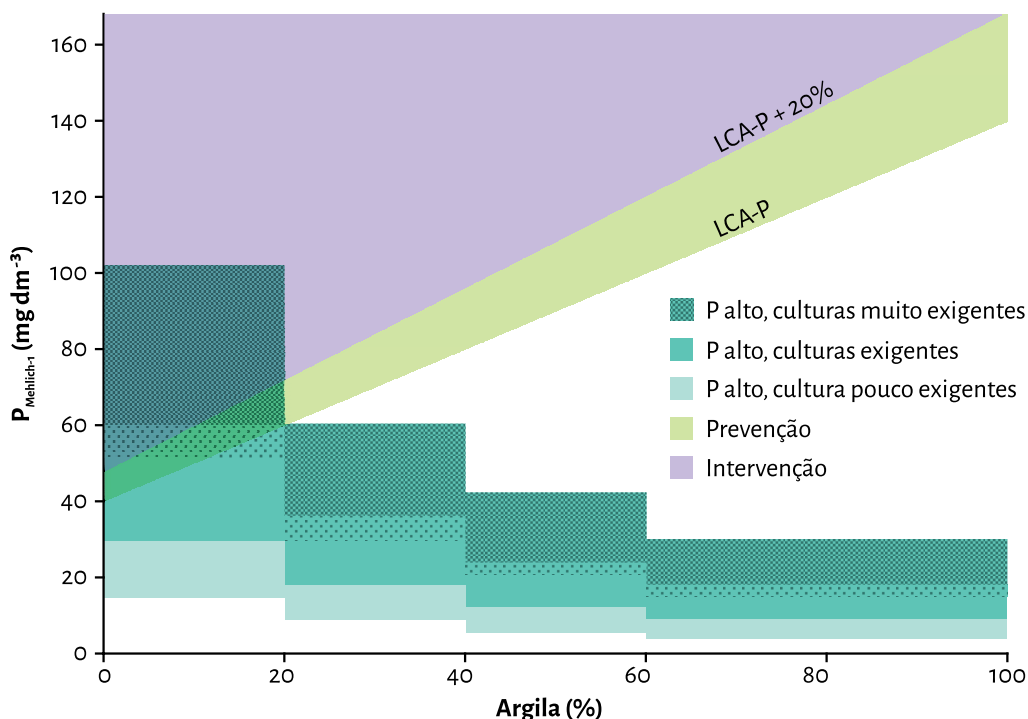


Figura 2. Relação entre teores de argila no solo, teores de P classificados como alto para culturas pouco exigentes, exigentes e muito exigentes, de acordo com a Comissão de Química e Fertilidade do Solo (CQFS-RS/SC)² e com as classes de prevenção e intervenção segundo o limite crítico ambiental de fósforo (LCA-P)¹.

Fonte: Gatiboni et al. (2015b)¹ e Manual... (2016)².

em que:

$LCA-P$ = teor máximo de P (em $mg\ dm^{-3}$) no solo, medido por Mehlich-1.

40 = constante adimensional.

$\%Arg$ = teor de argila do solo (em porcentagem).

Assim, o risco ambiental de um solo que recebeu dejetos pode ser facilmente calculado, por meio apenas de uma análise de solo. Se o teor de P disponível do solo for inferior ao valor calculado do LCA-P para aquele solo (Equação 3), há baixo risco de o solo ser fonte de poluição ambiental com P. Por sua vez, se o teor de P disponível for superior ao LCA-P calculado, o solo é fonte de poluição ambiental e a adição de P, de qualquer fonte (fertilizantes minerais ou orgânicos), deve ser restrita ou suspensa.

Nesse sentido, a legislação que regulamenta o licenciamento ambiental da suinocultura pela Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina (Fatma) (Santa Catarina, 2014) estabeleceu classes de prevenção e intervenção quanto ao risco de poluição por P com base no LCA-P. Essas classes determinam que, quando os teores de P se encontram até 20% acima do LCA-P (classe prevenção), a adubação fosfatada deve se restringir a, no máximo, 50% da dose de manutenção para a cultura a ser adubada (Manual..., 2016). Para solos com teores de P enquadrados na classe de intervenção (mais de 20% acima do LCA-P), a adubação com dejetos ou fertilizantes com P é proibida. Em ambas as classes, o produtor deve empregar medidas mitigatórias a fim de reduzir o risco de perda de P do solo e implementar um plano de manejo de nutrientes que permita a redução dos teores de P até valores abaixo do LCA-P.

A análise da Figura 2 demonstra ainda que, em solos arenosos com menos de 20% de argila, a classe Alta de disponibilidade de P para as culturas agrícolas exigentes ou muito exigentes quanto ao P se sobrepõem às classes de prevenção e intervenção definidas com base no LCA-P. Dessa maneira, a produção desse tipo de cultura em solos arenosos implica adoção obrigatória de um plano avançado de gestão de nutrientes e adubação, assim como uso de medidas que mitiguem o risco de perdas de P do solo, tais como: emprego de sistema plantio direto e plantas de cobertura de solo, terraceamento e cultivo em nível, bem como outras práticas agropecuárias que reduzam o escoamento superficial e aumentem a infiltração e retenção de água no solo. Essas mesmas práticas também são recomendadas para melhorar a gestão de nutrientes em solos mais argilosos. No entanto, como esses solos apresentam maior capacidade de reter P com menores riscos de poluição, valores de P acima da classe Alta de disponibilidade podem ser tolerados desde que abaixo do LCA-P.

Além do P, problemas ambientais também ocorrem por causa do excesso de N (Escosteguy et al., 2016), que também causa eutrofização de água. No Brasil, porém, o uso de doses excessivas de N é menos comum do que em outros países. Também, segundo Escosteguy et al. (2016), o excesso de dejetos pode causar acúmulo de Cu e Zn no solo, como relatado por Tiecher et al. (2013), o que pode causar toxidez para as plantas. Por isso, o uso de dejetos como fontes de fertilizantes na agricultura deve ser

feito seguindo critérios técnicos em relação à aplicação dos dejetos na época certa e na dose correta, evitando assim desperdícios que não trarão respostas econômicas pelas plantas e, principalmente, que podem impactar negativamente o ambiente. Além disso, há necessidade de desenvolver ferramentas eficientes de monitoramento ambiental e de avaliação de risco para áreas com aplicação de dejetos animais.

Considerações finais

Num cenário de agricultura moderna, em que se deve primar pela máxima eficiência de utilização dos insumos, não faz sentido tratar os dejetos animais como resíduos agropecuários. É mais racional considerá-los como subprodutos, os quais devem ser eficientemente reciclados dentro da cadeia produtiva. Assim, a reutilização racional dos dejetos para a fertilização do solo deve ser tratada como necessidade básica dentro dos sistemas de produção. Há muitas pesquisas realizadas no Brasil que comprovam a eficiência do uso dos dejetos como fertilizantes. Contudo, as aplicações de dejetos nos solos agrícolas devem ser feitas sob rigorosos preceitos técnicos, já que é muito comum ocorrerem aplicações excessivas, as quais acarretam em poluição ambiental.

Para monitorar áreas de aplicação de dejetos e coibir excessos, o estado de Santa Catarina dispõe de sistema ainda incipiente de avaliação de risco ambiental do excesso de P aplicado via dejetos. Essa ferramenta traz avanços que visam classificar os solos pelo seu potencial de transferir P para os sistemas aquáticos, mas é um método que ainda precisa ser melhorado pela inclusão de outros fatores (além do teor de argila do solo) que afetam o risco de transferência de P para o ambiente. Essa ferramenta ou outras similares necessitam ser estabelecidas e calibradas para o monitoramento de outros elementos químicos que possam impactar negativamente o ambiente quando da aplicação de dejetos de animais, como o N, Cu e Zn.

Referências

- AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; PUJOL, S. B.; NICOLOSO, R. S.; CORRÊA, J. C. Aproveitamento dos dejetos de suínos e bovinos como fertilizantes: impactos ambientais e estratégias de mitigação. In: PALHARES, J. C. P.; GEBLER, L. (Org.). **Gestão ambiental na agropecuária**. Brasília, DF: Embrapa, 2014. v. 2, p. 199-234.
- ARRUDA, C. A. O.; ALVES, M. V.; MAFRA, A. L.; CASSOL, P. C.; ALBUQUERQUE, J. A.; SANTOS, J. C. P. Aplicação de dejetos suíno e estrutura de um latossolo vermelho sob semeadura direta. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 34, n. 4, p. 804-809, jul./ago. 2010.
- BAI, Z.; LI, H.; YANG, X.; YANG, X. Y.; ZHOU, B. K.; SHI, X. J.; WANG, B. R.; The critical soil P levels for crop yield, soil fertility and environmental safety in different soil types. **Plant and Soil**, v. 372, n. 1-2, p. 27-37, 2013.
- BENEDET, L.; COMIN, J. J.; PESCADOR, R.; OLIVEIRA, P. A. V.; BELLI FILHO, P.; DE CONTI, L.; COUTO, R. R.; LOVATO, P. E.; CESCO, S.; MIMMO, T.; BRUNETTO, G. 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**, n. 227, p. 1-15, Nov. 2016.
- BONA, F. D.; ESCOSTEGUY, P. A. V.; SOUSA, R. O.; SILVA, L. S.; GATIBONI, L. C. Grãos. In: SILVA, L. S.; GATIBONI, L. C. (Org.). **Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 11 ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. p. 101-134.
- BRUNETTO, G.; COMIN, J. J.; SCHMITT, D. E.; GUARDINI, R.; MEZZARI, C. P.; OLIVEIRA, B. S.; MORAES, M. P.; GATIBONI, L. C.; LOVATO, P. E.; CERETTA, C. A. Changes in soil acidity and organic carbon in a sandy typic hapludalf after medium-term pig-slurry and deep-litter application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 5, p. 1620-1628, Oct./Nov. 2012. DOI: 10.1590/S0100-06832012000500026.
- CASSOL, P. C.; COSTA, A. C.; CIPRANDI, O.; PANDOLFO, C. M.; ERNANI, P. R. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1911-1923, 2012.
- CASSOL, P. C.; SILVA, D. C. P.; ERNANI, P. R.; KLAUBERG FILHO, O.; LUCRÉCIO, W. Atributos químicos em Latossolo Vermelho fertilizado com dejetos suíno e adubo solúvel. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 10, n. 2, p. 103-112, 2011.

COMIN, J. J.; LOSS, A.; VEIGA, M.; GUARDINI, R.; SCHMITT, D. E.; OLIVEIRA, P. A. V.; BELLI FILHO, P.; COUTO, R. R.; BENEDET, L.; MULLER JUNIOR, V.; BRUNETTO, G. Physical properties and organic carbon content of a typic hapludult soil fertilized with pig slurry and pig litter in a no-tillage system. **Soil Research**, v. 51, n. 5, p. 459-470, Apr. 2013. DOI: 10.1071/SR13130.

ESCOSTEGUY, P. A. V.; GATIBONI, L. C.; NICOLOSO, R. da S.; BRUNETTO, G.; SILVA, L. S. da; BLEY, H. Calagem e adubação e a qualidade ambiental. In: MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. p. 331-342.

GATIBONI, L. C.; SILVA, L. S.; ANGHINONI, I. Diagnóstico da fertilidade do solo e recomendação da adubação. In: SILVA, L. S. da; GATIBONI, L. C. (Org.). **Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 11 ed. Porto Alegre: SBCS-NRS, 2016. p. 89-99.

GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHMITT, D. E.; CASSOL, P. C.; OLIVEIRA, C. M. B. Soil phosphorus thresholds in evaluating risk of environmental transfer to surface waters in Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 1225-1234, 2015a.

GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHMITT, D. E.; CASSOL, P. C.; OLIVEIRA, C. M. B. Limite crítico ambiental de fósforo para solos sul-brasileiros com adição de altas doses de nutrientes. In: NASCIMENTO, C. W. A.; SOUZA JUNIOR, V. S.; FREIRE, M. B. G. S.; SOUZA, E. R.; (Ed.). **Tópicos em Ciência do Solos**. Viçosa, MG: SBCS, 2015b. p. 144-171.

GROHSKOPF, M. A.; CASSOL, P. C.; CORREA, J. C.; ALBUQUERQUE, J. A.; ERNANI, P. R.; MAFRA, M. S. H.; MAFRA, A. L. Soil Solution Nutrient Availability, Nutritional Status and Yield of Corn Crown in a Typic Hapludox under Twelve Years of Pig Slurry Fertilizations. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. 1-13, July 2016. DOI: 10.1590/18069657rbc20150341.

GROHSKOPF, M. A.; CASSOL, P. C.; CORREA, J. C.; MAFRA, M. S. H.; PANISSON, J. Organic nitrogen in a typic hapludox fertilized with pig slurry. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 127-139, Jan./Feb. 2015. DOI: 10.1590/01000683rbc20150080.

GUARDINI, R.; COMIN, J. J.; SANTOS, D. R.; GATIBONI, L. C.; TIECHER, T.; SCHMITT, D. E.; BENDER, M. A.; BELLI FILHO, P.; OLIVEIRA, P. A. V.; BRUNETTO, G. Phosphorus

accumulation and pollution potential in a hapludult fertilized with pig manure. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 4, p. 1333-1342, July/Aug. 2012b. DOI: 10.1590/S0100-06832012000400027.

GUARDINI, R.; COMIN, J. J.; SCHMITT, D. E.; TIECHER, T.; BENDER, M. A.; SANTOS, D. R.; MEZZARI, C. P.; OLIVEIRA, B. S.; Gatiboni, L. C.; BRUNETTO, G. Accumulation of phosphorus fractions in typic Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep pig litter in a no-tillage system. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 93, n. 2, p. 215-225, 2012a.

MAFRA, M. S. H.; CASSOL, P. C.; ALBUQUERQUE, J. A.; CORREA, J. C.; GROHSKOPF, M. A.; PANISSON, J. Acúmulo de carbono em Latossolo adubado com dejetos líquidos de suínos e cultivado em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 49, n. 8, p. 630-638, ago. 2014.

MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. 376 p.

MIELE, M.; SILVA, M. L. B.; NICOLOSO, R. S.; CORRÊA, J. C.; HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; SANDI, A. J. Tratamento dos efluentes de usina de biogás. **Revista de Política Agrícola**, v. 24, n. 1, p. 31-46, 2015.

MORALES, D.; VARGAS, M. M.; OLIVEIRA, M. P.; TAFFE, B. L.; COMIN, J. J.; SOARES, C. R.; LOVATO, P. Response of soil microbiota to nine-year application of swine manure and urea. **Ciência Rural**, v. 46, n. 2, p. 260-266, Feb. 2016. DOI: 10.1590/0103-8478cr20140565.

NICOLOSO, R. S.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; CERETTA, C. A.; SPAGNOLLO, E.; CASSOL, P. C.; COMIN, J. J.; BRUNETTO, G. Adubos e adubação orgânica. In: SILVA, L. S.; GATIBONI, L. C. (Org.). **Manual de Calagem e Adubação para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 11. ed. Frederico Westphalen: NRS-SBCS, 2016. p. 317-328.

NICOLOSO, R. S.; OLIVEIRA, P. A. V. Modelo de gestão e de licenciamento ambiental para a suinocultura brasileira. In: PALHARES, J. C. P. (Org.). **Produção animal e recursos hídricos**. São Carlos: Cubo, 2016. p. 97-104.

OLIVI, M. C.; DIAS, R. S.; NICOLOSO, R. S. Análise técnica-econômica sobre o uso agronômico do biofertilizante dos dejetos de suínos na microbacia Santa Fé no município

de Itapiranga-SC. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGRONOMIA, 29., 2015, Foz do Iguaçu. Desafios e oportunidades profissionais: anais. Curitiba: Confea-PR, 2015. 1 CD-ROM.

PANDOLFO, C. M.; CERETTA, C. A.; VEIGA, M.; MASSIGNAM, A. M. Análise técnica de fontes de nutrientes associadas com preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 759-768, 2008. DOI: 10.1590/S0100-06832008000200030.

RUSSELLE, M. P.; BLANCHET, K. M.; RANDALL, G. W.; EVERET, L. A. Characteristics and nitrogen value of stratified bedded pack dairy manure. **Crop Management Research**, 2009. DOI: 10.1094/CM-2009-0717-01-RS.

SACOMORI, W.; CASSO, P. C.; ERNANI, P. R.; MIQUELLUTI, D. J.; COMIN, J. J.; GATIBONI, L. C. Concentração de nutrientes na solução do subsolo de lavoura fertilizada com dejetos suíno. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 15, p. 245-258, 2016. DOI: 10.5965/223811711532016245

SANTA CATARINA (Estado). **Instrução Normativa 11, versão outubro/2014**. Santa Catarina: Fatma, 2014. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br/ckfinder/userfiles/arquivos/ins/11/IN%2011%20Suinocultura.pdf>>. Acesso em: 10 set. 2018.

TIECHER, T.; CERETTA, C. A.; COMIN, J. J.; GIROTO, E.; MIOTTO, A.; MORAES, M. P.; BENEDET, L.; FERREIRA, P. A. A.; LORENZI, C. R.; COUTO, R. R.; BRUNETTO, G. Forms and accumulation of copper and zinc in a sandy typic hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep litter. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p. 812-824, May/June 2013. DOI: 10.1590/S0100-06832013000300028