



Foto: Rodrigo Moro de Miranda

Capítulo 6

O balanço de nutrientes como indicador
de riscos ambientais no uso de dejetos
animais como fertilizante no solo

*Milton Antônio Seganfredo
Cláudio Rocha de Miranda
Leonardo Guaresi*

Introdução

A produção intensiva de aves e suínos em sistemas confinados e, mais recentemente, de bovinos de corte e de leite em sistemas de integração lavoura-pecuária tem sido uma importante alternativa para a geração de renda nas pequenas propriedades rurais dos três estados do Sul do Brasil; Rio Grande do Sul, Paraná e Santa Catarina.

Nessas propriedades, caracterizadas pela escassez de terras aptas para a agricultura mecanizada e baixa disponibilidade de mão de obra, a produção animal intensiva possibilita aumento de renda comparativamente à alternativa da produção de grãos, que é uma atividade de menor densidade econômica (Allegretti, 2013; Miele; Miranda, 2013; Zanin et al., 2014).

No âmbito mundial, o setor da produção animal é altamente dinâmico, sendo que nos países em desenvolvimento está evoluindo rapidamente em resposta à crescente demanda por produtos de origem animal. Já nos países desenvolvidos, enquanto os sistemas de produção estão aumentando a sua eficiência e sustentabilidade ambiental, a demanda por esses produtos está estagnada. As mudanças históricas na demanda por produtos de origem animal vêm sendo dirigidas principalmente pelo aumento da população, aumento de renda e urbanização, enquanto a resposta de diferentes sistemas de produção animal tem sido associada ao uso da ciência e tecnologia e também pelo aumento do número de animais (Thornton, 2010).

Desde a expansão da produção intensiva de animais, especialmente em sistemas confinados iniciada na década de 1970, verificou-se a primazia pelo alto padrão tecnológico empregado na genética, sanidade, nutrição animal e manejo dos rebanhos (Dalla Costa, 1993; Canever et al., 1997; Ito et al., 2016).

Para esses sistemas, além do uso de linhagens melhoradas, os principais avanços a serem citados são a menor espessura de toucinho, melhor conversão alimentar, maior precocidade e número de leitões por leitegada para suínos (Guimarães et al., 2017; Gonçalves et al., 2018); melhor conversão alimentar, maior velocidade de crescimento e menor tempo até o abate para aves de corte; e maior produtividade de ovos para aves de postura (Rodrigues et al., 2014; Amaral et al., 2016; Schmidt; Silva, 2018).

No caso da bovinocultura de corte e de leite, destaca-se o uso da inseminação artificial, alto padrão zootécnico dos rebanhos, uso de pastagens de mais alta produtividade tanto no inverno quanto no verão, além da suplementação alimentar, sendo esses os principais fatores que contribuem para a maior precocidade e prolificidade dos bovinos de corte, e maior produtividade de leite e menor intervalo entre partos para as vacas leiteiras (Carvalho et al., 2003; Bovinocultura..., 2010; Avelar, 2012; Casa..., 2012; Nunes et al., 2012; Ito et al., 2016; Gomes et al., 2017).

Entretanto, quanto ao manejo e reciclagem das excreções oriundas desses sistemas, a literatura sobre o assunto indica que as ações, via de regra, restringiam-se ao seu uso como fertilizantes do solo, seguindo a concepção predominante de que os DA constituíam-se em fonte rica de nutrientes para as plantas e um substituto de baixo custo para os fertilizantes químicos (Ernani, 1984; Seganfredo, 2000; Konzen, 2003). Não é o objetivo principal deste trabalho tratar do potencial fertilizante dos DA, porém, pode-se encontrar informações sobre esse assunto na seguinte literatura: Ernani (1984), Konzen (2003), Benedetti et al. (2009); Silva et al. (2010); Figueroa et al. (2012); Hentz et al. (2016); Boit et al. (2018).

A partir do ano 2000, com o aumento da escala de produção (Ito et al., 2016; IBGE, 2019), a contabilização dos custos do uso de dejetos animais (DA) como fertilizantes do solo (Seganfredo; Giroto, 2005; Pandolfo; Ceretta, 2008) e, principalmente, com os avanços no conhecimento sobre a poluição difusa causada por essa prática, tornou-se imprescindível ponderar sobre o equilíbrio na relação entre a oferta de nutrientes via DA e as áreas agrícolas necessárias para a sua recepção (FAO, 2009; Scherer et al., 2010; Jenkins et al., 2011; Sharpley et al., 2012; Seganfredo, 2013; Withers et al., 2014; Craig; Roberts, 2015). Além disso, a superposição de criações intensivas de suínos, aves e bovinos nas mesmas áreas faz com que a quantidade de dejetos exceda a capacidade de sua reciclagem unicamente na condição de fertilizantes do solo. Cenários dessa natureza proliferam nas regiões de criações confinadas, tipicamente de alta carga animal por propriedade rural e reduzida área agrícola apta para uso dos seus dejetos como fertilizantes do solo (Seganfredo et al., 2003; IBGE, 2017, 2019).

A premissa de que o uso de DA como fertilizantes do solo é uma prática agrícola de baixo custo e inócua quanto aos riscos ambientais vem merecendo reavaliação face aos custos e casos de poluição difusa que se multiplicam, principalmente relacionados ao fósforo (P) e nitrogênio (N) (Maguirre et al., 2009; Couto et al., 2015; Wang et al., 2015; Liu et al., 2017).

Apesar dos conflitos e controvérsias, a literatura sobre o uso dos DA como fertilizantes do solo já contém evidências sobre a necessidade de que, além do potencial fertilizante desses resíduos, sejam avaliados também os riscos ambientais dessa prática. Para uma avaliação mais detalhada sobre esses aspectos, faz-se necessário relacionar as formas e quantidades acumuladas no solo com o potencial de transferência dessas para os recursos hídricos (Giroto et al., 2010; Scherer et al., 2010; Kleinman et al., 2011; Jarvie et al., 2013; Seganfredo, 2013).

Em função do desbalanço entre as quantidades de nutrientes adicionadas via DA e aquelas removidas pelas plantas, o uso continuado e/ou intensivo desses resíduos poderá causar, no longo prazo, o acúmulo de nutrientes no solo, transformando-o em fonte potencial de poluição dos recursos hídricos (Seganfredo, 2001; Maguire et al., 2009; Scherer et al., 2010; Manual..., 2016). Nessas condições, a capacidade finita de adsorção de nutrientes pelo solo se torna progressivamente menor tanto nas suas formas de cátions quanto de ânions (Sims et al., 1998; Wang et al., 2015; Reid et al. 2016).

Tal ocorrência tem sido demonstrada em repetidas pesquisas realizadas em áreas com uso de DA, confirmando que, além do acúmulo no solo, ocorrem aumentos nas formas mais facilmente disponíveis, que são mais vulneráveis às transferências via escoamento superficial e subsuperficial, sendo os elementos de maior risco nessas circunstâncias o N e o P (Maguire et al., 2009; Ceretta et al., 2010; Scherer et al., 2010).

Conforme Liu et al. (2017), os animais e suas dejeções contribuem com 40% a 65% das emissões de amônia (NH_3) de origem antropogênica e com 40% a 60% das emissões de óxido nitroso (N_2O). Além das perdas de gases para a atmosfera, são também relevantes as perdas de nitratos (NO_3) para os recursos hídricos, sendo que essas perdas de N criam uma cascata de efeitos negativos sobre a biodiversidade, clima e saúde humana. Por sua vez, as perdas de P por escoamento superficial e subsuperficial no solo estão relacionadas principalmente com a poluição dos recursos hídricos, eutrofização

e perdas de diversidade biológica (Ceretta et al., 2005; Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2014; Liu et al., 2017).

Para um experimento utilizando doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) de 0, 20, 40 e 80 m³/ha em solo cultivado no verão e inverno, Ceretta et al. (2005) relataram perdas superiores a 10 mg/L de N-NO₃ nos tratamentos que receberam DLS em vários períodos analisados, mesmo computando os N-NO₃ existentes apenas nas águas de escoamento superficial. Para DLS contendo em média 50% do N total na forma mineralizada, as perdas de N por volatilização foram de 23%, 24% e 26% para as doses de 20 m³/ha, 40 m³/ha e 80 m³/ha, respectivamente. No mesmo experimento, as perdas de P por escoamento superficial, em vários períodos do ano, ultrapassaram os limites toleráveis de 5 kg/ha por ano (USDA/NRCS, 2012) em áreas agrícolas com uso de DLS ou fertilizantes químicos. Perdas de P superiores a 5 kg/ha por ano foram observadas também por Basso (2003) num Argissolo Vermelho Distrófico arênico do Sul do Brasil.

Nesses cenários, para que se possa avaliar as perspectivas de sustentabilidade do serviço ecossistêmico de reciclagem de nutrientes, torna-se imprescindível a disponibilidade de ferramentas de baixo custo e de uso simplificado que possibilitem avaliar de maneira rápida e confiável se as terras de uma determinada propriedade são suficientes ou não para comportar as dejeções dos rebanhos atuais ou aqueles previstos em projetos de expansão ou ampliação, principalmente de aves, suínos e bovinos leiteiros.

Uma alternativa exequível que atende essas premissas é o balanço de nutrientes, no qual relacionam-se as quantidades de nutrientes disponíveis para uso como fertilizantes do solo com as quantidades de nutrientes potencialmente consumidos pelos sistemas de cultivo conduzidos numa propriedade rural qualquer ou âmbito geográfico de interesse. Primeiramente, determinam-se as quantidades de nutrientes excretados pelos rebanhos, partindo-se de sua excreção média diária e, em seguida, aquelas potencialmente consumidas pelos sistemas de cultivo (Seganfredo, 2003). A estimativa do consumo de nutrientes é feita a partir dos teores de nutrientes do solo, os quais são conhecidos mediante a análise química do solo, e das demandas de nutrientes das espécies que compõem o sistema, essas conhecidas através das recomendações oficiais de adubação para a região onde se localiza a propriedade rural de interesse (Manual..., 2016).

Para verificar a validade do balanço de nutrientes como alternativa para avaliar os riscos potenciais de poluição ambiental devidos ao uso de DA como fertilizantes do solo, conduziu-se um estudo de caso utilizando a relação entre os teores de N e P excretados pelos rebanhos e as áreas agrícolas de uma propriedade rural familiar situada no oeste de Santa Catarina, com produção intensiva de suínos e aves e, em menor escala, de bovinos de corte e de leite.

Metodologia utilizada para a realização do balanço de nutrientes

Para a realização do balanço de nutrientes, que envolve o cálculo da relação disponibilidade de nutrientes/áreas agrícolas para seu uso como fertilizantes do solo, consideraram-se as seguintes informações:

- Área total da propriedade de 55,6 ha, dos quais 13 ha são ocupados com culturas anuais, 9 ha com reflorestamento de eucaliptos e pinus, 2,5 ha com instalações, 6,5 ha com gramíneas perenes de estação quente para pastoreio (PEQ), sendo 3,0 ha com pastagem de braquiária (B), 1,0 ha com pastagem de tifton (T), 1,5 ha com pastagem de hemarthria (H) e 1,0 ha com pastagens naturalizadas compostas predominantemente de gramíneas do gênero *Axonopus* spp. (PN), e os demais 24,6 ha com mata secundária. Em função do difícil acesso de máquinas, os 6,5 ha de PEQ não são utilizados para a distribuição de DA. Rebanho suíno de 315 animais repetindo-se anualmente três lotes de 115 dias, considerando-se para fins deste estudo de caso excreção média diária (EMD) de 30,4 g de N e 4,85 g de P por suíno e taxa de excreção de 55% sobre o N e P ingeridos, conforme relatado em Caputi et al. (2012). O cálculo da diferença entre o N excretado e o volatilizado (EXCRE-VOL) dos DLS foi feito descontando-se do N aplicado ao solo (30,4 g por suíno por dia), a taxa de volatilização de N de 36% sobre o N excretado, essa representativa de várias pesquisas realizadas nos Estados Unidos e União Europeia (Doorn et al., 2002; Arago et al., 2003), concluindo-se que 64% do N aplicado permanece no solo, ou seja, 19,5 g.

- Rebanho avícola com 42 mil frangos de corte, sete lotes por ano com 42 dias para cada lote e EMD de N-Total estimada em 1,54 g de N por ave por dia, partindo-se de 1,34 g de N por ave por dia captado nas camas (Caputi et al., 2012) e o acréscimo de 14,8% sobre esse total (Guizoiu; Béline, 2005), visando compensar o N-NH₃ volatilizado das camas por ave por dia. Para o cálculo do N-Total EXCRE-VOL, que resultou em 1 g por ave por dia, considerou-se as perdas por volatilização de N-NH₃ de 25% sobre o N-Total aplicado na superfície do solo para a média de camas com e sem compostagem (Richart et al., 2014). Para o P-Total EXCRE-VOL, considerou-se o P-Total excretado de 0,26 g por ave por dia (Caputi et al., 2012), ou seja, sem desconto de perdas por volatilização, tendo-se que esse elemento não faz parte de processos de gaseificação em DA (USDA-NRCS, 2007).
- Rebanho bovino de 11 cabeças composto por 4 vacas leiteiras com peso vivo (PV) médio de 550 kg e 5 novilhos e 2 novilhas com PV médio de 283 kg. Para a alimentação das vacas, considerou-se matéria seca diária (MS) de 11,5 kg por animal por dia proveniente de azevém anual com média de proteína bruta (PB) de 15% (Restelatto et al., 2011) durante cinco meses e do acesso durante sete meses às pastagens B, T, H e PN contendo média de PB de 12% (Flaresso et al., 2001), além de suplementação diária de 3,1 kg de milho em grãos. Quanto à alimentação dos novilhos e novilhas, considerou-se 6 kg MS por animal por dia, essa obtida de pastagem de azevém anual durante sete meses, das pastagens B, T, H durante cinco meses, além do acesso às PN durante todo o ano e mais a suplementação diária de 0,6 kg de milho em grãos.
- EMD ponderada de todas as classes do rebanho bovino da propriedade de 21 g de P e de 139 g de N por dia, partindo-se da soma do N e P ingeridos das pastagens e dos suplementos concentrados, e da taxa média de excreção de 65% para o N e P (National Research Council, 2001; Moreira, 2009; Almeida, 2018). Destaca-se que a bovinocultura leiteira, num balanço geral, foi classificada como pouco tecnificada, e, também, que das quantidades de N excretado devem ser descontadas aquelas do N perdido por volatilização nas pastagens. Para sistema de alimentação similar ao deste estudo de caso, Almeida (2018) observou perdas de N-NH₃ de 27% sobre o N-Total excretado, enquanto que as perdas

por volatilização de $N-NO_2$ foram de apenas 0,66%. A partir desses dados, a quantidade de N-Total EXCRE-VOL foi estimada em 110 g por animal por dia, enquanto que a de P foi de 21 g por animal por dia, uma vez que esse elemento não faz parte de processos de gaseificação (USDA-NRCS, 2007).

- Para a análise do balanço entre as áreas agrícolas e o N e P EXCRE-VOL foram projetadas seis alternativas de cultivo de alta demanda de nutrientes, que possibilitassem incorporar a experiência já existente na propriedade quanto aos cultivos, e ao mesmo tempo diminuir a dependência de áreas de terceiros. Embora o uso de áreas de terceiros seja uma das alternativas previstas em legislação para o destino dos DA quando a propriedade não comporta a totalidade dos nutrientes provenientes dos seus rebanhos, a mesma vem enfrentando limitações face ao aumento dos rebanhos e à reduzida disponibilidade de terras aptas para essa finalidade, além dos custos operacionais e logística do transporte e aplicação ao solo (Santa Catarina, 2014).

O consumo de N e P para cada uma das seis alternativas abaixo descritas foi calculado com bases nas recomendações oficiais de adubação de manutenção existentes em Manual..., (2004).

- **Alternativa Ia:** um ciclo de milho para silagem seguido de um ciclo de milho para grãos, e mais um ciclo de trigo, estimando-se as produtividades respectivas de 18 t/ha de MS, 5 t/ha de grãos e 4 t/ha de grãos.
- **Alternativa IIa:** um ciclo de milho para grãos com produtividade estimada em 10,5 t/ha, seguido de um ciclo de sete meses com azevém anual com expectativa de produtividade de MS de 7 t/ha.
- **Alternativa IIIa:** um ciclo de milho para grãos com produtividade estimada em 10,5 t/ha, seguido de um ciclo com trigo prevendo-se 4 t/ha de grãos e mais um ciclo de sete meses com azevém anual com potencial produtivo de MS de 7 t/ha.
- **Alternativas Ib, IIb e IIIb:** Todas elas possuem os mesmos componentes das suas equivalentes Ia, IIa e IIIa, porém, projetando-se a aplicação dos DA também nos 6,5 ha de PEQ. Ressalva-se, entretanto, que devido ao difícil acesso de máquinas, nessas áreas não são aplicados DA.

A projeção desses três cenários teve como motivação a baixa proporção de áreas mecanizáveis e a complexidade da reciclagem dos DA nas pequenas propriedades com produção animal intensiva no oeste de Santa Catarina, nas quais torna-se imperativo o aproveitamento de todas as áreas potencialmente aptas para o uso dos DA, inclusive aquelas ocupadas com PN.

Resultados obtidos a partir da aplicação da metodologia do balanço de nutrientes

Os totais de nutrientes EXCRE-VOL obtidos da diferença entre os nutrientes excretados pelos rebanhos e aqueles perdidos por volatilização se encontram na Tabela 1, onde verifica-se que na soma das três espécies, os valores anuais são de cerca de 14.909 kg de N e 8.752 kg de P_2O_5 .

Tabela 1. Quantidades de N e P_2O_5 de dejetos animais, com base nas taxas de excreção e volatilização por espécie e total dos rebanhos, numa propriedade rural com produção intensiva de animais no oeste de Santa Catarina.

Espécie animal	Rebanho	Nutrientes EXCRE-VOL (kg/ano) ¹	
		N	P_2O_5
Aves	42.000	12.348	7.352
Suínos	315	2.119	1.207
Bovinos leiteiros	11	442	193
Total		14.909	8.752

¹Nutrientes EXCRE-VOL representam a diferença entre o N e P excretados pelos rebanhos e aqueles perdidos por volatilização, conforme descrito no item "Metodologia utilizada para a realização do balanço de nutrientes".

Conforme relatado em extensa revisão de literatura realizada por Doorn et al. (2002), as perdas de $N-NH_3$ por volatilização apresentam ampla variação, dependendo da temperatura ambiental, pH, alimentação e manejo dos animais, sistema de manejo e armazenamento dos dejetos, localização geográfica dos criatórios, além da época do ano, hora do dia e forma de aplicação; com ou sem incorporação. Também são importantes a temperatura do solo e as condições ambientais no dia da aplicação e nas próximas 96 horas após a aplicação ao solo (Basso, 2003).

Como referência para este estudo de caso, considerou-se o N EXCRE-VOL de 1 g por dia para as aves, 19,5 g por dia para os suínos e 110 g por dia para os bovinos, enquanto para o P os valores foram de 0,26 g por dia para aves, 4,85 g por dia para suínos e 21 g por dia para os bovinos, conforme critérios e cálculos apresentados no item “Metodologia utilizada para a realização do balanço de nutrientes”. Para o balanço de nutrientes, no qual se relaciona o total de nutrientes com o total de áreas agrícolas aptas para seu uso, foram consideradas também as quantidades de nutrientes fornecidos pelos fertilizantes químicos. Essa providência se torna essencial, pois a adição deles implica em diminuição das quantidades de nutrientes a serem adicionados via DA. A desproporção entre os nutrientes disponibilizados pelas aves em relação às demais espécies já era esperada e se justifica pelo número expressivamente maior de aves, que resultou em maior quantidade de nutrientes excretados, corroborando a literatura sobre o assunto (Doorn et al., 2002; National Research Council, 2001).

Na Tabela 2, estão os resultados do balanço de nutrientes das seis alternativas de cultivo planejados para a propriedade em questão, cuja descrição e premissas encontram-se no item “Metodologia utilizada para a realização do balanço de nutrientes”. As alternativas de cultivo do grupo Ib-IIb-IIIb apresentaram maior consumo de N e P dos DA do que suas equivalentes Ia-IIa-IIIa em função do uso intensivo do solo no inverno e no verão e o cultivo do milho para silagem, que é uma das alternativas de cultivo de maior capacidade de extração de nutrientes dentre aquelas cultivadas no RS e SC (Manual..., 2004). Sobre a equivalência das alternativas de cultivo IIa com IIIa e IIb com IIIb quanto à capacidade de consumo de N e P, a mesma se justifica pelo igual tipo de uso do solo no verão (milho) e também porque, embora sejam usadas diferentes culturas no inverno (trigo e azevém anual; ambas gramíneas), as recomendações oficiais de adubação de N e P para elas são as mesmas (Manual..., 2004).

Tabela 2. Potencial de consumo de N e P₂O₅ provenientes de dejetos animais para seis alternativas de cultivo agrícola numa propriedade rural com produção intensiva de animais no oeste de Santa Catarina.

Alternativas de cultivo	Área (ha)		Consumo por área (kg/ha) ¹		Consumo total (kg/ha)	
	N	P ₂ O ₅	N	P ₂ O ₅	N	P ₂ O ₅
Alternativas Ia e Ib						
Milho silagem cultivares precoces	13	190	190	190	2.470	2.470
Milho para grãos (5 t/ha)	9	85	85	60	765	540
Trigo para grãos (4 t/ha)	4	120	120	60	480	240
Consumo total pelas PEQ ²	6,5	-	-	-	1.145	450
N e P ₂ O ₅ de fertilizantes químicos	-	-	-	-	1.111	721
Alt. Ia: potencial de uso de DA, não incluindo áreas PEQ ²	-	-	-	-	2.604	2.529
Alt. Ib: potencial de uso de DA, incluindo áreas PEQ ²	-	-	-	-	3.749	2.979
Alternativas IIa e IIb						
Milho para grãos (10,5 t/ha)	13	168	168	143	2.178	1.853
Azevém anual para integração lavoura-pecuária	13	120	120	60	1.560	780
Consumo total pelas PEQ ¹	6,5	-	-	-	1.145	450
N e P ₂ O ₅ de fertilizantes químicos	-	-	-	-	1.111	721
Alt. IIa: potencial de uso de DA, não incluindo áreas PEQ ²	-	-	-	-	3.772	2.362
Alt. IIb: potencial de uso de DA, incluindo áreas PEQ ²	-	-	-	-	2.627	1.912

Continua...

Tabela 2. Continuação...

Alternativas de cultivo	Área (ha)	Consumo por área (kg/ha) ¹		Consumo total (kg/ha)
		N	P ₂ O ₅	
Alternativas IIIa e IIIb				
Milho para grãos (10,5 t/ha)	13	168	143	1.853
Trigo para grãos (4 t/ha)	4	120	60	240
Azevém anual para integração lavoura-pecuária	9	120	60	540
Consumo total pelas pastagens perenes de estação quente	6,5			450
N e P ₂ O ₅ de fertilizantes químicos	-	-	-	721
Alt. IIIa: potencial de uso de DA, não incluindo áreas PEQ ²	-	-	-	2.362
Alt. IIIb: potencial de uso de DA, incluindo áreas PEQ ²	-	-	-	1.912

¹Fonte: Manual..., 2004.

²PEQ: Pastagens perenes de estação quente.

Na Tabela 3, mostra-se o balanço entre o total de nutrientes EXCRE-VOL e o total usado como fertilizante do solo, as sobras anuais e a proporção entre nutrientes excretados e usados para as seis alternativas de cultivo projetadas para a propriedade rural objeto deste estudo de caso.

Na referida Tabela, observa-se que as alternativas Ib, IIb e IIIb apresentaram maior consumo de N dos DA do que as alternativas Ia, IIa e IIIa, verificando-se o mesmo padrão para a proporção entre os nutrientes usados e excretados. O maior consumo de P das alternativas Ia e Ib em relação às demais se deve à inclusão do cultivo do milho para silagem, que é um dos mais exigentes em P_2O_5 entre aqueles cultivados do RS e SC, conforme o Manual..., (2016). A equivalência entre as alternativas IIa e IIIa e IIb e IIIb quanto ao consumo de N e P_2O_5 se explica pela mesma razão descrita ao final do segundo parágrafo acima, referente à Tabela 2.

Sobre o padrão inverso para as sobras anuais, o mesmo se mostra coerente, uma vez que, para maior consumo de nutrientes, menor quantidade permanecerá no solo. Os maiores valores de N apresentados pelo grupo Ib-IIb-IIIb em relação ao grupo Ia-IIa-IIIa se devem, essencialmente, à aplicação dos DA também nos 6,5 ha de áreas com PEQ, pois os demais componentes são iguais. Entretanto, apesar das PEQ aumentarem o consumo dos nutrientes provenientes dos DA, a quantidade máxima consumida seria de apenas 33,9% dos nutrientes excretados.

Quanto ao P, repetiu-se o mesmo padrão do N para o consumo, sobras anuais e proporção entre os nutrientes consumidos e aqueles excretados, na comparação da alternativa Ia com Ib, IIa com IIb e IIIa com IIIb (Tabela 3). Entretanto, em vez da equivalência entre as alternativas Ia-IIa-IIIa e também Ib-IIb-IIIb, a Ia e Ib possibilitam maior consumo de P do que as demais, sendo que IIa foi equivalente à IIIa, e IIb à IIIb. O maior consumo de P do grupo Ib-IIb-IIIb em relação ao grupo Ia-IIa-IIIa deve-se à mesma razão apresentada para o N. No entanto, repetindo-se o que ocorreu para o N, mesmo aumentando-se o consumo de P pela aplicação dos DA também nas áreas com PEQ, o máximo consumo alcançado seria de 51,6% em relação ao P excretado.

Tabela 3. Balanço entre os nutrientes excretados pelos rebanhos e aqueles usados como fertilizantes do solo, sobras anuais para seis alternativas de cultivo agrícola, e proporção entre nutrientes excretados e usados numa propriedade rural com produção intensiva de animais no oeste de Santa Catarina.

Alternativas de cultivo	Nutrientes EXCRE-VOL (kg/ano) ¹		Nutrientes usados (kg/ano) ²		Sobras anuais (kg/ano) ³		Proporção usados/excretados	
	N	P ₂ O ₅	N	P ₂ O ₅	N	P ₂ O ₅	N	P ₂ O ₅
Alternativa Ia: milho para silagem cultivares precoces + milho grãos (5 t/ha) + trigo grãos (4 t/ha)	14.909	8.752	2.604	2.529	12.305	6.223	21,2	40,6
Alternativa IIa: milho para silagem cultivares precoces + milho grãos (5 t/ha) + trigo grãos (4 t/ha) + PEQ ⁴	14.909	8.752	3.749	2.979	11.160	5.773	33,6	51,6
Alternativa Ib: milho para grãos (10,5 t/ha) + azevém anual para pastagem	14.909	8.752	2.627	1.912	12.283	6.841	21,4	27,9
Alternativa IIb: milho para grãos (10,5 t/ha) + azevém anual para pastagem + PEQ ¹	14.909	8.752	3.772	2.362	11.138	6.391	33,9	37,0
Alternativa IIIa: milho para grãos (10,5 t/ha) + trigo grãos (4 t/ha) + azevém anual para pastagem	14.909	8.752	2.627	1.912	12.283	6.841	21,4	27,9
Alternativa IIIb: milho grãos (10,5 t/ha) + trigo grãos (4 t/ha) + azevém anual pastagem + PEQ ¹	14.909	8.752	3.772	2.362	11.138	6.391	33,9	37,0

¹Nutrientes EXCRE-VOL representam a diferença entre o N e P excretados pelos rebanhos e aqueles perdidos por volatilização, conforme descrito no item "Metodologia utilizada para a realização do balanço de nutrientes".

²Nutrientes dos dejetos animais usados como fertilizantes do solo pelos seis sistemas de cultivo agrícola, já descontadas as quantidades supridas via fertilizantes químicos.

³Saldo da diferença entre os nutrientes excretados e aqueles consumidos para cada um dos seis sistemas de cultivo.

⁴PEQ: Pastagens perenes de estação quente.

Conforme indica o balanço de nutrientes (Tabela 3), mesmo que os DA fossem aplicados também nas áreas com PEQ, as áreas aptas da propriedade seriam insuficientes para comportar a totalidade do N e P excretados pelos rebanhos animais da propriedade estudada. Caso descontinuado o uso de fertilizantes químicos, qualquer um dos sistemas poderia comportar mais DA em quantidades anuais equivalentes a 1.111 kg de N e 721 kg de P_2O_5 .

Com base nos resultados obtidos neste estudo de caso, o método do balanço de nutrientes se mostra um procedimento prático e de fácil aplicação para o cálculo da relação entre os nutrientes excretados pelos rebanhos e as áreas agrícolas necessárias para seu uso como fertilizantes do solo. A partir desses resultados, pode-se prever os riscos ambientais potenciais devidos a eventuais desbalanços na relação entre os tamanhos de rebanhos e a disponibilidade de áreas agrícolas em vários âmbitos geográficos, desde lavouras ou propriedades específicas até comunidades, municípios e regiões com produção animal intensiva cuja premissa é o uso dos dejetos como fertilizantes do solo.

Conclusões

O balanço entre quantidades de nutrientes excretados e áreas agrícolas para seu uso como fertilizantes do solo na propriedade analisada demonstrou excedentes de cerca de 66% a 79% para o N e de 48% a 72% para o P, dependendo do sistema de cultivo utilizado.

Comprovou-se a validade do modelo de balanço de nutrientes, conforme descrito, como um indicador dos potenciais riscos ambientais em áreas de produção animal intensiva, nas quais a premissa de destino dos dejetos dos seus rebanhos é o uso como fertilizantes do solo.

Referências

- ALLEGRETTI, G. **Integração das dimensões social, ambiental e econômica na terminação de suínos: construção de indicadores de desempenho e validação em um município do Rio Grande do Sul**. 2013. 146 f. Dissertação (Mestrado em Agronegócios) - Programa de Pós-Graduação em Agronegócio, Centro de Estudos e Pesquisas em Agronegócios, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- ALMEIDA, J. G. R. **Utilização do nitrogênio e emissão de amônia e óxido nitroso em diferentes sistemas de produção de bovinos leiteiros**. 2018. 116 f. Tese (Doutorado em Ciência Animal). Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal, Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages.
- AMARAL, G. F.; GUIMARÃES, D.; NASCIMENTO, J. C. N.; CUSTODIO, S. Avicultura de postura: estrutura da cadeia produtiva, panorama do setor no Brasil e no mundo e o apoio do BNDES. **BNDES Setorial**, v.43, p.167-207, 2016.
- AROGO, J.; WESTERMAN, P. W.; HEBER, A. J. A review of ammonia emissions from confined swine feeding operations. **Transactions of the ASAE**, v. 46, n. 3, p. 805-817, Apr. 2003. DOI: 10.13031/2013.13597.
- AVELAR, P. C. B. Pastagens, forrageiras, silagem e a produção leiteira. **Casa da Agricultura**, Campinas, v. 15, n. 1, p. 26-28, 2012.
- BARBOSA, M. A. A. de. F.; NASCIMENTO JUNIOR, D. do. **Manejo das pastagens e produção de leite a pasto**. 2001. 16 p. Disponível em: <<https://docs.ufpr.br/~freitasjaf/artigos/leitepasto.pdf>>. Acesso em: 12 jan. 2020.
- BASSO, C. J. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos**. 2003. 125 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração Biodinâmica do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- BENEDETTI, M. P.; FUGIWARA, T. A.; FACTORI, M. A.; COSTA, C.; MEIRELLES, P. R. L. Adubação com cama de frango em pastagem. In: ZOOTEC 2009, 2009, Águas de Lindóia, SP. **Anais...**, Águas de Lindóia: FZEA/USP - ABZ, 2009. v. 1. p. 1-3.
- BOIT, G.; SCHMITT, D. E.; GATIBONI, L. C.; WAKELIN, S. A.; BLACK, A.; SACOMORI, W.; CASSOL, P. C.; CONDRON, L. M. Fate of phosphorus applied to soil in pig slurry under cropping in southern Brazil. **Geoderma**, v. 321, p. 164-172, June 2018. DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.02.010.
- BOVINOCULTURA de Leite. Fundação Banco do Brasil, Brasília, DF, 2010. 57 p. (Série cadernos de propostas para atuação em cadeias produtivas, 1).
- CANEVER, M. D.; TALAMINI, D. J. D.; CAMPOS, A. C.; SANTOS FILHO, J. I. dos. **A cadeia produtiva do frango de corte no Brasil e na Argentina**. Concórdia: EMBRAPA-CNPASA, 1997. 150 p. (EMBRAPA-CNPASA. Documentos, 45).
- CAPUTI, B.; COSTA, A. C.; NOGUEIRA, E. T. **Nutrição responsável: contribuindo com o meio ambiente - estratégias para reduzir a excreção e perda de nutrientes em aves e suínos**. Toledo: GFM, 2011. 112 p.

CASA DA AGRICULTURA, Campinas, ano 15, n. 1, jan./fev./mar 2012. 46 p. Disponível em: <http://www.cati.sp.gov.br/revistacasadaagricultura/09/RevistaCA_BovinoculturaLeite_Ano15_n1.pdf>. Acesso em: 12 fev. 2020.

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**, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, 2005.

CERETTA, C. A.; LORENSINI, F.; BRUNETTO, G.; GIROTTO, E.; GATIBONI, L. C.; LOURENZI, C. R.; TIECHER, T. L.; CONTI, L.de.; TRENTIN, G.; MIOTTO, A. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 6, p. 593-602, jun. 2010.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2013**, parte 1. São Paulo: CETESB, 2014. 302 p.

COUTO, R. da R.; SANTOS, M. D. dos.; COMIN, J. J.; MARTINI, L. C. P.; GATIBONI, L. C.; MARTINS, S. R.; BRUNETTO, G. Environmental vulnerability and phosphorus fractions of areas with pig slurry applied to the soil. **Journal of Environmental Quality**, v. 44, n. 1, p. 162-173, Jan. 2015. DOI: 10.2134/jeq2014.08.0359.

CRAIG, R. K.; ROBERTS, A. M. When will governments regulate nonpoint source pollution?: a comparative perspective. **Boston College Environmental Affairs Law Review**, v. 42, n. 1, p. 1-64, 2015.

DALLA COSTA, A. J. **O grupo Sadia e a produção integrada: o lugar do agricultor no complexo agroindustrial**. 1993. 254 f. Dissertação (Mestrado em História do Brasil) - Curso de Mestrado em História do Brasil, Departamento de História, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

DOORN, M. R. J.; NATSCHKE, D. F.; MEEUWISSEN, P. C. **Review of emission factors and methodologies to estimate ammonia emissions from animal waste handling**. Washington, Environmental Protection Agency, 2002. 81 p.

ERNANI, P. R. Necessidade da adição de N para o milho em solo fertilizado com esterco de suínos, cama de aves e adubos minerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 8, p. 313-317, 1984.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **The state of food and agriculture 2009: livestock in the balance**. Rome: FAO, 2009. 167 p.

FIGUEROA, E. A.; ESCOSTEGUY, P. A. V.; WIETHÖLTER, S. Dose de esterco de ave poedeira e suprimento de nitrogênio à cultura do trigo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 7, p. 714-720, 2012.

FLARESSO, J. A.; GROSS, C. D.; ALMEIDA, E. X. de. Introdução e avaliação de gramíneas perenes de verão no alto vale do Itajaí, Santa Catarina. **Pesquisa Agropecuária Gaúcha**, v. 7, n. 1, p. 77-86, 2001.

GIROTTO, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; SANTOS, D. R.; SILVA, L. S.; LOURENZI, C. R.; LOURENSINI, F.; VIEIRA, R. C. B.; SCHMATZ, R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejeito líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 955-965, 2010.

GOMES, R. da. C.; FEIJÓ, G. L. D.; CHIARI, L. **Evolução e qualidade da pecuária brasileira**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2017. 4 p. (Nota Técnica).

GONÇALVES, P. de. T.; SILVA, A. M. R. da. Lotação: o revés da evolução. **Suinocultura Industrial**, v. 41, n. 6, 2018.

GUIMARÃES, D. D.; AMARAL, G. F.; MAIA, G. B. D. S.; LEMOS, M. L. F.; ITO, M.; CUSTODIO, S. Suinocultura: Estrutura da cadeia produtiva, panorama do setor no Brasil e no mundo e o apoio do BNDES. **BNDES Setorial**, n. 45, p. 85-136, 2017.

GUIZIOU, F.; BÉLINE, F. In situ measurement of ammonia and greenhouse gas emissions from broiler houses in France. **Bioresource technology**, v. 96, n. 2, p. 203-207, 2005. DOI: 10.1016/j.biortech.2004.05.009.

HENTZ, P.; CORRÊA, J. C.; FONTANELI, R. S.; REBELATTO, A.; NICOLOSO, R. da. S.; SEMMELMANN, C.E.N. Poultry litter and pig slurry applications in an integrated crop-livestock system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, e0150072. 2016.

IBGE. **Censo Agropecuário 2017**. Rio de Janeiro, 2017. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2017>>. Acesso em jul. 2019.

IBGE. **Pesquisa da Pecuária Municipal: séries históricas**. Rio de Janeiro, 2019. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html?edicao=22651&t=series-historicas>>. Acesso em: 30 jul. 2019.

ITO, M.; GUIMARÃES, D. D.; AMARAL, G. F. Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades. **BNDES Setorial**, n. 44, p. 125-156, 2016.

JARVIE, H. P.; SHARPLEY, A. N.; WITHERS, P. J.; SCOTT, J. T.; HAGGARD, B. E.; NEAL, C. Phosphorus mitigation to control river eutrophication: murky waters, inconvenient truths and 'post-normal' science. **Journal of Environmental Quality**, v. 42, p. 295-304, 2013. DOI:10.2134/jeq2012.0085.

JENKINS, M. B.; FISHER, D. S.; ENDALE, D. M.; ADAMS, P. Comparative die-off of *Escherichia coli* 0157: H7 and fecal indicator bacteria in pond water. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 5, p. 1853-1858, 2011. DOI: 10.1021/es1032019.

KLEINMAN, P. J. A.; SHARPLEY, A. N.; MCDOWELL, R. W.; FLATEN, D. N.; BUDA, A. R.; TAO, L.; BERGSTROM, L.; ZHU, Q. Managing agricultural phosphorus for water quality protection: principles for progress. **Plant and Soil**, v. 349, n. 1-2, p. 169-182, Nov. 2011. DOI: 10.1007/s11104-011-0832-9.

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-CNPMS. Circular Técnica, 31).

LIU, Q.; WANG, J.; BAI, Z.; MA, L.; OENEMA, O. Global animal production and nitrogen and phosphorus flows. **Soil Research**, Collingwood, v.55, n.6, p.451-462, Dec. 2017. DOI: 10.1071/SR17031.

MAGUIRE, R.; HECKENDORN, S. E.; JONES, B. **Soil test note 5: fertilizing with manures**. College of Agriculture and Life Sciences, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg. 2009. 4 p. (publication 452-705). Disponível em: <https://www.pubs.ext.vt.edu/content/dam/pubs_ext_vt_edu/452/452-705/452-705.pdf>. Acesso em: 19 jul. 2018.

MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 10. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2004. 394 p.

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. 376 p.

IELE, M.; MIRANDA, C. R. O desenvolvimento da indústria brasileira de carnes e as opções estratégicas dos pequenos produtores de suínos do Oeste catarinense no início do Século XXI. In: CAMPOS, S.K.; NAVARRO, Z. (Org.). **A pequena produção rural e as tendências do desenvolvimento agrário brasileiro**: ganhar tempo é possível? Brasília: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, 2013. p. 201-231.

MOREIRA, V. R. Nutrição de ruminantes e o meio ambiente. In: GONÇALVES, L. C.; BORGES, I.; FERREIRA, P. D. S. (Ed.). **Alimentação de gado de leite**. Belo Horizonte: FEPMVZ, 2009. p. 363-394.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. Subcommittee on dairy cattle nutrition. **Nutrient requirements of dairy cattle**. 7th rev ed. Washinton: National Academy Press, 2001. p. 244-248.

NUNES, N. J. F.; GUTH, S. C.; CAMARGO, M. E.; da MOTTA, M. E. V.; PACHECO, M. T. M.; GILIOLI, R. M.; PRIESNITZ FILHO, W. A lucratividade na pecuária: atividades de bovinocultura de corte e de leite. **PUBVET**, v. 6, n. 26, p. 1417-1422, 2012.

PANDOLFO, C. M.; CERETTA, C. A. Economical aspects of organic nutrient sources associated with soil tillage systems. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 6, p. 1572-1580, ago. 2008.

REID, K.; SCHNEIDER, K.; McCONKEY, B. Components of phosphorus loss from agricultural landscapes, and how to incorporate them into risk assessment tools. **Frontiers in Earth Science**, v.6, article 135, 2018.

RESTELATTO, R.; PAVINATO, P. S.; PAIXÃO, S. J.; MACHADO, J. C.; SOUZA, C. de. Produção e teor de proteína do azevém (*Lolium multiflorum* L.) em função da adubação nitrogenada. In: CONGRESSO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA DA UTFPR, 1. SEMINÁRIO: SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA, 5. SIMPÓSIO DE CIÊNCIAS FLORESTAIS E BIOLÓGICA, 11., 2011, Dois Vizinhos, **Anais...**, Dois Vizinhos: UTFPR. 2011. p. 355-358.

RIBEY, M. A.; O'HALLORAN, I. P. Consequences of Ontario P index recommendations for reduced manure and fertilizer phosphorus applications on corn yields and soil phosphorus. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 96, n. 2, p. 191-198, 2016. DOI: 10.1139/CJSS-2015-0072.

RICHARD, A.; GIBBERT, R. M.; MÜLLER, E. J. Perdas de nitrogênio por volatilização de amônia da cama de frango em função do manejo de aplicação em Argissolo vermelho. **Synergism Scientifica**, v. 9, n. 1. 2014.

RODRIGUES, W. O. P.; GARCIA, R. G.; NÄÄS, I. de. A; ROSA, C. O. da.; CALDARELLI, C. E. Evolução da avicultura de corte no Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 10, n. 18, p. 1666-1684, 2014. Disponível em: <[http://www.conhecer.org.br/enciclop/2014a/AGRARIAS / EVOLUCAO.pdf](http://www.conhecer.org.br/enciclop/2014a/AGRARIAS/EVOLUCAO.pdf)>. Acesso em: 30 jul. 2019.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado de Coordenação Geral e Planejamento. Subsecretaria de Estudos Geográficos e Estatístico. **Atlas Escolar de Santa Catarina**. Rio de Janeiro: Aerofoto Cruzeiro, 1991. 96 p.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. Fundação do Meio Ambiente. **Instrução Normativa nº 11**, Suinocultura, de 21 fev. 2009, atualizada em 14 nov. 2014. Florianópolis: SDS/ FATMA, 2014. 37 p. Disponível em: <[http://www.ima.sc.gov.br/index.php/licenciamento/instrucoes-normativas %2011%20Suinocultura.pdf](http://www.ima.sc.gov.br/index.php/licenciamento/instrucoes-normativas%2011%20Suinocultura.pdf)>. Acesso em: 29 jan. 2020.

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. DOI: 10.1590/S0100-06832007000100013.

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, n. 4, p. 1375-1383, 2010. DOI: 10.1590/S0100-06832010000400034.

SCHMIDT, N. S.; SILVA, C. L. da. Pesquisa e desenvolvimento na cadeia produtiva de frangos de corte no Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 56, n. 3, p. 467-482, 2018. DOI: 10.1590/1234-56781806-94790560307.

SEGANFREDO, M. A. **A aplicação do princípio do balanço de nutrientes, no planejamento do uso de dejetos de animais para adubação orgânica**. Concórdia: EMBRAPA-CNPISA, 2001. 5 p. (EMBRAPA-CNPISA. Comunicado Técnico, 291).

SEGANFREDO, M. A. **A questão ambiental na utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2000. 37 p. (Embrapa Suínos e Aves. Circular Técnica, 22).

SEGANFREDO, M. A. **Fósforo, cobre e zinco em solos submetidos à aplicação de dejetos animais: teores formas e indicadores ambientais**. 2013. 137 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SEGANFREDO, M. A.; GIROTTI, A. F. Custos de armazenagem e aplicação juntam-se aos riscos ambientais como fatores restritivos ao uso de dejetos suínos como fertilizante do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 30., 2005, Recife, PE. **Anais...** Recife: SBCS, 2005.

SEGANFREDO, M. A. Modelo simplificado para a avaliação do risco de poluição dos dejetos de suínos utilizados como fertilizante do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 11., 2003, Goiânia, GO. **Anais...** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003.

SHARPLEY, A.; BEEGLE, D.; BOLSTER, C.; GOOD, L.; JOERN, B.; KETTERINGS, Q.; LORY, J.; MIKKELSEN, R.; OSMOND, D.; VADAS, P. Phosphorus indices: why we need to take stock of how we are doing. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, n. 6, p. 1711-1719, Oct. 2012. DOI: 10.2134/jeq2012.0040.

SILVA, J. C. P. M.; MOTTA, A. C. V.; PAULETTI, V.; VELOSO, C. M.; FAVARETTO, N.; OLIVEIRA, A. S.; SILVA, L. F. C. Esterco de gado leiteiro associado à adubação mineral e sua influência na fertilidade de um Latossolo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, n.2, p.453-463, 2010. DOI: 10.1590/S0100-06832010000200019.

SIMS, J. T.; SIMARD, R. R.; JOERN, B. C. Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, n. 2, p. 277-293, 1998.

THORNTON, P. K. Livestock production: recent trends, future prospects. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, v. 365, n. 1554, p. 2853-2867, 2010. DOI: 10.1098/rstb.2010.0134.

USDA/NRCS. **Manure chemistry - nitrogen, phosphorus and carbon**. Greensboro, USDA/NRCS/ ENTSC, p.1-4, 2007. (Manure Management Information Sheet, n.7, 2007).

USDA/NRCS. **Nutrient management (Ac.) CODE 590: NI_190_302 - Part 302 - Nutrient management policy implementation**. 2nd ed. Washington, DC: USDA/NRCS, 2012.

WANG, Y. T.; ZHANG, T. Q.; O'HALLORAN, I. P.; HU, Q. C.; TAN, C. S.; SPERANZINI, D.; MACDONALD, I.; PATTERSON, G. Agronomic and environmental soil phosphorus tests for predicting potential phosphorus loss from Ontario soils. **Geoderma**, v. 241, p. 51-58, Nov. 2015. DOI: 10.1016/j.geoderma.2014.11.001.

WITHERS, P. J.; NEAL, C.; JARVIE, H. P.; DOODY, D. G. Agriculture and eutrophication: where do we go from here?. **Sustainability**, v. 6, n. 9, p. 5853-5875, Sept. 2014. DOI: 10.3390/su6095853.

ZANIN, A.; OENNING, V.; TRES, N.; KRUGER, S. D.; GUBIANI, C. A. Gestão das propriedades rurais do Oeste de Santa Catarina: as fragilidades da estrutura organizacional e a necessidade do uso de controles contábeis. **Revista Catarinense da Ciência Contábil**, v. 13, n. 40, p. 9-19, 2014.