

Capítulo V

USO DO DIGESTATO COMO FERTILIZANTE

*Rodrigo da Silveira Nicoloso
Evandro Carlos Barros
Camila Rosana Wuaden
Adriana Pigosso*

Introdução

A digestão anaeróbia é uma tecnologia ainda emergente no Brasil (Kunz et al., 2009), apesar do grande potencial para aproveitamento energético dos resíduos agroindustriais disponíveis no país (Abiogás, 2015). Na Europa, esta indústria já está desenvolvida. Relatório da Associação Europeia de Biogás aponta que em 2015 já existiam 17.240 plantas de biogás em operação naquele continente, notadamente na Alemanha onde estavam instaladas cerca de 60% destas usinas (EBA, 2015). No Brasil, o número de usinas de biogás operando no país era de aproximadamente 150 plantas em 2016, menos de 1% da capacidade instalada na Europa (Cibiogás, 2016).

Um dos maiores desafios para o desenvolvimento desta indústria é a necessidade da correta destinação do efluente dos biodigestores (digestato). Se, por um lado, existem tecnologias para tratamento do digestato (Capítulo VI e VII), visando a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e possibilitando o reúso da água residuária ou o seu lançamento em corpos hídricos receptores, por outro, o emprego destas tecnologias agrega custos que impactam na viabilidade econômica destes empreendimentos (Miele et al., 2015). A reciclagem do digestato como fertilizante na agricultura afasta parte do custo agregado com a implantação e operação de sistemas de tratamento do digestato, porém aspectos relacionados à oferta de nutrientes via digestato, à demanda de nutrientes nas áreas agrícolas disponíveis para sua reciclagem e/a logística de distribuição do fertilizante devem ser considerados nos projetos destes empreendimentos visto que também agregam custos e têm limitações de ordem técnica (Miele et al., 2015; Nicoloso, 2014).

Neste capítulo serão discutidos os critérios técnicos necessários para a correta destinação do digestato como uma fonte de nutrientes para a agricultura. Os conceitos que aqui serão expostos são válidos tanto para empreendimentos de grande escala (usinas de biogás), quanto para biodigestores de menor escala destinados ao tratamento, por exemplo, de dejetos animais e outros resíduos nas propriedades rurais ou em condomínios de geração descentralizada de energia (Olivi et al., 2015). Também serão abordados os impactos ambientais relacionados ao uso do digestato como fertilizante e estratégias para a sua mitigação.

Caracterização do digestato como fertilizante

A qualidade do digestato e o seu potencial para uso agrônômico depende de diversos fatores, a saber: (a) composição e variabilidade dos resíduos utilizados como substratos para a biodigestão (ex.: dejetos e carcaças de animais mortos, resíduos de agroindústrias, resíduos ou biomassa vegetal, entre outros); (b) tipo de biodigestor e tecnologia de biodigestão utilizada; (c) segregação e perdas de nutrientes nas estruturas de armazenamento dos substratos e do digestato; (d) eficiência dos sistemas pré-tratamento do substrato (ex.: separação de fases antes do biodigestor) e/ou do tratamento do digestato; e (e) diluição dos subs-

tratos e digestato com água. Na Tabela 1, verifica-se a quantidade de nutrientes (nitrogênio, fósforo e potássio) associada a alguns resíduos de origem animal, biomassa vegetal e resíduos agroindustriais comumente utilizados como substratos em biodigestores.

Além das diferenças na composição química e variabilidade entre os substratos, as diferentes proporções das misturas de substratos a serem utilizadas na alimentação do biodigestor também terão impacto preponderante na composição de nutrientes do digestato. Portanto, cada projeto deverá contar com uma análise específica para determinar a oferta e o teor de nutrientes do digestato disponível para reciclagem como fertilizante na agricultura. Os valores apresentados na Tabela 1 poderão ser usados para o dimensionamento da oferta de nutrientes via digestato que deverá ser submetido a tratamento ou reciclagem em áreas agrícolas como fertilizante. No entanto, há que se levar em consideração os processos de perdas e segregação de nutrientes que podem ocorrer no biodigestor, sistemas de tratamento ou armazenamento do efluente. Vivan et al. (2010) não observaram variação significativa na concentração de NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl), $N-NH_3$ (N amoniacal) e P (fósforo) entre o afluente (dejeito líquido de suínos) e o digestato oriundo de um biodigestor de lagoa coberta com tempo de retenção hidráulica (TRH) de 45 dias. No entanto, após a passagem do digestato por uma lagoa anaeróbica, com TRH de 55 dias, observaram-se reduções nos teores destes nutrientes da ordem de 50, 30 e 77%, respectivamente. Os autores atribuíram a redução dos teores de N às perdas por volatilização de amônia, que podem ser majoradas pela mineralização do N orgânico durante o processo de biodigestão. A redução dos teores de P no digestato foi, por sua vez, atribuída à precipitação físico-química do fósforo, majoritariamente na forma de fosfato de cálcio (Steinmetz, 2007). O P, portanto, não é perdido, mas segregado, como se verifica pelo aumento das concentrações deste nutriente no lodo depositado nas lagoas de armazenamento do digestato (Zanotelli et al., 2005). De maneira geral, perdas de 50-60% do N são esperadas para dejetos de suínos tratados por biodigestão, considerando também o armazenamento do digestato antes da sua aplicação no solo (Fatma, 2014). Para os demais nutrientes, não há perdas consideráveis, embora a segregação dos nutrientes entre os diferentes tipos de efluentes de biodigestores (ex.: lodo, digestato líquido, etc.) deva ser considerada.

Tabela 1. Quantidade de nutrientes associados a alguns resíduos de origem animal comumente utilizados como substrato para biodigestão anaeróbia.

Tipo	Fonte	Produção do substrato		Nutrientes				
		Quantidade	Unidade	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Unidade	
Dejeto de suínos e bovinos ¹	Suínos, terminação	1,64	m ³ leiteão ⁻¹ ano ⁻¹	8,0	4,3	4,00	kg leiteão ⁻¹ ano ⁻¹	
	Suínos, creche	0,84	m ³ leiteão ⁻¹ ano ⁻¹	0,40	0,25	0,35	kg leiteão ⁻¹ ano ⁻¹	
	Suínos, UPL	8,32	m ³ matriz ⁻¹ ano ⁻¹	25,7	18,0	19,4	kg matriz ⁻¹ ano ⁻¹	
	Suínos, CC	17,2	m ³ matriz ⁻¹ ano ⁻¹	85,7	49,6	46,9	kg matriz ⁻¹ ano ⁻¹	
Cama ²	Bovinocultura, leite	20,0	m ³ bovino ⁻¹ ano ⁻¹	65,6	36,8	61,8	kg bov. ⁻¹ ano ⁻¹	
	Frangos de corte	2,36	kg ave ⁻¹ ano ⁻¹	67,0	71,0	62,0	g ave ⁻¹ ano ⁻¹	
Carcasas de animais ³	Suínos	75,0	kg (peso médio)	21,5	63,6	35,5	kg ton ⁻¹	
	Frangos de corte	2,5	kg (peso médio)	30,5	57,1	24,5	kg ton ⁻¹	
Biomassa vegetal ⁴	Silagem de milho	21,0	ton ha ⁻¹ (MS)	9,5	9,5	12,7	kg ton ⁻¹ (MS)	
	Silagem de sorgo	23,1	ton ha ⁻¹ (MS)	3,5	2,7	4,6	kg ton ⁻¹ (MS)	
	Silagem de girassol	15,9	ton ha ⁻¹ (MS)	11,8	15,2	28,7	kg ton ⁻¹ (MS)	
Resíduos agroind. ⁵	Vinhaça de cana	13,0	L L ⁻¹ de etanol	0,37	0,60	2,03	kg m ⁻³	
	Torta de filtro (cana)	35,0	kg ton ⁻¹ de cana	1,40	1,94	0,39	% (MS)	

¹Calculado a partir de Nicoloso e Oliveira (2016) e Miele et al. (2015); 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. ²Calculado a partir de Nicoloso et al. (2016a) e 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; ³TEC-DAM (2017); ⁴Oliveira et al. (2010); ⁵Soares et al. (2014); MS: matéria seca.

Levantamento de campo realizado em uma microbacia do Estado de Santa Catarina demonstrou que o digestato oriundo de biodigestores de lagoa coberta tratando o mesmo tipo de substrato (ex.: dejetos de suínos) apresentava grande variabilidade quanto aos seus teores de N, P_2O_5 e K_2O (Tabela 2). Apesar da origem distinta dos substratos (tipo de granja), os biodigestores apresentavam características similares. Neste caso, a grande variabilidade de resultados observada foi atribuída a diferenças no manejo dos dejetos das granjas (desperdício de água), operação dos biodigestores (alguns continham sistemas de separação de sólidos grosseiros do afluente), ocorrência de entrada de água da chuva em algumas das instalações (drenagem mal orientada do terreno) e, principalmente, pelo longo tempo de armazenamento do digestato em algumas destas unidades que permitiu a precipitação do P para o lodo das lagoas, reduzindo consideravelmente o teor de P_2O_5 do digestato líquido (Olivi et al., 2015).

Tabela 2. Caracterização do digestato oriundo de biodigestores de lagoa coberta tratando dejetos líquidos de suínos (Olivi et al., 2015).

Tipo de granja	Animais alojados		Biofertilizante				
	Número	Categoria	ST	N	N-NH ⁴	P ₂ O ₅	K ₂ O
			g.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹
UPL	280	matrizes	2,3	550	508	71	384
UPL	400	matrizes	14,8	2.008	1.527	850	576
UPL	300	matrizes	9,9	1.718	1.401	370	715
UPL	150	matrizes	3,1	862	783	86	515
UCT	250	suínos	38,5	4.089	2.568	1.670	1.257
UCT	750	suínos	4,2	987	954	31	919
UCT	1.000	suínos	27,0	2.232	1.301	940	934
UCT	260	suínos	3,6	771	731	41	909
CC	150	matrizes	1,7	125	94	29	447
UC	1.500	leitões	19,4	2.376	1.843	352	1.438
Média			13,1	1.644	1.232	435	866
Desvio padrão			12,0	1.133	707	520	381

UPL: unidade produtora de leitões, UCT: unidade de crescimento e terminação; CC: ciclo completo; UC: unidade de creche.

Além disto, há que se considerar que o emprego de diferentes práticas ou processos de manejo e tratamento do digestato (ex.: separação de fases, compostagem, secagem) também afetará a disponibilidade de nutrientes no fertilizante.

Um estudo preliminar à construção de uma usina de biogás destinada ao tratamento de diferentes resíduos agropecuários (dejeito de suínos, carcaças de suínos, resíduo de incubatório de aves, lodos de sistema de tratamento de frigoríficos e cama de aviários) utilizando biodigestores de mistura completa determinou que seriam produzidos dois tipos de efluentes naquela planta: o digestato líquido e o composto orgânico obtidos após um processo de separação de fases do efluente do biodigestor (Brasil, 2015; Nicoloso, 2014). As características do digestato e do composto orgânico previstos para serem gerados na usina de biogás são encontrados na Tabela 3.

Tabela 3. Características do digestato, lodo de biodigestor, resíduo sólido e composto orgânico obtido em diferentes arranjos de biodigestores de mistura completa em usina de biogás e biodigestor de fluxo ascendente em estação de tratamento de dejetos de suínos.

Fonte	Fertilizante	MS (%)	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
			kg m ⁻³ ou kg ton ⁻¹ (base úmida)		
Usina de Biogás ¹	Digestato líquido	2,5	2,5	1,1	2,1
	Composto orgânico	25,0	93,0	121,0	47,0
ETDS ²	Digestato líquido	1,0	2,0	0,6	1,1
	Lodo biodigestor	6,5	5,1	7,2	1,1
	Resíduo sólido	28,0	6,9	7,4	2,1
	Composto orgânico	54,5	8,5	12,1	3,3

¹Biodigestor de mistura completa tratando mistura de substratos (dejeito de suínos, carcaças de suínos, resíduo de incubatório de aves, lodos de sistema de tratamento de efluentes de frigorífico e cama de aviários). Fonte: Brasil (2015) e Nicoloso (2014). ²Estação de Tratamento de Dejeito de Suínos da Embrapa Suínos e Aves. Fonte: Nicoloso et al. (dados não publicados).

Observa-se que o digestato líquido e o composto orgânico previstos para serem gerados na usina de biogás apresentariam composição química e teor de matéria seca drasticamente distintos. Da mesma maneira, grande variabilidade se observa quanto à composição dos diferentes fertilizantes obtidos em uma estação de tratamento de dejetos de suínos (ETDS), onde estavam instalados diferentes sistemas de tra-

tamento, incluindo peneira de escovas rotativas, flotodecantador, biodigestor de fluxo ascendente e um sistema de compostagem da fração sólida dos dejetos de suínos separados na peneira (Tabela 3). As diferenças na concentração e também na forma em que os nutrientes estarão disponíveis nos fertilizantes (orgânica ou mineral) obtidos a partir de diferentes processos de tratamento afetarão consideravelmente a sua eficiência agrônômica, conforme será discutido posteriormente (Nicoloso et al., 2016a). No entanto, também a logística, o custo e a viabilidade de transporte e distribuição dos fertilizantes são impactados (Miele et al., 2015; Nicoloso, 2014).

Os resultados aqui expostos demonstram que a grande variabilidade dos teores de nutrientes no digestato e demais fertilizantes orgânicos torna imprescindível a análise laboratorial para caracterização do fertilizante (Nicoloso et al., 2016a). A partir da análise do fertilizante, este poderá ser aplicado em doses adequadas nas áreas agrícolas, suprimindo a demanda por nutrientes das culturas que serão adubadas e evitando a aplicação excessiva de nutrientes no solo e os impactos ambientais decorrentes deste excesso.

Critérios para o uso agrônômico do digestato

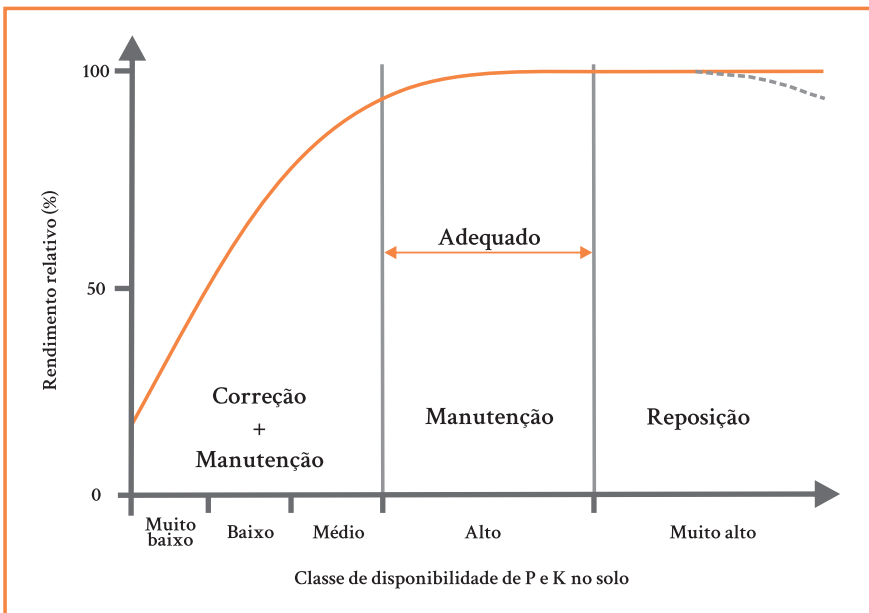
A aplicação de fertilizantes ao solo, independente da fonte ter origem mineral ou orgânica, tem por objetivo suprir a demanda de nutrientes das culturas agrícolas a fim de que estas expressem o seu potencial produtivo. As plantas exploram o solo através do seu sistema radicular em busca por água e nutrientes que podem ter origem no próprio solo ou ser proveniente do fertilizante aplicado. Desta maneira, solos mais férteis demandam a aplicação de menores doses de fertilizantes do que solos que apresentam teores mais baixos de nutrientes disponíveis, visto que aqueles são capazes de suprir maiores quantidades de macro (N, P, K, Ca, Mg e S) e micronutrientes (B, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo, Co, Ni e Zn) às plantas.

De maneira geral, as recomendações de adubação têm por objetivo estabelecer as doses de maior eficiência técnica e econômica de N, P e K para as diferentes culturas agrícolas (Gatiboni et al., 2016). O foco nestes três nutrientes para a recomendação de fertilizantes explica-se porque o

Ca e Mg são normalmente supridos através da calagem, o S é recomendado de maneira preventiva para culturas mais exigentes e os micronutrientes são normalmente fornecidos em quantidades adequadas pelo solo, sem a necessidade de aporte via fertilizantes, salvo em situações específicas de solo, clima e culturas (Gatiboni et al., 2016). As recomendações de N são baseadas nos teores de matéria orgânica do solo e na sua taxa de decomposição, na ciclagem de N do sistema solo-planta, nas perdas do N aplicado via fertilizantes (ex.: lixiviação, volatilização, imobilização) e na demanda de N pelas culturas. Portanto, a construção da fertilidade do solo quanto ao suprimento de N às plantas está relacionada ao aumento dos estoques de matéria orgânica do solo no longo prazo e não diretamente à aplicação de fertilizantes nitrogenados. Já para o P e K, as recomendações de adubação são baseadas na disponibilidade destes nutrientes no solo, nas perdas destes nutrientes aplicados via fertilizantes (ex.: adsorção, lixiviação) e também na demanda de P e K das culturas. Neste sentido, três conceitos de adubação são estabelecidos para a recomendação de P e K, a saber: adubação corretiva, de manutenção e de reposição (Gatiboni et al., 2016).

A adubação de correção tem por objetivo elevar os teores de P e K no solo até o “teor crítico” das culturas (Figura 1). O teor crítico representa a concentração de P e K disponível no solo necessária para um rendimento de, aproximadamente, 90% da produção máxima da cultura a ser adubada. Abaixo deste teor crítico, o rendimento das culturas agrícolas apresenta alta resposta à adubação e ao incremento dos teores de P e K no solo. Para solos do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, as doses de correção variam de 40 a 160 kg P_2O_5 ha⁻¹ e de 30 a 120 kg K_2O ha⁻¹ de acordo com a classe de disponibilidade (muito baixo, baixo ou médio) destes nutrientes no solo (De Bona, 2016). Destaca-se que estas doses recomendadas como de adubação de correção foram determinadas apenas para elevar os teores de nutrientes do solo, desconsiderando que parte destes nutrientes vai ser absorvido e exportado pelas plantas. Portanto, a esta dose de correção, deve ser adicionada uma dose de manutenção visando também atender a demanda de P e K pelas culturas agrícolas. Acima do teor crítico, não se espera incremento significativo no rendimento das culturas devido ao aumento dos teores de P e K no solo. Assim, a adubação de manutenção tem por objetivo apenas adicio-

nar as quantidades de P e K removidas pelas culturas e exportadas através dos grãos, forragem ou biomassa, e também repor as perdas destes nutrientes no solo, mantendo os teores de P e K estáveis em uma faixa considerada adequada ao desenvolvimento das culturas (classe “alta” de disponibilidade de nutrientes). Já a adubação de reposição visa apenas adicionar as quantidades de P e K exportadas pelas culturas agrícolas e é recomendada para solos com teores classificados como “muito altos” destes nutrientes. A aplicação apenas das doses prescritas como de reposição pode resultar ao longo do tempo na redução dos teores de P e K no solo devido às perdas de nutrientes que são prováveis de ocorrerem. Na Tabela 4, constam as quantidades de N, P_2O_5 e K_2O sugeridas para a adubação de manutenção e de reposição das principais culturas de grãos cultivadas no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina (De Bona, 2016).



Fonte: Adaptado de Gatiboni et al. (2016).

Figura 1. Rendimento relativo das culturas agrícolas em função do teor de P e K no solo e as indicações de adubação de correção, manutenção e reposição.

Tabela 4. Adubação de manutenção e reposição de fósforo e potássio para as principais culturas de grãos cultivadas nos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (adaptado de De Bona, 2016).

Culturas	Rendimento referencial ¹ ton ha ⁻¹	Adubação de manutenção ²			Adubação de reposição ³		
		N (MOS 2,6-5%) ⁴	P ₂ O ₅ kg ha ⁻¹	K ₂ O	N	P ₂ O ₅ kg ton ⁻¹	K ₂ O
Canola	1,5	=40+20*(ER-RR)	=30+20*(ER-RR)	=25+15*(ER-RR)	20	15	12
Cevada	3,0	=40+30*(ER-RR)	=45+15*(ER-RR)	=30+10*(ER-RR)	20	10	6
Girassol	2,0	=40+20*(ER-RR)	=30+15*(ER-RR)	=30+15*(ER-RR)	25	14	6
Milho	6,0	=70+15*(ER-RR)	=90+15*(ER-RR)	=60+10*(ER-RR)	16	8	6
Soja	3,0	=0	=45+15*(ER-RR)	=75+25*(ER-RR)	60	14	20
Sorgo	4,0	=55+15*(ER-RR)	=50+15*(ER-RR)	=35+10*(ER-RR)	15	8	4
Trigo	3,0	=60+30*(ER-RR)	=45+15*(ER-RR)	=30+10*(ER-RR)	22	10	8

¹Rendimento de referência é a produtividade mínima considerada neste sistema de recomendação de adubação; ²A adubação de manutenção para fósforo e potássio é calculada em função de uma dose de manutenção adicional a ser aplicada de acordo com a expectativa de rendimento (ER) desejada em relação ao rendimento de referência (RR). ³Adubação de reposição em função da exportação de nutrientes para cada tonelada de grão produzida; ⁴Adubação nitrogenada para solos com teores de matéria orgânica (MOS) entre 2,6 e 5%, cultura antecessora gramínea de média produção.

Os dados da Tabela 4 permitem determinar as quantidades disponíveis (QD) de nutrientes a serem aplicados às culturas agrícolas mencionadas considerando a expectativa de rendimento projetada com a adubação. No entanto, ainda é importante considerar que os fertilizantes orgânicos podem ter eficiência reduzida em relação aos fertilizantes minerais, pois parte dos nutrientes encontra-se em formas indisponíveis para as plantas (Nicoloso et al., 2016a). De maneira geral, fertilizantes orgânicos com maior proporção de nutrientes na forma orgânica e com altos teores de lignina e fibras apresentam menor taxa de decomposição no solo e, portanto, menor liberação e disponibilidade de nutrientes para as plantas. Por exemplo, a cama de frango apresenta índice de eficiência agrônômica para nitrogênio de 0,5 ou 50% (Tabela 5). Isto significa que apenas 50% do teor de N total presente no fertilizante estará disponível para o 1º 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 (2º cultivo). Na Tabela 5, estão listados os índices de eficiência agrônômica de alguns fertilizantes orgânicos frequentemente disponíveis em regiões de produção animal intensiva.

Tabela 5. Valores médios de eficiência dos nutrientes de diferentes fertilizantes orgânicos aplicados no solo em dois cultivos sucessivos (Nicoloso et al., 2016).

Fertilizante	Cultivo	Nutriente ¹		
		N	P	K
Cama de frango	1º cultivo (efeito imediato)	0,5	0,8	1,0
	2º cultivo (efeito residual)	0,2	0,2	0,0
Dejeto líquido de suínos	1º cultivo	0,8	0,9	1,0
	2º cultivo	0,0	0,1	0,0
Dejeto líquido de bovinos	1º cultivo	0,5	0,8	1,0
	2º cultivo	0,2	0,2	0,0
Composto orgânico de dejeto de suínos ²	1º cultivo	0,2	0,7	1,0
	2º cultivo	0,0	0,3	0,0

¹Nutrientes totais (mineral + orgânico); ²Considerando como substrato a maravalha e/ou a serragem.

A dose de fertilizante orgânico a ser aplicada no solo deve então considerar as recomendações específicas para as diferentes classes de fertilidade do solo, demanda das culturas agrícolas e sua expectativa de rendimento, teor e índice de eficiência agrônômica do fertilizante a ser empregado, e pode ser calculada de acordo com as equações descritas a seguir (Nicoloso et al., 2016a):

Fertilizantes sólidos

$$A = \frac{QD}{\left(\left(\frac{B}{100}\right) \times \left(\frac{C}{100}\right) \times D\right)}$$

Equação 1

Fertilizantes líquidos

$$A = \frac{QD}{(C \times D)A}$$

Equação 2

Onde:

A = dose de adubo orgânico a ser aplicada no solo (kg ha⁻¹ para sólidos ou m³.ha⁻¹ para líquidos).

B = teor de matéria seca do fertilizante orgânico sólido (%).

C = concentração de N, P₂O₅ ou K₂O no fertilizante orgânico (% para sólidos ou kg m⁻³ para líquidos).

D = índice de eficiência agrônômica do fertilizante. Para fertilizantes sólidos em que o teor de nutrientes está expresso em base úmida, pode-se eliminar o termo “B/100” da equação.

Tomando-se, por exemplo, os dados médios de concentração de nutrientes da Tabela 2 para calcular a quantidade de digestato (considerando índice de eficiência similar aos dejetos de suínos, Tabela 5) a ser aplicado para adubação de manutenção em uma lavoura de milho com expectativa de produtividade de 12 toneladas por hectare (Tabela 4), podemos utilizar a Equação 2 conforme descrito a seguir:

- a) Para atender a demanda de N: $A = 160/1,6 \times 0,8 = 125 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$.
- b) Para atender a demanda de P_2O_5 : $A = 180/0,4 \times 0,9 = 500 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$.
- c) Para atender a demanda de K_2O : $A = 120/0,8 \times 1,0 = 150 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$.

Ressalta-se que a opção pela dose mais alta ($500 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) visando atender a demanda de P_2O_5 resultaria em um aporte excessivo de 480 kg N ha^{-1} e $280 \text{ kg K}_2\text{O ha}^{-1}$, o que deve ser evitado a fim de se mitigar possíveis impactos ambientais, especialmente relacionados à lixiviação de nitrato e potássio, volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso (Aita et al, 2014). Neste caso, a opção tecnicamente correta seria optar pela menor dose ($125 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$), visando atender a demanda de N do milho, e complementar a adubação com P e K através de outra fonte de fertilizante mineral (Nicoloso et al., 2016a). Na Tabela 6, são apresentados os resultados de um experimento de quatro safras de milho sendo adubado com diferentes fontes de fertilizantes (mineral, dejetos líquidos de suínos, digestato dos dejetos de suínos, composto orgânico dos dejetos de suínos e um controle sem adubação) em um nitossolo (26% de argila) sob sistema plantio direto e preparo convencional (Nicoloso et al., dados não publicados). Neste experimento, a dose de N total aplicada em todos os tratamentos foi de 140 kg N ha^{-1} apenas na cultura do milho (primavera/verão). O aporte de P e K era realizado de modo a suprir a demanda do milho conforme De Bona. (2016).

Tabela 6. Absorção de nitrogênio, produção de biomassa e rendimento de grãos de milho (acumulado de 4 safras) adubado com fertilizante mineral, dejetos líquidos de suínos, digestato e composto orgânico de dejetos de suínos sob sistema de preparo convencional e plantio direto (adaptado de Nicoloso et al., dados não publicados).

Parâmetro	Preparo	Adubação					Média
		CTR	MIN	DLS	DIG	COMP	
							kg ha ⁻¹
Nitrogênio	PC	599	759	751	741	647	700 ns
	PD	536	680	782	711	583	659
	Média	567 b ¹	719 a	766 a	726 a	615 b	679
Biomassa	PC	43,716	47,548	50,620	49,890	46,652	47,685 ns
	PD	39,808	46,794	51,004	49,901	43,393	46,180
	Média	41,762 c	47,171 ab	50,812 a	49,895 ab	45,023 bc	46,932
Grãos	PC	32,108	35,158	37,198	36,292	33,756	34,902 A
	PD	28,477	33,754	36,952	36,538	30,092	33,163 B
	Média	30,293 d	34,456 bc	37,075 a	36,415 ab	31,924 cd	34,032

CTR: controle sem adubação; MIN: adubação mineral; DLS: dejetos líquidos de suínos; DIG: digestato de dejetos de suínos; COMP: composto orgânico de dejetos de suínos; PC: preparo convencional; PD: plantio direto; ns: não significativo; IMédias seguidas pela mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna não diferem pelo teste t (p<0.05).

Observa-se que não houve diferenças entre sistema de preparo para acúmulo de N e produção de biomassa pelo milho. No entanto, nas áreas de preparo convencional a produtividade de grãos de milho foi maior devido à maior taxa de mineralização da matéria orgânica do solo induzida pelo seu revolvimento. O acúmulo de N e produção de biomassa pelo milho foram similares entre os tratamentos que receberam adubação mineral (ureia), dejetos líquidos de suínos (DLS) e digestato de dejetos de suínos (DIG). A produtividade de grãos foi maior no tratamento que recebeu DLS em relação ao tratamento com adubação mineral. O tratamento DIG teve produtividade intermediária não diferindo de ambos. O tratamento que recebeu o composto orgânico (COMP) teve menor acúmulo de N, produção de biomassa e grãos de milho do que os demais tratamentos, o que indica a menor disponibilidade de N deste fertilizante (Nicoloso et al., 2016a, Tabela 5). Estes resultados indicam que quando observados os critérios técnicos aqui expostos, o digestato e outros fertilizantes orgânicos podem substituir de maneira eficiente e segura os fertilizantes minerais, reduzindo o custo de produção na agricultura (Miele et al., 2015).

Demanda de área agrícola para reciclagem do digestato

O dimensionamento da área agrícola necessária para destinação dos efluentes de um biodigestor agrega os conceitos discutidos anteriormente neste capítulo, quais sejam: oferta de nutrientes pelo digestato e demanda de nutrientes na área agrícola. Utilizando-se os mesmos princípios, pode-se também fazer o cálculo reverso para dimensionar a oferta de substrato e tamanho do biodigestor em função da área agrícola disponível para a reciclagem do digestato. Esta análise é válida tanto para pequenos biodigestores operando em propriedades rurais ou para uma usina de biogás de grande escala. No entanto, é importante destacar que este dimensionamento deve ser realizado considerando ambos os fatores (demanda e oferta de nutrientes) no longo prazo.

Conforme discutido anteriormente (Figura 1), a adubação corretiva visa elevar os teores de nutrientes do solo (P e K) de modo que este seja capaz de suprir adequadamente a demanda das culturas reduzindo

o consumo de fertilizantes. Quando o teor crítico de nutrientes no solo é atingido, passa-se a utilizar apenas a adubação de manutenção, com o objetivo de manter a produtividade das culturas próxima ao seu potencial produtivo e repor as perdas de nutrientes no solo. Neste sentido, a recomendação de adubação de manutenção é a dose a ser utilizada para dimensionamento da demanda de nutrientes a fim de manter os teores de nutrientes no solo estáveis e o empreendimento sustentável no longo prazo (Nicoloso e Oliveira, 2016). A opção pelo dimensionamento considerando as recomendações de correção da fertilidade do solo ocasionaria o acúmulo gradual e excessivo de nutrientes no solo, com reflexos negativos ao ambiente ao longo do tempo. Da mesma forma, o dimensionamento da oferta de digestato de acordo com as recomendações de reposição promoveria a redução da fertilidade do solo e a necessidade do aporte de fertilizantes minerais de maneira complementar, visto que estas recomendações não preveem as perdas de nutrientes que ocorrem no solo. O dimensionamento da oferta e demanda de nutrientes pode então ser determinada a partir da seguinte equação (adaptado de Nicoloso e Oliveira, 2016):

$$\Sigma \left[ON \times \frac{(100 - P)}{(100 \times EA)} \right] = \Sigma DN - \Sigma ONM \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

ON = oferta média anual de nutrientes (N, P₂O₅ ou K₂O) nos substratos que alimentam o biodigestor, usina ou empreendimento em análise (kg ano⁻¹).

P = perdas de nutrientes (N, P₂O₅ ou K₂O) que ocorrem durante o processo de biodigestão, tratamento e armazenamento dos substratos e efluentes (%).

EA = índice de eficiência agrônômica dos nutrientes (N, P₂O₅ ou K₂O) de cada efluente;

DN = demanda média anual de nutrientes (recomendação de manutenção de N, P₂O₅ ou K₂O) nas áreas agrícolas disponíveis para reciclagem dos efluentes do biodigestor, usina ou empreendimento em análise (kg ano⁻¹).

ONM = oferta média anual de nutrientes oriundos de fontes minerais ou outras fontes orgânicas utilizadas na adubação das áreas agrícolas disponíveis para reciclagem dos efluentes do biodigestor, usina ou empreendimento em análise (kg ano⁻¹).

Para a determinação da demanda média anual de nutrientes nas áreas agrícolas receptoras do digestato e demais efluentes líquidos e resíduos sólidos gerados pelo biodigestor, usina ou empreendimento em análise, é necessário considerar o sistema de cultura empregado nestas áreas que normalmente apresenta variação ao longo dos anos. Assim, o ideal é que se realize um planejamento de longo prazo (> 4 anos) para uso dos fertilizantes (Fatma, 2014). Outro fator importante é determinar qual dos nutrientes (N, P_2O_5 ou K_2O) será utilizado como limitante para o dimensionamento. Normalmente, utiliza-se como nutriente limitante o P ou o N, visto que o K apresenta pouca relevância do ponto de vista ambiental para a maioria dos resíduos. A exceção é a vinhaça da cana-de-açúcar devido à elevada concentração de K em relação aos demais nutrientes neste resíduo (Soares et al., 2014). Para resíduos de origem animal (ex.: dejetos de suínos), utiliza-se o P como nutriente limitante, pois a sua oferta neste tipo de resíduo atende a demanda deste nutriente, para a maioria das culturas, sem promover aporte excessivo de N ou K ao solo (Fatma, 2014; Nicoloso e Oliveira, 2016).

Limites ambientais para aplicação do digestato

A aplicação excessiva de fertilizantes, independente da origem mineral ou orgânica, pode causar impactos ambientais significativos, especialmente devido ao aumento das perdas de nutrientes do solo e sua transferência para o ambiente (Aita et al., 2014; Escosteguy et al., 2016; Soares et al., 2014). Neste sentido, inúmeras iniciativas de pesquisa vêm procurando estabelecer indicadores e limites críticos ambientais (LCAs) de disponibilidade de nutrientes no solo a fim de minorar os riscos de poluição ambiental. Os LCAs podem ser considerados valores indicadores de qualidade do solo que impõem limites à aplicação de fertilizantes ao solo. Desta maneira, os LCAs podem ser utilizados pelos órgãos reguladores e fiscalizadores a fim de estabelecerem doses máximas aceitáveis ou mesmo proibir a aplicação de qualquer fonte de nutrientes ao solo, incluindo o digestato, resíduos agroindustriais ou fertilizantes minerais. Ressalta-se, no entanto, que os LCAs não podem ser confundidos com as classes de disponibilidade de nutrientes do solo determinadas para fins de adubação (Gatiboni et al., 2016), visto que nem sempre teores de nutrientes no solo classificados como “muito altos” do ponto de vista agro-

nômico (Figura 1), indicam um potencial efeito deletério ao ambiente (Escosteguy et al., 2016).

Apesar do N ser um dos nutrientes mais estudados devido ao seu elevado potencial de impacto ambiental derivado das rápidas transformações e perdas deste nutriente do solo, não existe atualmente no Brasil indicadores de LCA que relacionem as concentrações deste nutriente no solo com risco de poluição do ambiente. É importante considerar que mais de 90% do N do solo está associado a MOS e, portanto, os teores de N total não se constituem bons indicadores de risco ambiental. As iniciativas de estabelecimento de LCA para o N são, portanto, baseadas nas formas reativas mais abundantes deste nutriente, como o N na forma de nitrato. No Canadá (estado de Manitoba), o *The Water Protection Act* (2008) estabelece que a adubação nitrogenada deva ser planejada de modo que a quantidade residual de NO_3 (nitrato) na camada 0-60 cm do solo, ao final do ciclo das culturas, não seja maior do que 33 a 157 kg ha^{-1} , de acordo com classes de uso do solo. Na Europa, a *Nitrates Directive* 91/676/EEC não estabelece limites de nitrato no solo, mas proíbe a aplicação de dejetos ou esterco durante o inverno e limita as doses destes resíduos em até 170 a 250 kg de N.ha^{-1} , de acordo com o país, nas zonas identificadas como vulneráveis à contaminação do lençol freático por este nutriente. O objetivo desta legislação é garantir que o teor de nitrato nas águas subterrâneas e superficiais destas regiões não atinjam o limite crítico de 50 mg L^{-1} (van Grinsven et al., 2012). No Brasil, a Resolução Conama 420/2009, com base em Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, estabelece em 10 mg L^{-1} o teor limite de nitrato em águas subterrâneas (Brasil, 2009). Ressalta-se que este valor não deve ser confundido como um limite para a concentração de nitrato na solução do solo. De maneira complementar, os países membros da União Europeia também têm estabelecido programas nacionais de controle da poluição atmosférica a fim de reduzir as emissões de amônia e óxido nitroso de origem agropecuária (Loyon et al., 2016). Estes programas se baseiam na adoção de boas práticas de manejo e aplicação de fertilizantes nitrogenados, tais como a acidificação e injeção de dejetos líquidos no solo, incorporação de esterco e fertilizantes minerais sólidos, uso de inibidores de urease e nitrificação, aplicação parcelada, controle da irrigação e verificação das condições de clima e solo no momento da aplicação (Unece, 2014).

Quanto ao P, uma primeira aproximação foi feita por Gatiboni et al. (2015) para estabelecer os limites críticos ambientais (LCA-P) em solos que recebem aplicações frequentes resíduos orgânicos. O método desenvolvido permite calcular o teor máximo de P disponível que pode existir no solo sem que haja grandes riscos de sua transferência para o ambiente, considerando para isso o teor de argila do solo. A equação de cálculo é descrita a seguir:

$$LCA - P = 40 + \%Argila \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

LCA-P = teor máximo de P disponível determinado pelo método Mehlich⁻¹ (mg dm⁻³) que um solo pode apresentar sem alto risco de poluição.

%Argila = teor de argila do solo, expresso em percentagem. Este indicador foi ajustado e é válido apenas para a camada 0-10 cm de profundidade do solo.

Pelo método proposto, os solos arenosos são mais sensíveis, ao passo que os solos mais argilosos podem suportar quantidades maiores de P sem disponibilizá-los em grandes quantidades para o ambiente. Resumidamente, quando os teores de P no solo estão abaixo do LCA-P, o solo é considerado um reservatório seguro deste nutriente, mesmo que estes teores sejam enquadrados como “muito altos” em relação à disponibilidade de P para as culturas agrícolas (Gatiboni et al., 2016). No entanto, quando os teores de P no solo superam este valor limite, o solo pode se tornar uma fonte de P para o ambiente, que quando perdido das áreas agrícolas, principalmente por escoamento superficial, promove a eutrofização dos reservatórios superficiais de água. Essa metodologia é atualmente utilizada pela Fundação de Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (Fatma, 2014) para a classificação de risco ambiental dos solos com aplicação de dejetos de suínos. Os autores ressaltam, porém, que o método é uma proposta incipiente e que carece de calibração de campo mais intensa e a inclusão no modelo de outros fatores além da textura do solo, tais como a declividade do terreno e práticas de conservação do solo, visto que estas também afetam as perdas de P do solo.

Apesar de o K não ser considerado um nutriente com alto potencial de impacto ambiental na maioria das situações, a aplicação de doses elevadas de vinhaça de cana-de-açúcar, ou outros efluentes contendo elevadas concentrações de K, pode promover o acúmulo excessivo de K, afetando a qualidade do solo e das águas. Em áreas de reciclagem da vinhaça como fertilizante, o acúmulo excessivo de K no solo pode prejudicar a absorção de Ca, promovendo deficiência deste nutriente na planta (Vitti; Mazza, 2002) e, em situações extremas, a salinização do solo pelo concomitante aporte de Na e Cl por este efluente (Soares et al., 2014). O aumento dos teores de K no solo também ocasiona maior mobilidade deste nutriente no perfil de solo e maior risco de contaminação do lençol freático. O consumo de água com teores elevados de K pode promover doenças metabólicas em indivíduos portadores de disfunção renal (Rocha, 2009). A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo estabeleceu limites para a aplicação de vinhaça com base na saturação de K na CTC (capacidade de troca de cátions) do solo e na capacidade de extração e exportação deste nutriente pelas culturas agrícolas (Cetesb, 2006). De acordo com a “Norma Técnica P4.231 – Vinhaça: critérios e procedimentos para a aplicação no solo agrícola” no máximo 5% da CTC pode estar ocupada por K, considerando-se a camada de 0-80 cm de profundidade do solo.

Para outros elementos, especialmente os micronutrientes e metais pesados, não existe um grande número de trabalhos regionalizados no Brasil no sentido do estabelecimento de LCAs. No entanto, a resolução Conama 420/2009 estabelece valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de alguns elementos traço (Cd, Pb, Co, Cu, Cr, Hg, Ni, Zn e V) para todo o território brasileiro (Brasil, 2009). Apesar disto, ressalta-se a necessidade de que estes valores sejam validados regionalmente, tanto para a definição de valores de referência de qualidade (VRQ), indicando a abundância natural de um determinado elemento no solo sem influência antrópica, quanto para o estabelecimento dos LCAs. Em levantamento realizado para definição dos VRQs em solos do Rio Grande do Sul, verificou-se que na região do Planalto, os VRQs para Co, Cu, Cr e Ni eram superiores aos valores de referência de prevenção (VRP) e investigação (VRI) indicados na resolução do Conama (Fepam, 2014). Estes dados reforçam a necessidade do desenvolvimento de LCAs

regionalizados, especialmente para os micronutrientes ou elementos traço, que apresentam alta variabilidade de acordo com o tipo de material que deu origem ao solo.

O estabelecimento de indicadores ambientais de qualidade do solo, tais como o LCA-P e outros, tem por objetivo estabelecer limites e orientar o uso racional dos fertilizantes de maneira tecnicamente correta e ambientalmente segura. O descarte indiscriminado do digestato ou qualquer outro resíduo agroindustrial em “áreas de sacrifício”, embora aceito no passado (Decreto-Lei 303/1967; Brasil, 1967) é hoje prática inadmissível devido aos impactos ambientais imediatos e cumulativos que decorrem desta prática. A modernização das legislações ambientais no Brasil e em outros países tem avançado neste sentido, exigindo o licenciamento ambiental das áreas de aplicação de resíduos agroindustriais de acordo com o porte do empreendimento (Cetesb, 2006; Fatma, 2014). O processo de licenciamento ambiental inclui a elaboração de estudo e relatório de impacto ambiental, planejamento para a reciclagem do resíduo nas áreas agrícolas disponíveis e o monitoramento da qualidade do solo baseado nos LCAs e padrões de qualidade específicos para cada tipo de atividade agroindustrial.

Mitigação de gases de efeito estufa pelo uso agrônômico do digestato

No setor agropecuário, as estratégias de mitigação de gases de efeito estufa (GEE) podem ser resumidas em: (a) redução das emissões de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O); (b) substituição das emissões de GEE de combustíveis fósseis por fontes de energia renováveis; e (c) sequestro de CO_2 atmosférico pela fotossíntese e o seu armazenamento em compartimentos estáveis ou de lenta ciclagem no ciclo global do C (Smith et al., 2007). Destaca-se que o CH_4 e o N_2O têm um potencial de aquecimento global (PAG) 28 e 265 vezes superior ao CO_2 , respectivamente (Myhre et al., 2014). A amônia não é considerada um GEE, no entanto, ao retornar ao solo, também poderá afetar indiretamente a emissão de N_2O durante e após a sua nitrificação (Singh et al., 2008).

Mundialmente, estima-se que o setor agropecuário tem potencial para compensar aproximadamente 10% das emissões antrópicas de GEE nos seus níveis atuais, enquanto que no Brasil pode alcançar de 20 a 30% das emissões de GEE do país (Bayer, 2007). Deste potencial técnico de mitigação de GEE neste setor, estima-se que 89% se relacionam ao sequestro de C no solo, 9% estão associados à redução das emissões de CH₄ (arroz inundado, manejo de ruminantes, tratamento dos dejetos e resíduos agroindustriais) e 2% dependem da minoração das emissões de N₂O do solo através do manejo da adubação nitrogenada (Smith et al., 2007).

Os biodigestores e a compostagem são, atualmente, as tecnologias mais difundidas de tratamento dos dejetos de suínos no Brasil (Kunz et al., 2009). Os biodigestores têm bom potencial para mitigação de GEE, visto que o CH₄ produzido pela decomposição anaeróbia dos dejetos e outros resíduos orgânicos pode ser convertido em CO₂ pela queima controlada do biogás (Kunz et al., 2009). Neste sentido, o Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono) do Governo Brasileiro prevê o tratamento de 4,4 milhões de toneladas de dejetos através da biodigestão ou compostagem até o ano de 2020 (Barros et al., 2015) como uma das estratégias para que o país atenda os compromissos de mitigação das emissões de GEE (Pretendidas Contribuições Nacionalmente Determinadas - iNDC) assumidos no Acordo de Paris (Brasil, 2016).

No entanto, as estratégias de mitigação de GEE empregadas no setor agropecuário podem afetar mais de um GEE, por mais de um mecanismo, em processos que podem inclusive serem opostos. Assim, o benefício líquido da adoção destas estratégias deve ser avaliado pelo efeito combinado sobre todos os GEE (Robertson e Grace, 2004; Schils et al., 2005; Koga et al., 2006). Ainda, o efeito de uma estratégia de mitigação pode variar no tempo de maneira distinta entre os GEE: alguns podem ser mitigados indefinidamente, enquanto outros são afetados temporariamente (Six et al., 2004; Marland et al., 2003). Desta maneira, no que diz respeito ao tratamento dos dejetos e outros resíduos agroindustriais, é necessário considerar também as emissões de GEE que ocorrem após o processo de biodigestão ou compostagem, quando o composto orgânico, digestato, lodo e demais efluentes de biodigestores são aplicados ao solo como fertilizantes.

Embora a expectativa seja de que a aplicação dos dejetos de animais e outros resíduos orgânicos no solo, sobretudo aqueles ricos em nitrogênio amoniacal, acelere a decomposição (e a emissão de CO_2 para a atmosfera) daqueles resíduos culturais (palha de gramíneas pobres em N), esse efeito não foi observado por Aita et al. (2006) ao adicionarem dejetos líquidos de suínos sobre resíduos culturais de aveia preta ($\text{C/N} = 44/1$). A justificativa dada por esses foi a de que a palha de aveia não apresentou uma relação C/N suficientemente elevada e, por isso, a população microbiana não necessitou de N mineral externo para a decomposição dos resíduos culturais. Aliado a isso, os autores relatam que a ocorrência de chuvas após a distribuição dos dejetos sobre os resíduos culturais pode ter transportado para além da zona ativa de decomposição dos resíduos o N amoniacal aplicado ao solo com os dejetos. Grave et al. (2015a), no entanto, observaram um aumento das emissões de CO_2 do solo adubado com dejetos líquidos de suínos apenas nos primeiros 30 dias após a aplicação do fertilizante. Já para o solo adubado com dejetos de suínos tratado por biodigestão, não se observou o mesmo incremento. Este efeito foi, portanto, atribuído à decomposição do C aportado ao solo pelo dejetos e não pela decomposição dos resíduos culturais (palha de trigo) presentes no solo. Quanto ao CH_4 , também se tem observado em experimentos de campo, em algumas situações, apenas um pico inicial na emissão de CH_4 nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos, o qual tem sido atribuído ao CH_4 que está dissolvido no efluente (Sherlock et al., 2002). Pelo exposto, verifica-se que a aplicação de fertilizantes orgânicos, especialmente aqueles tratados por biodigestão, tem um efeito limitado quanto ao incremento das emissões de CO_2 e CH_4 do solo. No entanto, estes fertilizantes podem contribuir significativamente com o sequestro de CO_2 atmosférico e a sua estabilização como matéria orgânica do solo.

O impacto dos fertilizantes orgânicos sobre as taxas de sequestro de C no solo depende da quantidade e também da qualidade do resíduo a ser aplicado. Mafra et al. (2014) verificaram incremento linear das taxas de sequestro de C no solo (-0,21 até 1,69 $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) devido ao aumento das doses de aplicação de dejetos líquidos de suínos (0 a 200 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) em um latossolo cultivado com milho e aveia preta. Apesar de uma grande proporção deste incremento nas taxas de sequestro de C estarem relacionadas ao aporte de nutrientes ao solo e maior produção de bio-

massa pelo milho e aveia, outra fração pode ser atribuída diretamente ao aporte de C pelos dejetos de suínos. No entanto, resíduos caracterizados por uma maior proporção de C recalcitrante e de lenta decomposição no solo, como os resíduos que passam por processo de compostagem (Grave et al., 2015a), podem ter maior impacto no acúmulo de C no solo. Nicoloso et al. (2016b) observaram que as taxas de sequestro de C em um chernossolo cultivado com milho e adubado com dejetos líquidos de bovinos aumentaram significativamente quando a fonte de adubo foi substituída por composto orgânico gerado a partir de resíduos de refeitório, considerando o mesmo aporte de N ao solo por ambas as fontes. De maneira oposta, o tratamento dos dejetos e resíduos agroindustriais por biodigestão pode reduzir o conteúdo de C no digestato e limitar as taxas de sequestro de C no solo. Grave et al. (2015a) observaram que o tratamento dos dejetos líquidos de suínos por biodigestão reduziu o aporte de C ao solo por este efluente em aproximadamente 50%, quando comparado aos dejetos que não receberam tratamento. Após três anos de aplicação de diferentes fontes de fertilizantes orgânicos para a cultura do milho (140 kg N ha^{-1}), os mesmos autores não observaram diferenças significativas entre os estoques de C no solo adubado com o digestato e fertilizantes minerais (dados não publicados). Assim, o possível incremento nos estoques de C do solo adubado com digestato e outros efluentes contendo baixos teores de C pode ser atribuído, principalmente, ao aporte de nutrientes e melhoria da fertilidade do solo, do que pelo aporte direto de C pelo fertilizante orgânico.

Quanto às emissões de N_2O do solo, diversos processos bióticos e abióticos estão envolvidos na produção e emissão deste gás em solos agrícolas. Os principais processos biológicos que controlam as emissões de N_2O em solos aerados (ainda que sob disponibilidade parcial de O_2) são a nitrificação heterotrófica e autotrófica, nitrificação acoplada à desnitrificação (microrganismos distintos), nitrificação-desnitrificante (mesmo microrganismo) e desnitrificação (Butterbach-Bahl et al., 2013). Estes processos são controlados principalmente pelo pH, temperatura, umidade, difusão de oxigênio e também pela disponibilidade de C e N no solo (Giles et al., 2012). Portanto, o manejo do solo e aplicação de fertilizantes têm papel preponderante regulando a disponibilidade de substrato para estes processos e, conseqüentemente, as emissões de N_2O

do solo. O aumento da umidade do solo promove a redução da difusão de oxigênio (ex.: 65-70% da porosidade preenchida por água) e o aumento das concentrações de nitrato (NO_3) no solo impedem a sua desnitrificação completa até N_2 , contribuindo para o acúmulo do N_2O como um metabólito intermediário (Panek et al., 2000; Giles et al., 2012).

Neste sentido, os dejetos de animais, principalmente aqueles manejados na forma líquida e com alta disponibilidade de N amoniacal e C lábil, podem favorecer as emissões de N_2O do solo em relação aos fertilizantes minerais, conforme constatado em diferentes situações de solo e clima (Rochette et al., 2004; Perälä et al., 2006; Chantigny et al., 2010; Damasceno, 2010; Schirrmann, 2012). Esse efeito dos dejetos no aumento das emissões de N_2O é atribuído a diversas causas, com destaque para as seguintes:

- a) Os dejetos adicionam C lábil ao solo, o qual é utilizado para a produção de biomassa e energia, tanto pelas bactérias desnitrificadoras como pelos demais microrganismos heterotróficos do solo, os quais reduzem a disponibilidade do O_2 através da sua atividade respiratória;
- b) A fração líquida aplicada ao solo com os dejetos, constituída pela mistura de água + urina também contribui para reduzir a disponibilidade de O_2 , condição essencial para que ocorra emissão de N_2O tanto pela nitrificação quanto pela desnitrificação;
- c) O N amoniacal dos dejetos é rapidamente nitrificado no solo, o que, combinado com a disponibilidade reduzida de O_2 , pode resultar na emissão de N_2O durante a nitrificação e também durante a desnitrificação, quando o NO_3 produzido pode ser usado, alternativamente ao O_2 , na cadeia respiratória das bactérias desnitrificadoras.

Além destes efeitos atribuídos aos dejetos sobre o favorecimento nas emissões de N_2O , quando estes são utilizados como fertilizantes em lavouras com plantio direto, outros fatores adicionais, inerentes a este sistema de preparo do solo, podem contribuir para o incremento de tais emissões. A redução da macroporosidade, o adensamento do solo pelo trânsito de máquinas e a preservação de umidade são características do plantio direto, as quais, isoladamente ou em conjunto, podem reduzir

a disponibilidade de O₂ no solo, favorecendo a desnitrificação. Aliado a isto, o acúmulo de matéria orgânica do solo (MOS) e a presença de resíduos culturais no plantio direto aumentam a disponibilidade de C às bactérias heterotróficas, responsáveis pela desnitrificação. Neste sentido, o tratamento dos dejetos de animais por biodigestão tem demonstrado ser uma tecnologia eficiente para reduzir as emissões de N₂O do solo manejado sob sistema plantio direto (Tabela 7).

Tabela 7. Emissões acumuladas (64 dias) de N₂O em um Nitossolo adubado com fertilizantes orgânicos sob sistema plantio direto e preparo convencional (Grave et al., 2015b).

Adubação	Sistema de preparo do solo		Teste t (valor p)
	Preparo convencional	Plantio direto	
	----- kg N ₂ O ha ⁻¹ -----		
CTR	1,42 ± 0,18	1,85 ± 0,73 c ⁽¹⁾	0,948
MIN	1,87 ± 0,72	3,52 ± 0,65 ab	0,120
DLS	2,55 ± 0,51 B	5,60 ± 1,38 A a	0,050
DIG	2,10 ± 0,40	2,94 ± 1,18 bc	0,606
COMP	1,56 ± 0,13 B	4,67 ± 1,70 A ab	0,017
Teste t (valor p)	0,443	0,004	-

CTR: controle sem adubação; MIN: adubação mineral (ureia); DLS: dejetos líquidos de suínos; DIG: digestato de dejetos de suínos; COMP: composto de dejetos de suínos; ¹Médias ± erro padrão (n=4) seguidas pelas mesmas letras minúsculas na coluna ou letras maiúsculas na linha não diferem entre si pelo teste t (p<0.05).

A emissão acumulada de N₂O em 64 dias após a aplicação de diferentes fontes de fertilizantes foram maiores no solo manejado sob sistema plantio direto do que no solo submetido a preparo convencional, especialmente nas áreas adubadas com o dejetos líquidos de suínos (DLS) sem tratamento ou submetido à compostagem (COMP) (Grave et al., 2015b). Os autores atribuíram estes resultados ao maior teor de umidade no solo sob plantio direto, visto que a disponibilidade de N e os teores de C lábil no solo não variaram entre sistemas de preparo do solo. A aplicação do DLS no solo sob sistema plantio direto aumentou em 59% as emissões de N₂O em relação ao solo adubado com ureia (MIN) devido ao aporte de C lábil ao solo, que favoreceu a proliferação de microrganismos desnitrificantes em condições de elevada umidade e disponibilidade de NO₃. Estes fatores impediram a desnitrificação completa do NO₃ até N₂, resultando no acúmulo do N₂O como metabólito intermediário e na

emissão deste gás para a atmosfera. Conforme esperado, o tratamento do dejetos por biodigestão (DIG) ou compostagem (COMP) limitou tanto o aporte de C lábil quando de N mineral ao solo, reduzindo em 47 e 17% as emissões de N_2O para a atmosfera em relação ao solo sob sistema plantio direto e adubado com o DLS.

Estes resultados são especialmente relevantes para a agricultura brasileira, visto que o Brasil é um dos países com maior área cultivada sob sistema plantio direto no mundo (Febrapdp, 2016). Neste sentido, o tratamento dos dejetos de suínos por biodigestão ou compostagem e a sua reciclagem como fontes de nutrientes para a agricultura contribuem com o potencial de mitigação de GEE no setor agropecuário brasileiro, tanto pelo incremento das taxas de sequestro de C como pela mitigação das emissões de N_2O do solo. No entanto, para que o potencial destas tecnologias seja avaliado em sua plenitude, é imprescindível que mitigação de GEE verificada durante o tratamento dos dejetos e demais resíduos orgânicos (e que hoje é contabilizada no Plano ABC) também sejam agregadas àquelas observadas nas áreas agrícolas utilizadas para reciclagem dos fertilizantes orgânicos oriundos dos diferentes sistemas de tratamento.

Considerações finais

As tecnologias para manejo dos resíduos agropecuários e agroindustriais evoluíram significativamente nas últimas décadas. Esta evolução acompanhou o aumento de tamanho e escala de produção das propriedades rurais e das agroindústrias, provendo alternativas para uma destinação ambientalmente adequada para os resíduos gerados por estas atividades em resposta a legislações ambientais cada vez mais restritivas. Neste sentido, a reciclagem dos resíduos orgânicos como fonte de nutrientes para a agricultura tem se mostrado uma alternativa técnica e economicamente viável. No entanto, esta prática deve seguir os princípios fundamentais de manejo de fertilizantes e de fertilidade do solo já estabelecidos e constantemente refinados pela pesquisa. A inobservância destes princípios e o descarte inadvertido destes resíduos em “áreas de sacrifício” é um desperdício de nutrientes tanto do ponto de vista agrônomo como econômico e pode promover impactos ambientais severos.

Portanto, o estabelecimento de limites ambientais e a sua adoção pelos órgãos reguladores como referenciais para os processos de licenciamento e monitoramento ambiental tem caráter complementar às recomendações agronômicas de aplicação de fertilizantes a fim de assegurar a conservação da qualidade do solo e do ambiente. Quando corretamente manejados, os resíduos orgânicos se constituem em uma fonte segura de nutrientes para a agricultura que podem substituir de maneira eficiente os fertilizantes minerais, com impactos positivos para o ambiente e contribuindo com a viabilidade econômica dos empreendimentos agropecuários e agroindustriais.

Referências

ABIOGÁS. **Proposta de programa nacional do biogás e do biometano** – PNBB. São Paulo, 2015. Disponível em: <http://www.abiogas.org.br/>. Acesso em 22 nov. 2016.

AITA, C.; CHIAPINOTTO, I. C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P.; MARQUES, M. G. Decomposição de palha de aveia preta e dejetos de suínos em solo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 149-161, 2006.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; PUJOL, S. B.; NICOLOSO, R. da S.; CORRÊA, J. C. Aproveitamento dos dejetos de suínos e bovinos como fertilizantes: impactos ambientais e estratégias de mitigação. In: PALHARES, J. C. P.; GLEBER, L. (Ed.). **Gestão ambiental na agropecuária**. Brasília, DF: Embrapa, v. 2, p. 199-282.

BARROS, E. C.; NICOLOSO, R. da S.; HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A. **Tratamento de dejetos no âmbito do programa do ABC**. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura, Pecuária/RS, 2015. 13 p.

BAYER, C. Desafios no manejo da matéria orgânica e sequestro de C no solo na agricultura conservacionista. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., 2007, Gramado. **Conquistas e desafios da ciência do solo brasileira: livro de resumos...** Gramado: UFRGS: SBCS, 2007. 1 CD-ROM. Palestra.

BUTTERBACH-BAHL, K.; BAGGS, E. M.; DANNENMANN, M.; KIESE, R.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 368, n. 1621, 2013.

BRASIL. Decreto-lei nº 303, de 28 de fevereiro de 1967. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/1965-1988/Del0303.htm. Acesso em: 26 fev. 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. 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. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>. Acesso em: 26 fev. 2019.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. PRO-BIOGÁS. **Avaliação de opções para o tratamento de efluentes da produção de biogás/Probiogás**. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015. 91 p. (Coletânea de publicações do PROBIOGÁS. Série Aproveitamento Energético de Biogás de Resíduos Sólidos Urbanos).

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Clima. Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Clima. **Acordo de Paris**. Brasília, DF, 2016. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/clima/convencao-das-nacoes-unidas/acordo-de-paris>. Acesso em: 29 nov. 2016.

CETESB. **Norma técnica P 4.231**. Vinhaça: critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo: CETESB, 2006. 12 p.

CHANTIGNY, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; BITTMAN, S.; BUCKLEY, K.; MASSÉ, D.; BÉLANGER, G.; ERIKSEN-HAMEL, N., GASSER, M. O. Soil nitrous oxide emissions following band-incorporation of fertilizer nitrogen and swine manure. **Journal of Environmental Quality**, v. 39, p. 1545-1553, 2010.

CIBIOGAS. BiogasMap. Foz do Iguaçu, 2016. Disponível em: <https://cibiogas.org/biogasmap>. Acesso em: 22 nov. 2016.

DAMASCENO, F. **Injeção de dejetos líquidos de suínos no solo e inibidor de nitrificação como estratégias para reduzir as emissões de amônia e óxido nítrico.** 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

DE BONA, F. D. Grãos. 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. Cap. 6.1. p. 101-134.

EBA – European Biogas Association. **Annual Report 2015.** Bruxelas, 2015. Disponível em: <http://european-biogas.eu/wp-content/uploads/2016/02/EBA-Annual-Report-2015-Web.pdf>. Acesso em: 22 nov. 2016.

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

FATMA - FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE. **Instrução Normativa nº 11,** Suinocultura. Florianópolis, 2014. 37 p. Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br/ckfinder/userfiles/arquivos/ins/11/IN%2011%20Suinocultura.pdf>. Acesso em: 24 nov. 2016.

FEBRAPDP – Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha. Área total sob plantio direto em diversos países (hectares). Foz do Iguaçu, 2016. Disponível em: http://febrapdp.org.br/download/AREA_PD_MUNDO.pdf. Acesso em: 29 nov. 2016.

FEPAM. Portaria nº 85, de 5 de setembro de 2014. Dispõe sobre o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) dos solos para 09 (nove) elementos químicos naturalmente presentes nas diferentes províncias geomorfológicas/geológicas do Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/legislacao/arq/Portaria085-2014.pdf>. Acesso em: 29 nov. 2016.

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, 2015.

GATIBONI, L. C.; SILVA, L. S.; ANGHINONI, I. Diagnóstico da fertilidade do solo e recomendação da adubação. 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. 89-99.

GILES, M.; MORLEY, N.; BAGGS, E. M.; DANIELL.; T. J. Soil nitrate reducing processes – drivers, mechanisms for spatial variation, and significance for nitrous oxide production. **Frontiers in Microbiology**, v. 3, artigo 407, 18 dec. 2012. DOI: 10.3389/fmicb.2012.00407.

GRAVE, R. A.; NICOLOSO, R. da S.; CASSOL, P. C.; AITA, C.; CORREA, J. C.; DALLA COSTA, M.; FRITZ, D. D. Short-term carbon dioxide emission under contrasting soil disturbance levels and organic amendments. **Soil & Tillage Research**, v. 146, p.184-192, 2014.

GRAVE, R. A.; NICOLOSO, R. S.; MEZZARI, M. P.; DA SILVA, M. L. B.; DALLA COSTA, M.; SORDI, C. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions according to soil tillage and organic fertilization. In: Annals EMILI 2015, Florianópolis. [Anais]. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2015b.

KOGA, N.; SAWAMOTO, T.; TSURUTA, H. Life cycle inventory-based analysis of greenhouse gas emissions from arable land farming systems in Hokkaido, northern Japan. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 52, p. 564-574, 2006.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5485-5489, 2009.

LOYON, L.; BURTON, C. H.; MISSELBROOK, T.; WEBB, J.; PHILIPPE, F. X.; AGUILAR; M. DOREAU; M. HASSOUNA; T. VELDKAMP; J.Y. DOURMAD; A. BONMATI, M.; GRIMM, M.; SOMMER, S. G. Best available technology for European livestock farms: Availability, effectiveness and uptake. **Journal of Environmental Management**, v. 166, p.1-11, 2016.

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**, Brasília, DF, v. 49, n. 8, p. 630-638, 2014.

MARLAND, G.; PIELKE JUNIOR, R. A.; APPS, M.; AVISSAR, R.; BETTS, R. A.; DAVIS, K. J.; FRUMHOFF, P. C.; JACKSON, S. T.; JOYCE, L. A.; KAUPPI, P.; KATZENBERGER, J.; MACDICKEN, K. G.; NEILSON, R. P.; NILES, J. O.; NIYOGI, D. S.; NORBY, R. J.; PENA, N.; SAMPSON, N.; XUE, Y. The climatic impacts of land surface change and carbon management, and the implications for climate-change mitigation policy. **Climate Policy**, v. 3, p. 149-157, 2003.

MIELE, M.; SILVA, M. L. B. da; NICOLOSO, R. da S.; CORREA, J. C.; HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; SANDI, A. J. Tratamento dos efluentes de usinas de biogás. **Revista de Política Agrícola**, Brasília, DF, ano 24, n. 1, p. 31-45, 2015.

MYHRE, G.; D. SHINDELL; BRÉON, F. M.; COLLINS, W.; FUGLESTVEDT, J.; HUANG, J.; KOCH, D.; LAMARQUE, J. F.; LEE, D.; MENDOZA, B.; NAKAJIMA, T.; ROBOCK, A.; STEPHENS, G.; TAKEMURA, T.; ZHANG, H.. Anthropogenic and natural radiative forcing. In: CLIMATE change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2014. p. 659-740.

NICOLOSO, R. S. **Estudo técnico da destinação do fertilizante orgânico sólido produzido em uma usina de biogás no município de Concórdia-SC**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2014. 54 p. (Embrapa Suínos e Aves. Documentos, 170).

NICOLOSO, R. da S.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; CERETTA, C. A.; SPAGNOLO, E.; CASSOL, P. C.; COMIN, J. J.; BRUNETTO, G. Adubos e adubação orgânica. 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, 2016a. p. 317-328.

NICOLOSO, R. S.; RICE, C. W.; AMADO, T. J. C. Kinetic to saturation model for simulation of soil organic carbon increase to steady state. **Soil Science Society of America Journal**, v. 80, p. 147-156, 2016b.

NICOLOSO, R. da S.; OLIVEIRA, P. A. V. de. Modelo de gestão e de licenciamento ambiental para a suinocultura brasileira. In: PALHARES, J. C. P. (Org.). **Produção animal e recursos hídricos**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudoeste, 2016. v. 1. p. 97-104.

OLIVEIRA, L. B.; PIRES, A. J. V.; VIANA, A. E. S.; MATSUMOTO, S. N.; CARVALHO, G. G. P.; RIBEIRO, L. S. O. Produtividade, composição química e características agrônomicas de diferentes forrageiras. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 39, p. 2604-2610, 2010.

OLIVI, M. C.; DIAS, R. S.; NICOLOSO, R. S. Análise técnica-econômica sobre o uso agrônomico 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.

PANEK, J. A.; MATSON, P. A.; ORTÍZ-MONASTERIO, I.; BROOKS, P. Distinguishing nitrification and denitrification sources of N₂O in a Mexican wheat system using 15N. **Ecological Applications**, v. 10, p. 506-514, 2000.

ROBERTSON, G. P.; GRACE, P. R. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: The need for a full-cost accounting of global warming potentials. *Environment, Development and Sustainability*, v. 6, p. 51-63, 2004.

ROCHA, P.N. Hipercalemia. **Jornal Brasileiro de Nefrologia**, v. 31, p. 5, 2009.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; BERTRAND, N.; COTE, D. Carbon dioxide and nitrous oxide emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 1410-1420, 2004.

SCHILS, R. L. M.; VERHAGEN, A.; AARTS, H. F. M.; SEBEK, L. J. B. A farm level approach to define successful mitigation strategies for GHG emissions from ruminant livestock systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 71, p.163-175, 2005.

SCHIRMANN, J. **Estratégias para melhorar o fornecimento de nitrogênio ao milho e ao trigo por dejetos de suínos e reduzir a emissão de óxido nitroso do solo**. 63 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

SHERLOCK, R. R.; SOMMER, S. G.; KHAN, R. Z.; WOOD, C. W.; GUERTAL, E. A.; FRENEY, J. R.; DAWSON, C. O.; CAMERON, K. C. Ammonia, methane, and nitrous oxide emission from pig slurry applied to a pasture in New Zealand. **Journal of Environment Quality**, v. 31, p. 1494-1501, 2002.

SINGH, J.; SAGGAR, S.; BOLAN, N. S.; ZAMAN, M. The role of inhibitors in the bio-availability and mitigation of nitrogen losses in grassland ecosystems. **Developments in Soil Science**, v. 32, p. 329-362, 2008.

SIX, J.; OFLE, S. M.; BREIDT, F. J.; CONANT, R. T.; MOSIER, A. R.; PAUSTIAN, K. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. **Global Change Biology**, v. 10, p. 155-160, 2004.

SMITH, P.; MARTINO, D.; CAI, Z.; GWARY, D.; JANZEN, H.; KUMAR, P.; MCCARL, B.; OGLE, S.; O'MARA, F.; RICE, C.; SCHOLE, B.; SIROTKENKO, O. **Agriculture**. In Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007.

SOARES, M. R., CASAGRANDE, J. C., NICOLOSO, R. S. Uso da vinhaça da cana-de-açúcar como fertilizante: eficiência agrônômica e impactos ambientais. In: Palhares, J.C.P.; Gebler, L. (Org.). **Gestão Ambiental na Agropecuária**. 1ed. Brasília: Embrapa, 2014, v. 2, p. 145-198.

STEINMETZ, R. L. R. **Aplicação de polieletrólitos para a separação de metais em efluentes da suinocultura**. 2007. 55 p. Dissertação (Mestrado em Química) - Centro de Ciências Naturais e Exatas, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS.

NICOLOSO, R. da S.; LIMA, G. J. M. M. de; KRABBE, E. L.; MORÉS, N.; OLIVEIRA, P. A. V. de; KUNZ, A.; DALLA COSTA, O. A.; CARON, L.; ÁVILA, V. S. de; BARROS, E. C.; OLIVEIRA, M. M. de. **Tecnologias para destinação de animais mortos na granja**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, Cartilha, 34 p. 2017.

THE WATER PROTECTION ACT (C.C.S.M. c. W65). Nutrient Management Regulation. Manitoba, 2008. Disponível em: https://web2.gov.mb.ca/laws/regs/current/_pdf-regs.php?reg=62/2008. Acesso em: 27 fev. 2019.

VAN GRINSVEN, H. J. M.; TEN BERGE, H. F. M.; DALGAARD, T.; FRATERS, B.; DURAND, P.; HART, A.; HOFMAN, G.; JACOBSEN, B. H.; LALOR, S. T. J.; LESSCHEN, J. P.; OSTERBURG, B.; RICHARDS, K. G.; TECHEN, A. K.; VERT, F.; WEBB, J.; WILLEMS, W. J. Management, regulation and environmental impacts of nitrogen fertilization in northwestern Europe under the nitrates directive: a benchmark study. **Biogeosciences**, v. 9, p. 5143-5160, 2012.

VITTI, G. C.; MAZZA, J. A. **Planejamento, estratégias de manejo e nutrição da cultura de cana-de-açúcar**. Piracicaba: POTAFOS, 2002. 16 p. (Encarte técnico/Informações Agronômicas, 97).

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBER, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. H. Efficiency of biodigester and stabilization pond interaction in removal of swine manure pollutants. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 320–325, 2010.

UNECE. **ECE/EB.AIR/120**: guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agriculture. Geneva, 7 Fevereiro 2014. 100 p.

ZANOTELLI, C. T.; COSTA, R. H. R.; PERDOMO, C. C. Evaluation of sludge from pond system for treatment of piggery wastes. **Water Science and Technology**, v. 51, p. 235-238, 2005.