



Gestão dos resíduos da produção animal

VOLUME II

Reciclagem como fertilizante e impacto ambiental



EDITORES TÉCNICOS

Rodrigo da Silveira Nicoloso
Cledimar Rogério Lourenzi
Gustavo Brunetto

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

*Sociedade Brasileira dos Especialistas em Resíduos das Produções
Agropecuária e Agroindustrial - Sbera*

GESTÃO DOS RESÍDUOS DA PRODUÇÃO ANIMAL

VOLUME II Reciclagem como fertilizante e impacto ambiental

Rodrigo da Silveira Nicoloso
Cledimar Rogério Lourenzi
Gustavo Brunetto
Editores Técnicos

Embrapa
Brasília, DF
Sbera
Concórdia, SC
2024

Embrapa
Parque Estação Biológica
Av. W3 Norte (final)
70770-901 Brasília, DF
www.embrapa.br/
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

**Sociedade Brasileira dos Especialistas
em Resíduos das Produções
Agropecuária e
Agroindustrial - Sbera**
Concórdia, SC
contato@sbera.org.br
sigera@sbera.org.br
www.sbera.org.br

1ª edição
Publicação digital (2024): PDF
1ª impressão (2024): 000 exemplares

Responsável pelo conteúdo e editoração

Embrapa Suínos e Aves
Rodovia BR 153 - KM 110
89.715-899, Concórdia, SC
<https://www.embrapa.br/suinos-e-aves>

Comitê Local de Publicações

Presidente

Franco Muller Martins

Secretário-executivo

Tânia Maria Biavatti Celant

Membros

*Clarissa Silveira Luiz Vaz, Catia Silene
Klein, Gerson Neudi Scheuermann, Jane
de Oliveira Peixoto e Joel Antonio Boff*

Revisão de texto

Jean Carlos Porto Vilas Boas Souza

Projeto gráfico e capa

Marina Schmitt

Diagramação

Marina Schmitt e Vivian Fracasso

Todos os direitos reservados.

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

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Embrapa Suínos e Aves

G393 Gestão dos resíduos da produção animal: reciclagem como fertilizante e impacto ambiental / Rodrigo da Silveira Nicoloso, Cledimar Rogério Lourenzi, Gustavo Brunetto, editores técnicos – Brasília, DF: Embrapa; Concórdia: Sbera, 2024.
243 p.

ISBN 978-65-88155-07-3

1. Solo. 2. Qualidade. 3. Adução. 4. Produção animal. 5. Dejeo de animais.
6. Reciclagem. 7. Preservação ambiental. I. Nicoloso, Rodrigo da Silveira. II. Lourenzi, Cledimar Rogério. III. Brunetto, Gustavo. VI. Embrapa Suínos e Aves. V. Título.

CDD 631.4

Editores técnicos e autores

Carlos Alberto Ceretta

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor aposentado da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS

Carlos Gustavo Tornquist

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS

Caroline Reichen

Médica Veterinária, estudante de doutorado em Zootecnia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Celso Aita

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

Cesar Rodrigo de Souza Surian

Médico Veterinário, mestre em Produção e Sanidade Animal, professor da Universidade do Oeste de Santa Catarina Xanxerê, SC

Cledimar Rogério Lourenzi

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Daniel João Dall'Orsoletta

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, especialista agrônomo na Demétrio Dall'Orsoletta Ensino Agroveterinário, Lacerdópolis, SC

Diego Hemkemeier Silva

Engenheiro Agrônomo, especialista em Georreferenciamento de Imóveis Rurais, diretor de Controle e Passivos Ambientais do Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Djalma Eugênio Schmitt

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor da Universidade Federal de Santa Catarina, Curitiba, SC

Eduardo Girotto

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul, Bento Gonçalves, RS

Ezequiel César Carvalho Miola

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor da Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS

Gabriela Brasil dos Anjos

Bióloga, mestre em Biotecnologia, diretora de de Clima, Economia Verde, Energia e Qualidade Ambiental, da Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Economia Verde, Florianópolis, SC

Gabriela Casarin Ribeiro

Engenheira Agrônoma, mestre em Perícias Criminais Ambientais, analista técnica do Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Gildean Portela Morais

Engenheiro Agrônomo, doutor em Agroecossistemas, professor do Instituto Federal do Piauí, Campo Maior, PI

Gilmar Luiz Mumbach

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, Criciúma, SC

Gustavo Brunetto

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

Heitor Luís Santin Bazzo

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, técnico de laboratório do Instituto Federal Farroupilha, Santo Augusto, RS

Jalusa Deon Kich

Médica Veterinária, doutora em Ciências Veterinárias, pesquisadora da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

Janquieli Schirmann

Engenheira Agrônoma, doutora em Ciência do Solo, Curitiba, SC

Lessandro De Conti

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor da Instituto Federal Farroupilha, Santo Augusto, RS

Luciano Colpo Gatiboni

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor da North Carolina State University, Raleigh, NC, Estados Unidos da América

Mariane Hatsuno Murakami

Bióloga, mestre em Engenharia Florestal, Assessora de Assuntos Regionais, Normatização e Procedimentos do Instituto de Meio Ambiente de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Maristela Aparecida Silva

Advogada, especialização em Direito Processual Civil, procuradoria jurídica Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina, Florianópolis, SC

Pâmela Oruoski

Engenheira Agrônoma, mestre em Ciência do Solo, estudante de doutorado da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS

Rodrigo da Silveira Nicoloso

Engenheiro Agrônomo, doutor em Engenharia Agrícola, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

Rogério Gonzatto

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, consultor agrônomo da OCP Brasil, Porto Alegre, RS

Rosemar de Queiroz

Engenheira Ambiental e Sanitária, mestre em Ciência do Solo, estudante de doutorado da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS

Sandro José Giacomini

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

Stefen Barbosa Pujol

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

Tadeu Luis Tiecher

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor do Instituto Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS

Tiago Broetto

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, consultor para composição da AgroLibertas, Ribeirão Preto, SP

Apresentação

O Brasil se destaca no cenário do agronegócio como um dos principais produtores e fornecedores mundiais de proteína animal, com um rebanho de aproximadamente 5 milhões de suínos, 225 milhões de bovinos e 1,6 bilhões de aves em 2021, segundo o IBGE. Estas cadeias geram um volume expressivo de resíduos, notadamente os dejetos líquidos de suínos e de bovinos de leite, o esterco de bovinos e a cama de aves, que necessitam manejo adequado de forma a garantir a sustentabilidade ambiental das unidades de produção. Este cenário é especialmente desafiador na região Sul do Brasil, caracterizado pela expansão das unidades de produção animal em confinamento em pequenas propriedades rurais.

A “RECICLAGEM COMO FERTILIZANTE” dos dejetos de animais na agricultura é a principal rota de manejo e destinação destes resíduos no Brasil e no mundo. Quando utilizados segundo critérios agronômicos, podem substituir de maneira eficiente os fertilizantes minerais, melhorando a produtividade das culturas agrícolas, contribuindo para a “QUALIDADE DO SOLO” e reduzindo custo de produção na agricultura. No entanto, se manejados inadequadamente e descartados no solo acima da capacidade de reciclagem de nutrientes nos sistemas agrícolas, podem promover “IMPACTO AMBIENTAL” significativo, seja pela emissão de gases de efeito estufa, lixiviação e escoamento superficial de nutrientes ou a contaminação do solo por patógenos. Neste cenário, o “TRATAMENTO DOS DEJETOS” visando a remoção de carbono e nutrientes podem ser imprescindíveis para se mitigar os potenciais impactos da destinação inadequada destes resíduos no ambiente.

A presente obra “GESTÃO DOS RESÍDUOS DA PRODUÇÃO ANIMAL” aborda estes temas em três volumes que reúnem os esforços mais recentes de mais de duas décadas de pesquisa, desenvolvimento e inovação de pesquisadores e professores de diferentes instituições

de ensino e pesquisa, especialmente da região Sul do Brasil. O objetivo desta série de livros é condensar informações atualizadas sobre as melhores técnicas de reciclagem e tratamento dos dejetos de animais para seu pronto uso por produtores rurais, estudantes e profissionais das áreas de agronomia e engenharia ambiental e sanitária, técnicos de órgãos ambientais e tomadores de decisão que atuam junto às cadeias de produção animal e vegetal na agropecuária brasileira.

Boa leitura!

Rodrigo da Silveira Nicoloso

Pesquisador da Embrapa Suínos e Aves

Airton Kunz

Pesquisador da Embrapa Suínos e Aves

Prefácio

Esta obra, intitulada “GESTÃO DOS RESÍDUOS DA PRODUÇÃO ANIMAL” é destinada a sistematizar conhecimentos de pesquisas desenvolvidas nas últimas décadas com uso de resíduos orgânicos na agricultura, especialmente, no Sul do Brasil. As informações poderão ser utilizadas por profissionais das diversas áreas das Ciências Agrárias, mas especialmente àqueles que desenvolvem estudos com qualidade do solo. A obra também pode ser utilizada para atualização de conhecimentos de técnicos, produtores agrícolas e demais interessados no assunto.

A condução de projetos de pesquisas de longo prazo por diversos pesquisadores e Instituições de ensino, pesquisa e extensão geraram, nas últimas décadas, informações altamente consistentes a respeito do uso de resíduos orgânicos na agricultura, especialmente, dejetos de animais. Esses resultados, apesar de serem publicados e divulgados em artigos científicos, Dissertações de Mestrado, Teses de Doutorado, resumos em eventos científicos, entre outras formas de divulgação, nunca foram sistematizados em uma única obra. Nesse sentido, vem sendo discutido há alguns anos uma forma de compilar essas informações em um livro que pudesse apresentar uma abordagem sistêmica dos principais resultados obtidos em uso de resíduos orgânicos na agricultura, especialmente no Sul do Brasil.

Com essa demanda, professores e pesquisadores de diferentes Instituições de ensino e pesquisa dos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina tiveram a iniciativa de organizar esta obra. Para isso, foram convidados profissionais que apresentam experiência em estudos com uso de resíduos orgânicos na agricultura, como pode ser verificado na lista de autores do presente livro. O comprometimento de todos foi fundamental para a qualidade do conteúdo e informações apresentadas nesta obra.

Por causa do elevado volume de informações existentes a respeito da “RECICLAGEM COMO FERTILIZANTE”, optou-se por dividir esse tema em dois volumes, sendo que o presente livro (Volume II) apresenta uma abordagem sobre o “IMPACTO AMBIENTAL”. O livro está dividido em sete capítulos que abordam temas como a emissão de gases de efeito estufa, perdas de nutrientes por escoamento superficial e lixiviação, dispersão de patógenos, limites ambientais para reciclagem de dejetos, dimensionamento de rebanhos e licenciamento ambiental.

Espera-se que essa obra seja de bom aproveitamento para quem a consultar. Também, o conteúdo desta obra servirá para melhorar a conscientização de toda a população sobre o uso de resíduos orgânicos na agricultura, pois apesar de ser uma importante fonte de nutrientes disponível em muitas propriedades agrícolas, apresenta potencial de impacto ambiental que deve ser levado em consideração no momento do uso dessas fontes, mas que o uso adequado, seguindo critérios técnicos, é altamente benéfico a toda cadeia produtiva. As informações aqui apresentadas contribuem com o alcance das metas dos Objetivos para Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030 da ONU, principalmente no ODS 12 (Consumo e produção responsáveis).

Cledimar Rogério Lourenzi

Professor da Universidade Federal
de Santa Catarina

Gustavo Brunetto

Professor da Universidade Federal
de Santa Maria

Sumário

Capítulo 1 - Emissões de óxido nitroso e amônia em solos com histórico de aplicação de dejetos de animais	13
Celso Aita, Stefen Barbosa Pujol, Rosemar de Queiroz, Rogério Gonzatto, Ezequiel César Carvalho Miola, Heitor Luís Santin Bazzo, Pâmela Oruoski, Janquieli Schirmann e Sandro José Giacomini	
Capítulo 2 - Perdas de nutrientes por escoamento superficial e lixiviação em solos com histórico de aplicações de dejetos de animais	49
Eduardo Giroto, Cledimar Rogério Lourenzi, Tadeu Luis Tiecher, Lessandro De Conti, Carlos Alberto Ceretta, Daniel João Dall’Orsoletta, Gilmar Luiz Mumbach e Djalma Eugênio Schmitt	
Capítulo 3 - Dispersão de patógenos e resistência antimicrobiana em áreas adubadas com dejetos de suínos	91
Jalusa Deon Kich, Caroline Reichen e Cesar Rodrigo de Souza Surian	
Capítulo 4 - Limites ambientais para reciclagem dos dejetos como fertilizantes	123
Daniel João Dall’Orsoletta, Gustavo Brunetto, Luciano Colpo Gatiboni, Djalma Eugênio Schmitt e Gildean Portela Morais	
Capítulo 5 - Dimensionamento de rebanhos de suínos por balanço de nutrientes	157
Rodrigo da Silveira Nicoloso	
Capítulo 6 - Uma visão geoespacial para o licenciamento da suinocultura em âmbito municipal	187
Carlos Gustavo Tornquist e Tiago Broetto	

Capítulo 7 - **O licenciamento ambiental da suinocultura no Estado de Santa Catarina**.....205

Diego Hemkemeier Silva, Gabriela Brasil dos Anjos, Gabriela Casarin Ribeiro, Mariane Hatsuno Murakami e Maristela Aparecida Silva

CAPÍTULO 1

Emissões de óxido nitroso e amônia em solos com histórico de aplicação de dejetos de animais

*Celso Aita, Stefen Barbosa Pujol, Rosemar de Queiroz,
Rogério Gonzatto, Ezequiel César Carvalho Miola,
Heitor Luís Santin Bazzo, Pâmela Oruoski, Janquieli Schirmann e
Sandro José Giacomini*

Introdução

A participação cada vez maior dos fertilizantes sintéticos no incremento do custo de produção agrícola, o risco de descontinuidade no fornecimento de fertilizantes pelos principais países produtores e as exigências dos órgãos ambientais em relação à destinação dos resíduos agropecuários nas últimas décadas têm contribuído para aumentar o interesse dos produtores rurais brasileiros em reciclar os nutrientes dos dejetos de animais, utilizando-os como fertilizantes na produção de grãos e forragem. Entre os dejetos de animais, merecem uma atenção especial os dejetos produzidos na suinocultura e na bovinocultura de leite.

O confinamento dos suínos em todas as fases do ciclo produtivo e a concentração das vacas em lactação no espaço onde é realizada a ordenha resultam na produção e acúmulo de grandes volumes de dejetos, os quais são constituídos, principalmente, pela mistura de fezes, urina, sobras de alimentos e pela água usada na higienização das insta-

lações. Em função do volume elevado e de suas características, esses dejetos líquidos de bovinos (DLB) e, principalmente, de suínos (DLS), são os que têm recebido maior atenção por parte da pesquisa quanto ao manejo correto, visando aproveitar o seu potencial fertilizante e mitigar o impacto poluidor do ambiente, especialmente da água e do ar.

Uma das principais características dos DLB e, principalmente, dos DLS é a elevada proporção de nitrogênio (N) total, que já se encontra na forma inorgânica de N amoniacal (NH_3 e NH_4^+) após o seu armazenamento em esterqueiras anaeróbias para posterior aplicação no campo, o que representa um aspecto positivo do ponto de vista de fornecimento de N às culturas, especialmente às gramíneas. Todavia, essa característica também demanda muita atenção com relação ao manejo correto dos dejetos quando usados como fertilizante em razão das inúmeras transformações a que esse N inorgânico está sujeito e da rapidez com que as mesmas ocorrem no solo. Em sua maioria, essas transformações são de natureza microbiana, sendo que alguns dos produtos finais ou intermediários dos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação, com destaque para o nitrato (NO_3^-) e o óxido nitroso (N_2O), podem resultar em poluição da água e do ar, respectivamente.

Um aspecto importante, especialmente na região Centro-Sul do Brasil, a qual concentra os maiores rebanhos de suínos e de bovinos de leite do país, refere-se à expansão do sistema de plantio direto (SPD), o qual já ocupava em 2018 cerca de 80% da área cultivada dessa região (Sá; Ferreira, 2018). Ao adotar o SPD, a maioria dos produtores aplica os dejetos líquidos na superfície do solo, sem incorporação e antecedendo a semeadura das culturas. Todavia, dependendo das condições ambientais após a aplicação dos dejetos nesse sistema, podem ocorrer perdas significativas de carbono (C) e nutrientes via escoamento superficial, com destaque para o fósforo (P) e o N, além de perdas gasosas de N na forma de N_2O e, principalmente, de amônia (NH_3) por volatilização.

As emissões gasosas de N para a atmosfera, nas formas de NH_3 e de N_2O , após a aplicação dos dejetos de animais em SPD, representam prejuízo agrônômico/econômico e ambiental. Do ponto de vista

agronômico, essas emissões contribuem para a redução do potencial fertilizante nitrogenado dos dejetos, já que o N é transferido do solo para a atmosfera. Ambientalmente, a forma gasosa de NH_3 que é volatilizada para a atmosfera pode retornar através das chuvas para locais distantes de onde ocorreu o processo, sendo que essa reposição poderá provocar a eutrofização e afetar negativamente a biodiversidade daqueles ecossistemas oligotróficos (Dell *et al.*, 2012). Apesar da NH_3 não ser um gás que participe diretamente do efeito estufa, ela contribui indiretamente para o aquecimento global, uma vez que cerca de 1% da quantidade de NH_3 que retornar ao solo poderá ser convertida em N_2O durante os processos microbianos de nitrificação e desnitrificação (IPCC, 2006). Quanto ao N_2O , os impactos negativos sobre o ambiente se devem ao fato do mesmo ser um dos principais gases de efeito estufa (GEE), além dele participar da destruição da camada de ozônio (O_3) (Ravishankara; Daniel; Portmann, 2009), a qual protege as diferentes formas de vida da terra da ação prejudicial da radiação ultravioleta.

Este capítulo fará uma abordagem sobre o processo físico-químico de volatilização de NH_3 e os processos microbianos de nitrificação e desnitrificação, os quais resultam na produção e emissão de N_2O para a atmosfera após a aplicação dos dejetos de animais no solo. Serão apresentados os principais aspectos que afetam tais processos, além de medidas para mitigar tais emissões gasosas de N. A ênfase será dada aos dejetos líquidos dos animais, já que o manejo dos dejetos na forma líquida predomina, tanto na suinocultura como na bovinocultura de leite.

Perdas de N por volatilização de NH_3 após aplicação dos dejetos no solo

Durante o armazenamento dos dejetos líquidos em esterqueiras anaeróbias, diversos gêneros e espécies de bactérias mineralizam N orgânico dos mesmos, convertendo-o em NH_3 , forma gasosa de N e que estará em equilíbrio na solução aquosa das esterqueiras com a forma iônica de amônio (NH_4^+). Esse N amoniacal não é convertido para NO_3^- no ambiente líquido e livre de oxigênio (O_2) das esterqueiras, como

ocorre normalmente no solo. Isso ocorre porque o processo de oxidação de NH_3 até NO_3^- , realizado por bactérias nitrificadoras, depende da presença de O_2 para ocorrer. Por isso, os dejetos de animais que permanecem armazenados em esterqueiras anaeróbias durante o período recomendado de 60 a 120 dias têm elevada proporção do N total na forma amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) no momento da sua aplicação no campo.

Os resultados de análises químicas realizadas em oito estudos com DLS e oito com DLB (vacas em lactação) indicam que uma grande proporção do N total dos dejetos já se encontra na forma amoniacal quando os dejetos são aplicados no campo (Tabela 1). Apesar da ampla variação observada, a proporção média do N total presente como N amoniacal nos DLS foi de 75,3%. Já nos dejetos líquidos de vacas em lactação, a proporção do N total que está presente como N amoniacal é menor do que nos DLS, variando de 30,5% a 57,6%, com um valor médio de 46,5%. Tais diferenças estão ligadas, principalmente, ao tipo de alimentação fornecida aos animais e também às diferenças no seu sistema digestivo, já que os suínos são monogástricos, enquanto os bovinos são poligástricos (ruminantes).

Outro aspecto importante é que a maior parte do N amoniacal dos dejetos de suínos e bovinos manejados na forma líquida está presente na fração líquida (água e urina) e em menor proporção na fração pastosa (fezes). Portanto, o destino dessa fração líquida dos dejetos de suínos e de bovinos após sua aplicação no solo irá determinar a magnitude das perdas de N por volatilização de NH_3 .

Fatores que afetam a volatilização de NH_3 após a aplicação dos dejetos na superfície do solo

Quando os DLS e DLB são aplicados na superfície do solo, como ocorre nas lavouras em SPD, a NH_3 pode ser volatilizada do solo para a atmosfera, sendo que a proporção do N amoniacal aplicado que pode ser perdido por esse processo depende de vários fatores ligados ao solo, ao clima e aos próprios dejetos.

Tabela 1. Concentração das diferentes formas de nitrogênio (N) em oito estudos de diversos autores com dejetos líquidos de suínos e oito com dejetos líquidos de bovinos (vacas em lactação).

Origem dos dejetos	Formas do N	Concentração de N nos dejetos		
		Média	Máxima	Mínima
----- kg.N.m ⁻³ -----				
Suínos ⁽¹⁾ (n=8)	N-total	3,95 (2,40) ⁽³⁾	9,70	2,52
	N-amoniacal	2,92 (1,59)	6,70	1,98
	N-orgânico	1,03 (0,82)	3,00	0,49
	N-amoniacal (% do N total)	75,3 (3,5)	80,6	69,1
Bovinos ⁽²⁾ (n=8)	N-total	2,82 (0,89)	4,30	1,35
	N-amoniacal	1,28 (0,38)	1,90	0,63
	N-orgânico	1,54 (0,68)	2,70	0,72
	N-amoniacal (% do N total)	46,5 (8,8)	57,6	30,5

⁽¹⁾Estudos com dejetos de suínos: [Rochette *et al.* (2001), Chantigny *et al.* (2004), Nyord, Hansen e Birkmose (2012), Gonzatto *et al.* (2013; 2017), Aita *et al.* (2014; 2015; 2019)]; ⁽²⁾Estudos com dejetos de bovinos: [Thompson e Meisinger (2002), Wulf, Maeting e Clemens (2002b), Mattila e Joki-Tokola (2003), Rodhe, Pell e Yamulki (2006), Rochette *et al.* (2008), Powell, Jokela e Misselbrook (2011), Bell *et al.* (2016), Fanguero *et al.* (2017)]; ⁽³⁾Valores entre parênteses representam o desvio padrão das amostras.

Quanto ao solo, os principais fatores que controlam as taxas de volatilização de NH₃ são o pH, a umidade, o nível de compactação e a capacidade de troca de cátions (CTC). A reação de equilíbrio entre a forma gasosa de NH₃ e a forma iônica de NH₄⁺ em um ambiente líquido, como são os dejetos e a própria solução do solo, depende do pH. O aumento do pH afeta o equilíbrio ácido-base, conduzindo mais NH₄⁺ para a forma do gás NH₃, aumentando a volatilização (Mkhabela *et al.*, 2006; Awale; Chatterjee, 2017). Com relação à umidade do solo, ela é importante na medida em que determina a taxa de infiltração dos dejetos líquidos no solo. Quanto maior a umidade do solo, menor será a taxa de infiltração da fração líquida dos dejetos onde se encontra a maior proporção do N amoniacal e, portanto, maior será o potencial de perda de N por volatilização de NH₃, caso os fatores ligados ao ambiente sejam favoráveis

(temperaturas elevadas e vento) à ocorrência desse processo. O grau de compactação do solo atua no mesmo sentido da umidade, dificultando ou facilitando a infiltração da fração líquida dos dejetos. Quanto menos compactado, mais rápida será a infiltração dessa fração no solo e mais protegido estará o N amoniacal dos fatores ambientais que atuam sobre a volatilização de NH_3 . A CTC do solo atua adsorvendo o NH_4^+ dos dejetos, reduzindo a disponibilidade de NH_3 e, conseqüentemente, sua volatilização. Além disso, a CTC aumenta o poder tampão do solo, reduzindo a alteração do pH quando os dejetos são aplicados. Por isso, solos com maior CTC, seja por possuírem textura argilosa ou maior teor de matéria orgânica, apresentam menores perdas de N por volatilização de NH_3 do que solos arenosos (Awale; Chatterjee, 2017).

Com relação aos dejetos, as principais características dos mesmos que afetam a volatilização de NH_3 são o pH e o teor de matéria seca (MS), além da concentração de N amoniacal. Assim como o pH do solo, o pH dos dejetos também determina o equilíbrio entre as formas de NH_3 e NH_4^+ , com uma relação direta entre o aumento do pH dos dejetos com o aumento na concentração de N inorgânico na forma gasosa (NH_3). Ao adicionarem DLS na superfície de um solo com pH inicial de 5,9, Chantigny *et al.* (2004a) observaram que o pH do solo aumentou significativamente apenas nas camadas superficiais. Após um dia, o pH aumentou em 2,3 unidades na camada 0 a 0,5 cm, em 1,7 na camada 0,5 a 2,0 cm, em 0,4 na camada 2,0 a 5,0 cm e em apenas 0,05 unidades na camada 5,0 a 10 cm. Esse rápido aumento no pH do solo da camada superficial no estudo desses autores, provocado pelo pH alcalino (7,7 a 8,1) dos próprios dejetos e pela dissociação dos carbonatos presentes nos mesmos, favoreceu fluxos iniciais elevados de NH_3 que, nos primeiros dois dias, resultaram em uma perda de 35% da quantidade de N amoniacal aplicada com os dejetos. Cabe destacar que o pH dos dejetos aumenta à medida que aumenta o tempo de permanência dos mesmos nas esterqueiras ou em biodigestores (Sommer *et al.*, 2006), o que pode potencializar a volatilização de NH_3 após a sua aplicação no campo.

A relação da MS dos dejetos com a volatilização de NH_3 está ligada ao efeito exercido pelas partículas sólidas dos dejetos na taxa de infiltração da sua fração líquida no solo. Quanto maior o teor de MS, menor deverá ser a infiltração dos dejetos no solo, deixando-os mais expostos à ação dos fatores ambientais que facilitam a transferência da NH_3 do solo para a atmosfera. O teor de MS dos dejetos depende de diversos aspectos ligados ao manejo e à alimentação fornecida aos animais, especialmente da quantidade de água utilizada na limpeza das instalações e da eventual entrada de água das chuvas nos locais de armazenamento dos dejetos. Por isso, a MS varia amplamente nos dejetos de animais, conforme ilustrado pelos resultados de Scherer, Aita e Baldissera (1996), que ao analisarem 96 amostras de DLS, coletados em esterqueiras de diversos municípios do Oeste catarinense, constataram que a MS variou de 0,1 a 8,1%, com um teor médio de 3,0%. Essa mesma amplitude de variação foi encontrada por Barcellos (1991) ao analisar 47 amostras de DLB coletadas em esterqueiras da região do Vale do Taquari (RS), sendo 41 amostras de dejetos de vacas em lactação e seis de bovinos de corte confinados. O autor verificou que a MS variou de 0,1 a 10,6%, com um teor médio de 4,6%.

A temperatura, a radiação solar, a velocidade do vento e a ocorrência de chuvas antes ou logo após a aplicação dos dejetos na superfície do solo são os fatores climáticos que exercem maior influência sobre a volatilização de NH_3 . Quanto mais intensa for a radiação solar e quanto maiores forem a temperatura e a velocidade dos ventos, maiores serão as perdas de N por volatilização de NH_3 . Quanto à chuva, o seu efeito depende do momento em que ela ocorrer e da sua intensidade. Chuvas de alta intensidade antes da aplicação dos dejetos podem saturar o solo, dificultando a infiltração dos mesmos e favorecendo a volatilização. Já a aplicação dos dejetos no solo com baixo teor de umidade e a ocorrência de chuva logo após a aplicação facilita a incorporação dos dejetos no solo pela água da chuva, reduzindo a volatilização de NH_3 .

Dinâmica do processo volatilização de NH₃ e perdas de N

A dinâmica normalmente observada para o processo de volatilização de NH₃ indica que ele ocorre a taxas elevadas nas primeiras horas após a aplicação dos dejetos na superfície do solo, como ilustram os resultados de Gonzatto (2012) e Rochette *et al.* (2001) com DLS, onde aproximadamente 60% das emissões acumuladas de NH₃ ocorreram nas primeiras 10 horas após a aplicação dos dejetos. Ao aplicarem DLB na superfície do solo, Smith *et al.* (2000) e Thompson e Meisinger (2002) constataram que as primeiras 10 horas foram responsáveis por cerca de 80% das emissões totais de NH₃. Além desses resultados, aqueles obtidos por Pfluke, Jokela e Bosworth (2011) também comprovam essa mesma cinética do processo de volatilização de NH₃ após a aplicação de dejetos líquidos de vacas em lactação na superfície do solo. Trabalhando em oito locais/experimentos, esses autores constataram que as primeiras 3,5 horas após a aplicação dos dejetos foram responsáveis por 55% da quantidade acumulada de N que volatilizou como NH₃ (26,5 kg.N.ha⁻¹; 33,1% do N amoniacal aplicado) em 82 horas, que foi o período de tempo médio das avaliações realizadas nos oito locais (Tabela 2).

Na maioria dos estudos com a aplicação de DLS (ex., Chantigny *et al.*, 2004a; Carozzi *et al.*, 2013) e DLB (ex., Sherlock *et al.*, 2002) na superfície do solo, a volatilização de NH₃ após as primeiras 24 a 48 horas atinge valores próximos a zero. Essa rápida redução dos fluxos de NH₃ para a atmosfera se deve à combinação de vários fatores. Para Rochette *et al.* (2001), a ocorrência de chuva após a aplicação dos dejetos diminui a volatilização de NH₃. Segundo os autores, a água da chuva pode provocar:

1. Diluição do NH₄⁺ na superfície do solo, o que reduz a pressão parcial de NH₃.
2. Transporte do NH₄⁺ para camadas mais profundas do solo, o que aumenta a resistência à volatilização, em função da adsorção do NH₄⁺ à fração argila e à matéria orgânica do solo (Sommer; Jacobsen, 1999).

Tabela 2. Perdas de N por volatilização de amônia (NH₃) em oito experimentos realizados nos EUA por Pfluke, Jokela e Bosworth (2011), em que os dejetos líquidos de vacas em lactação foram aplicados na dose de 50 m³ ha⁻¹ e na superfície do solo, em áreas com pastagem estabelecida de *Dactylus glomerata* L. e *Phalaris arundinacea*.

Variável	Experimentos								Média
	1	2	3	4	5	6	7	8	
N amoniacal aplicado (kg N ha ⁻¹)	65	93	79	84	67	78	70	59	74,4
Período de avaliação (dias)	2,5	2,5	1,5	2,5	5,5	6,5	3,5	3,0	3,4
NH ₃ volatilizada (kg N ha ⁻¹)	13,7	38,0	46,5	29,8	22,9	23,7	27,8	9,5	26,5
NH ₃ volatilizada (% N amoniacal aplicado)	21,1	40,9	58,9	35,5	34,2	30,4	39,7	16,1	34,6
NH ₃ volatilizada nas duas primeiras avaliações (% da NH ₃ volatilizada)	89 (5,2) ⁽¹⁾	88 (3,9)	73 (3,3)	17 (2,5)	49 (3,8)	42 (3,2)	44 (3,2)	38 (3,0)	55,0 (3,5)

⁽¹⁾Números entre parênteses se referem ao tempo decorrido, em horas, desde a aplicação dos dejetos até o final das duas primeiras avaliações de volatilização de NH₃ realizadas.

A elevada taxa de nitrificação do N amoniacal dos dejetos (Aita *et al.*, 2007), associada à rápida volatilização inicial de NH_3 , também reduz a pressão parcial de NH_3 à medida que o tempo passa. Além disso, a acidificação do solo provocada pela nitrificação favorece o predomínio da forma iônica (NH_4^+) em relação à forma gasosa (NH_3), já que cada mol de NH_4^+ que é oxidado até NO_3^- durante a nitrificação produz dois moles de H^+ (Sommer; Jacobsen, 1999).

Esse conjunto de resultados relativos à dinâmica da volatilização de NH_3 após a aplicação dos dejetos líquidos na superfície do solo em SPD, indicando que a maior perda ocorre nas primeiras horas, evidencia a importância e a necessidade em observar os horários do dia e as condições ambientais antes de realizar a aplicação dos dejetos no campo. Em dias com previsão de temperaturas elevadas, combinadas com a ocorrência de ventos, é preferível aplicar os dejetos no final do dia. Com isso, a fração líquida dos dejetos infiltra no solo durante a noite, reduzindo as perdas de N por volatilização de NH_3 no dia seguinte. Ao compararem a volatilização de NH_3 após a aplicação de dejetos líquidos de vacas em lactação na superfície do solo em diversos horários do dia, Gordon *et al.* (2001) constataram que os fluxos médios de NH_3 das aplicações realizadas na parte da tarde foram cerca de 30% menores do que as aplicações matinais, sendo que os benefícios na redução da volatilização de NH_3 foram maiores quanto mais próximo do fim da tarde foi feita a aplicação, especialmente nos dias mais quentes e secos. Segundo os autores, isso ocorreu porque até 66% das perdas totais de N por volatilização de NH_3 ocorreram durante as primeiras 10 horas após a aplicação dos dejetos. Com relação às chuvas, é importante levar em consideração a previsão da meteorologia. Caso haja previsão de chuvas, é preferível aplicar antes da sua ocorrência, permitindo que a água auxilie na incorporação do N amoniacal dos dejetos no solo, protegendo-o da volatilização de NH_3 .

A magnitude das perdas de N por volatilização de NH_3 após a aplicação dos dejetos é amplamente variável, já que ela depende não apenas das características dos dejetos e das condições ambientais, mas também da metodologia empregada na avaliação da NH_3 volatilizada.

O método dos túneis ventilados é o mais aceito mundialmente como sendo aquele que menos interfere na taxa de volatilização de NH_3 e que, portanto, melhor representa as condições reais de campo. Utilizando esse método, na maioria das situações, os autores listados na Tabela 3 encontraram perdas de N por volatilização de NH_3 que variaram de 3,9 a 97,5 kg.N.ha^{-1} , o que representou 6,2 e 74,7% do N amoniacal aplicado na superfície do solo com os DSL, com valor médio de 42,0% (excluiu-se o resultado do autor d, já que os dejetos foram aplicados em solo saturado). Para os dejetos líquidos de vacas em lactação, a volatilização de NH_3 variou de 13,4 a 62,5 kg.N.ha^{-1} , correspondendo a 31,9 e 81,2% do N amoniacal aplicado, com média de 47,9%. Em um levantamento bibliográfico realizado por Aita *et al.* (2019b) sobre esse tema, os autores citam os resultados de oito estudos realizados com DLB e 10 com DLS em diferentes condições edafoclimáticas, onde a proporção média do N amoniacal aplicado na superfície do solo com os dois tipos de dejetos e que foi perdido por volatilização de NH_3 foi de 41,7%. É importante destacar na Tabela 3 que, na média dos estudos realizados, 28,1% do N total aplicado na superfície do solo com os DLS (excluiu-se o autor d) e 24,1% com os DLB foi perdido do solo para a atmosfera por volatilização de NH_3 .

Esses resultados evidenciam que a volatilização de NH_3 após a aplicação dos dejetos na superfície do solo, em SPD, é um processo físico-químico importante não apenas do ponto de vista ambiental, mas também econômico, em função das perdas normalmente elevadas de N e do alto custo dos fertilizantes nitrogenados minerais e sintéticos, como a ureia. Por isso, a necessidade em encontrar estratégias de uso dos dejetos em SPD, que permitem mitigar as perdas de N por volatilização de NH_3 para a atmosfera.

Estratégias para mitigar a volatilização de NH_3

A maneira mais eficaz para reduzir as perdas de N por volatilização de NH_3 após a aplicação dos dejetos na superfície do solo consiste em proteger a sua fração de N amoniacal da ação da radiação solar e dos ventos. Isso pode ser alcançado de duas maneiras. Uma consiste na incorporação dos dejetos no solo, através de lavração e/ou grada-

Tabela 3. Perdas de N por volatilização de amônia (NH₃) após a aplicação de dejetos líquidos de suínos e bovinos na superfície e injetados no solo em estudos de diversos autores.

Dejetos líquidos de animais	Nitrogênio adicionado ⁽¹⁾		NH ₃ volatilizada		N adicionado que volatilizou como NH ₃		Redução na volatilização de NH ₃ pela injeção	Autores ⁽⁴⁾
	N total	N-NH ₄ ⁺	Dejetos na Superfície	Dejetos Injetados	Dejetos na Superfície	Dejetos na Superfície		
	---- kg.N.ha ⁻¹ ----		----- kg.N-NH ₃ .ha ⁻¹ -----		-- % N total --	--% do N amoniacal--	-- % --	
	184,5	130,5	97,5	2,6	52,8	74,7	97	a
	154,0	89,6	43,0	3,0	27,9	48,0	93	b
Suínos	160,0	139,0	31,0	4,9	19,4	22,3	84	c
	151,0 ⁽²⁾	63,0	3,9	2,1	2,6	6,2	46	d
	145,0 ⁽³⁾	77,0	17,6	3,3	12,1	23,0	81	e
	108,1	68,0	30,2	3,4	28,0	44,4	89	f
	69,0	42,0	13,4	3,8	19,4	31,9	72	g
Bovinos	214,2	77,0	62,5	3,0	29,4	81,2	96	h
	114,0	66,1	22,4	7,9	19,6	34,0	65	i

¹N total = N orgânico + N inorgânico e N amoniacal = NH₃ + NH₄⁺; ²A fração líquida dos dejetos foi injetada no solo saturado, com 48,2 mm de chuva em 12 dias; ³A fração líquida dos dejetos foi injetada em solo mais seco, com 0,6 mm de chuva em 12 dias; ⁴Autores: a) Laurence e Fabrice (2019); b) Dell et al. (2012); c) Nyord, Hansen e Birkmose (2012); d) e) Sanz-Cobena et al. (2019); f) Carozzi et al. (2013); g) Smith et al. (2000); h) Dell et al. (2012); i) Wulff, Maeting e Clemens (2002a).

gem e a outra na injeção dos dejetos no solo, através de máquinas que permitem injetar os dejetos líquidos na camada superficial do solo de pastagens perenes ou de lavouras em SPD, a uma profundidade que varia normalmente na faixa de 7 a 12 cm.

A incorporação dos dejetos no solo pode reduzir significativamente as perdas de N por volatilização de NH_3 , conforme ilustram os resultados de Webb, Chadwick e Ellis (2004) apresentados na Figura 1. Todavia, a eficácia dessa prática depende do tempo decorrido desde a aplicação dos dejetos até a sua incorporação. Observa-se na Figura 1 que a incorporação imediata dos dejetos sólidos de suínos no solo reduziu a volatilização de NH_3 em cerca de 90%, em relação à quantidade de NH_3 volatilizada quando os dejetos foram mantidos na superfície do solo (69 kg.N.ha^{-1}). No entanto, quando a incorporação foi retardada e realizada após decorridas 4 e 24 horas da aplicação dos dejetos, a eficiência dessa prática na redução da volatilização de NH_3 diminuiu para apenas 45% e 26%, respectivamente. Assim, o benefício da incorporação em mitigar a volatilização de NH_3 está inversamente relacionado ao tempo decorrido desde a aplicação dos dejetos até a sua incorporação no solo.

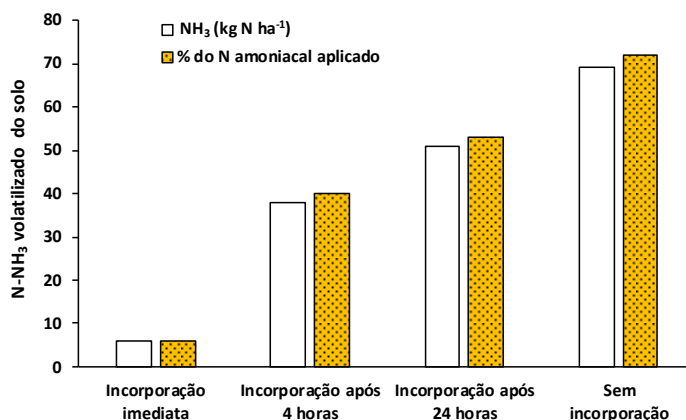


Figura 1. Quantidades de N perdidas por volatilização de amônia (NH_3) após aplicação de dejetos sólidos de suínos (cama sobreposta) em função do tempo decorrido desde a aplicação dos dejetos até a sua incorporação no solo através de lavração.

Fonte: Webb, Chadwick e Ellis (2004).

É importante destacar que, embora a incorporação imediata dos dejetos no solo seja eficaz em reduzir a volatilização de NH_3 , essa estratégia é incompatível com o SPD, já que a premissa principal desse sistema é de que o solo não seja mobilizado além da região imediatamente próxima às linhas de semeadura das culturas. Assim, a adoção da incorporação dos dejetos no solo fica limitada apenas às áreas que não são cultivadas em SPD.

Uma estratégia que tem sido utilizada com sucesso para mitigar a perda de N por volatilização de NH_3 após a aplicação dos DLS e DLB, em condições em que o solo não pode ser mobilizado, consiste na injeção subsuperficial dos dejetos no solo. Essa prática é bastante empregada em países da Europa (Smith *et al.*, 2000; Fangueiro *et al.*, 2017) para a injeção dos dejetos líquidos, principalmente em pastagens perenes. No Brasil, a injeção de DLS em SPD foi recentemente introduzida e já testada com sucesso em experimentos de campo da região Sul (Aita *et al.*, 2014, 2019a).

O desenvolvimento do equipamento para injeção dos dejetos em SPD ocorreu através de uma parceria técnico-científica envolvendo professores/pesquisadores dos Departamentos de Solos e Mecanização Agrícola da Universidade de Passo Fundo (UPF) e da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) com a empresa MEPEL equipamentos Agrícolas Ltda (<https://mepel.ind.br>), de Estação (RS). A parceria resultou no desenvolvimento do distribuidor de adubos orgânicos líquidos com incorporador (DAOL-i) (Figura 2B). O dispositivo do DAOL-i, que é responsável pela injeção dos dejetos líquidos no solo, foi desenvolvido e incorporado a um equipamento tradicionalmente utilizado para a aplicação de adubo orgânico líquido na superfície do solo (Figura 2A). Através de um distribuidor tipo Manifold, a vazão dos dejetos no DAOL-i é mantida constante e é igual em todas as oito linhas de saída dos dejetos, as quais possuem espaçamento ajustável, entre de 30 a 40 cm entre si, e que terminam em discos sulcadores, garantindo a uniformidade de aplicação dos dejetos e a operação do equipamento na presença de resíduos culturais na superfície do solo em SPD (Figura 2C).



Foto: Celso Alta

Foto: Rogério Gonzatto

Foto: Rogério Gonzatto

Figura 2. Visualização do distribuidor de adubo orgânico líquido (DAOL®) da empresa MEPEL Máquinas e Equipamentos Ltda. (a), a partir do qual foi desenvolvido o distribuidor de adubos orgânicos líquidos com incorporador (DAOL-i®) (b), para a injeção subsuperficial de dejetos líquidos em sulcos no solo (c), em sistema de plantio direto.

Além de reduzir a emissão de mau cheiro e a transferência de P, de outros nutrientes e também de C para os mananciais de superfície via escoamento superficial (Maguirre *et al.*, 2011), a injeção dos dejetos líquidos no solo em SPD reduz significativamente a emissão de NH_3 para a atmosfera, em relação à aplicação superficial, conforme ilustram os resultados de diversos estudos realizados com dejetos líquidos de suínos e de bovinos em diferentes condições de solo e de clima (Tabela 3). A aplicação dos dejetos líquidos na superfície do solo resultou em uma perda de N por volatilização de NH_3 que variou de 6,2 a 81,2% do N amoniacal aplicado com os dois tipos de dejetos. Com a injeção dos dejetos no solo, essa perda de NH_3 foi reduzida em 46% a 97% (Tabela 3).

Cabe destacar, na Tabela 3, os resultados de Sanz-Cobena *et al.* (2019), os quais compararam a volatilização de NH_3 resultante da aplicação superficial e da injeção apenas da fração líquida (1,4 a 1,6% de matéria seca) de dejetos de suínos (63 a 77 kg.N.amoniacal.ha⁻¹) em duas condições de umidade do solo. Nas duas condições, a volatilização de NH_3 foi avaliada durante 12 dias após a aplicação dos dejetos, porém em uma delas choveu 48,2 mm durante os 12 dias, com 25,4 mm tendo ocorrido nas primeiras 48 horas, o que manteve o solo próximo da saturação. Na outra condição, o solo estava muito mais seco, pois choveu apenas 0,6 mm durante todo o período de avaliação. Observa-se que, na condição de solo saturado, tanto a perda de N por volatilização de NH_3 com a aplicação dos dejetos na superfície do solo quanto o efeito da injeção na redução dessa perda foram baixos (6,2 e 46%, respectivamente). Esse resultado evidencia que a eficácia da injeção dos dejetos líquidos no solo na redução da volatilização de NH_3 está inversamente relacionada à umidade do solo, com baixa eficiência em solos próximos da saturação. De acordo com os autores, essa redução de apenas 46% na volatilização de NH_3 no solo excessivamente úmido não se justificaria ambientalmente, em função dos impactos indiretos negativos da injeção sobre outras fontes de poluição (ex. NO_x e CO_2 derivados da queima adicional de combustível para tracionar a máquina que injeta os dejetos no solo).

Ao avaliarem alguns aspectos relativos à injeção de dejetos líquidos no solo, Hansen, Sommer e Madsen (2003) constataram que a eficiência dessa prática na redução da volatilização de NH_3 de DLB foi maior com o aumento da profundidade de injeção, a qual variou na faixa de 2,5 a 6,9 cm, e do volume do sulco de injeção. Na maior redução na volatilização de NH_3 pela injeção dos dejetos (75%) obtida por esses autores, a demanda adicional de energia pelo trator usado para tracionar a máquina injetora foi de aproximadamente $34.000 \text{ kJ} \cdot \text{ha}^{-1}$, o que correspondeu a uma emissão adicional de $14,5 \text{ kg}$ de CO_2 por hectare de dejetos injetados. Portanto, é importante levar em conta a profundidade de injeção dos dejetos, visando minimizar tanto o consumo adicional de combustível como também o efeito da queima deste sobre a emissão de gases de efeito estufa.

Apesar dessa grande eficácia da injeção em reduzir a volatilização de NH_3 após a aplicação dos dejetos em SPD, é importante destacar um aspecto de natureza econômica, já que o custo do DAOL-i é cerca de três vezes superior ao do aplicador normal de dejetos líquidos (Figura 2a), sem o dispositivo adaptado para injetar os dejetos no solo (Figura 2b). Todavia, esse custo adicional pode ser diluído no tempo, já que alguns resultados de pesquisa, como por exemplo aqueles de Gonzatto *et al.* (2017), indicaram que a produtividade de grãos de milho aumentou em aproximadamente $1,5 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ e a de trigo em $0,3 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ com a injeção dos DLS, em relação a sua aplicação na superfície do solo, como é feito normalmente em SPD.

Esse efeito benéfico da injeção dos dejetos líquidos no solo, podendo reduzir as perdas de N por volatilização de NH_3 para valores próximos a zero, não tem reflexos positivos apenas do ponto de vista ambiental. Ao proteger o N amoniacal dos dejetos da perda por volatilização, a injeção aumenta a quantidade de N inorgânico disponível no solo e com isso é possível utilizar doses menores de dejetos no momento da sua aplicação nas culturas. Assim, aplicando doses menores, há possibilidade de ampliar a área de uso dos dejetos líquidos de animais nas propriedades envolvidas com a suinocultura e a bovinocultura de leite.

Perdas de N por emissão de N₂O após aplicação dos dejetos no solo

O N₂O é um dos principais gases de efeito estufa (GEE), com um potencial de aquecimento global (PAG) cerca de 265 vezes superior ao do dióxido de carbono (CO₂) (IPCC, 2014), que é considerado o GEE referência. A principal contribuição à produção e emissão de N₂O para a atmosfera vem da agricultura, através da aplicação de fertilizantes nitrogenados, principalmente nas gramíneas produtoras de grãos, como o milho e o trigo. Entre os fertilizantes utilizados, aqueles de origem animal, como os DLS e DLB, merecem destaque. Após a adição da fonte de N no solo, o N₂O pode ser produzido durante os processos microbianos da nitrificação, quando em condições de baixa disponibilidade de oxigênio (O₂) (Zhu *et al.*, 2013) e, principalmente, da desnitrificação, quando na ausência de O₂ (Hu; Chen; He, 2015). Algumas bactérias do solo, principalmente dos gêneros *Pseudomonas*, *Paracoccus* e *Bacillus*, podem respirar aerobicamente na presença de O₂ e anaerobicamente na sua ausência. Nesse caso, o O₂ é substituído pelo nitrito (NO₂⁻) e, principalmente, pelo NO₃⁻, os quais são convertidos no produto final, que é o gás inerte nitrogênio (N₂). Nesse processo redutivo, um dos compostos intermediários é o gás N₂O, o qual pode ser emitido do solo para a atmosfera.

Em sua maioria, os estudos comparando a emissão de N₂O entre a aplicação de N nas culturas via dejetos ou N sintético (ex., ureia) indicam que, para a aplicação de quantidades equivalentes de N disponível com as duas fontes, a adubação orgânica resulta em maior produção de N₂O, como ilustram os resultados de Aita *et al.* (2014) e Aita *et al.* (2019a) em Argissolo (Figura 3a), e também de Arenhardt (2016) em Latossolo (Figura 3b). Isso ocorre porque, além do N, os adubos orgânicos fornecem também C orgânico, o qual é usado pelas bactérias desnitrificadoras para a produção da energia (ATP) necessária as suas necessidades metabólicas (Lazcano; Zhu-Barker; Decock, 2021). Além disso, o C adicionado pelos dejetos pode ser utilizado por toda a população microbiana heterotrófica do solo, o que aumenta a sua taxa respiratória e reduz a disponibilidade de O₂, favorecendo a ocorrência dos proces-

solos produtores de N_2O em microsítios anóxicos do solo (Charles *et al.*, 2017). Em se tratando de dejetos líquidos, eles adicionam também água e urina ao solo, o que contribui para reduzir a disponibilidade de O_2 .

O modo de aplicação do N com a fonte orgânica e a mineral também difere, o que pode afetar a produção de N_2O . Enquanto os dejetos são aplicados em dose única, no momento da semeadura das culturas, a quantidade de N com os fertilizantes nitrogenados sintéticos é fracionada, normalmente, em duas aplicações, com 1/3 do N na semeadura e 2/3 em cobertura. Com isso, a disponibilidade de NO_3^- no solo, que é o substrato das bactérias desnitrificadoras, fica melhor distribuída no tempo. A maior parte do N dos fertilizantes sintéticos é aplicada em cobertura, quando a cultura está estabelecida e com maior demanda de nutrientes, o que melhora a eficiência de uso do N pelas plantas e reduz as perdas de N_2O , em relação a uma única aplicação de N via dejetos na semeadura (Pilecco *et al.*, 2020).

A abordagem anterior, no item relativo à volatilização de NH_3 , indica que esse processo de perda de N é eficientemente controlado através da injeção subsuperficial dos dejetos líquidos no solo em SPD. Todavia, na maioria das situações, a injeção dos dejetos líquidos aumenta a produção e emissão de N_2O para a atmosfera, em relação à aplicação dos dejetos na superfície do solo, como ilustram, por exemplo, os resultados de Aita *et al.* (2014) e Aita *et al.* (2019a) com a aplicação de DLS em um Argissolo no milho e no trigo, respectivamente (Figura 3a). Observa-se que, no milho, a emissão média de N_2O aumentou de 2,63 kg.N- N_2O .ha⁻¹ com a aplicação superficial dos dejetos para 6,20 kg.N- N_2O .ha⁻¹ (136%) com a sua injeção no solo. Essa mesma tendência foi observada no trigo, onde a emissão de N_2O com a injeção dos dejetos líquidos de suínos superou aquela observada com a aplicação dos dejetos na superfície do solo em 1,54 kg.N- N_2O .ha⁻¹ (78%). A magnitude desse efeito da injeção dos dejetos sobre o aumento das emissões de N_2O depende de inúmeros fatores ligados ao solo, ao clima e aos próprios dejetos, como mostram os resultados de nove estudos apresentados na revisão feita por Aita *et al.* (2019b), sendo três com DLB e seis com DLS. Na média desses estudos, a injeção dos dejetos aumentou a emissão acumulada

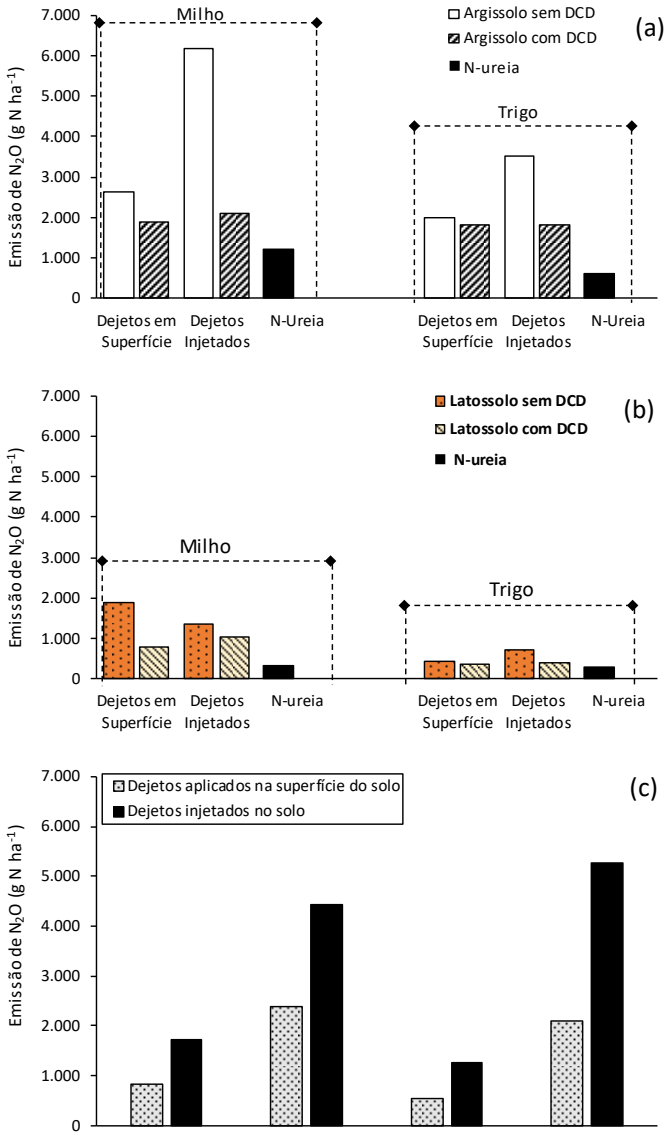


Figura 3. Emissão acumulada de óxido nitroso (N_2O) nas culturas de milho e trigo em função do modo de aplicação dos dejetos líquidos de suínos em SPD, com e sem o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD), em Argissolo [(Aita et al., 2014; 2019a) (a)] e Latossolo [(Arenhardt, 2016) (b)], e em função do modo de aplicação de dejetos líquidos de vacas em lactação, em diferentes estações do ano [(Duncan et al. (2017) (c)].

de N_2O em $1,79 \text{ kg.N-N}_2\text{O.ha}^{-1}$ (61%), enquanto o fator de emissão (proporção do N total aplicado com os dejetos que foi emitido como N- N_2O) aumentou de 0,86% para 1,85%.

Em acordo ao observado com a injeção dos DLS, a injeção no solo dos dejetos líquidos de vacas em lactação também aumenta a emissão de N_2O , em relação a sua aplicação na superfície do solo, conforme ilustram os resultados de Duncan *et al.* (2017), onde, na média das quatro aplicações de dejetos realizadas, a emissão de N_2O aumentou em $1,71 \text{ kg.N-N}_2\text{O.ha}^{-1}$ (117%) com a injeção (Figura 3c).

Quando os mesmos tratamentos avaliados por Aita *et al.* (2014) e Aita *et al.* (2019a), em um Argissolo com 14,7% de argila e 1,3% de matéria orgânica do solo (MOS), foram avaliados por Arenhardt (2016), em um Latossolo com 60,0% de argila e 3,0% de MOS, o autor constatou que tanto as emissões de N_2O como o efeito da injeção diferiram entre os dois solos (Figura 3b). Comparando a emissão média de N_2O de todos os tratamentos nos dois solos, constata-se que, contrariamente ao esperado, elas foram cerca de 3,2 vezes menores no Latossolo do que no Argissolo. Além disso, diferentemente do que ocorreu no Argissolo, as emissões de N_2O no Latossolo não aumentaram com a injeção dos dejetos no milho, em relação à aplicação superficial, e aumentaram em apenas $293 \text{ g.N-N}_2\text{O.ha}^{-1}$ no trigo (Figura 3b). Cabe destacar que o experimento do Latossolo foi instalado em área cultivada há vários anos com SPD e, portanto, com o sistema já consolidado. Ao determinar a taxa de infiltração de água com o infiltrômetro de Cornell nas áreas experimentais do Argissolo e do Latossolo, constatou-se que ela foi maior no Latossolo, com taxa de 100 e 37 mm.h^{-1} aos 10 e aos 60 minutos do teste, respectivamente, e apenas 30 e 8 mm.h^{-1} no Argissolo. Esse resultado evidencia o melhor estado de agregação do Latossolo, provavelmente pelo maior teor de MOS e de argila, em relação ao Argissolo. Além de facilitar a infiltração dos dejetos líquidos no solo, essa melhor agregação do Latossolo melhora o nível de O_2 do mesmo, o que inibe a síntese das enzimas que atuam nas diferentes etapas da redução de NO_3^- até N_2O pelas bactérias desnitrificadoras. Em relação aos solos mais arenosos, aqueles com maior teor de argila têm maior capacidade

de troca de cátions e, por isso, maior capacidade de adsorção do NH_4^+ , além de favorecerem a fixação do NH_4^+ aplicado com os dejetos (Chantigny *et al.*, 2004b), o que pode tornar o N temporariamente indisponível aos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação, diminuindo a produção de N_2O . Apesar dessas evidências, é preciso confirmar essa hipótese ampliando o número de estudos com a avaliação de N_2O após a aplicação de DLS e DLB em outros Latossolos, com diferentes históricos de cultivo e com variação no tempo de adoção do SPD.

Esse aumento na emissão de N_2O com a injeção dos DLS e DLB no solo, observado na maioria dos estudos, se deve à combinação de vários fatores que favorecem a produção dessa forma gasosa de N durante a nitrificação e, principalmente, durante a desnitrificação. Com os dejetos líquidos ficando concentrados no interior dos sulcos de injeção, aumentam nesse local, além da quantidade de líquidos (água + urina), também as quantidades de C disponível e de N amoniacal, o qual é rapidamente oxidado até NO_3^- pelas bactérias nitrificadoras (Rochette *et al.*, 2004; Aita *et al.*, 2014). Esse ambiente, que tem sido denominado em inglês de "hot spots" (Loick *et al.*, 2017), reúne um conjunto de condições favoráveis à ação das bactérias responsáveis pela produção de N_2O . Entre tais condições, cabe destacar o aumento do espaço poroso do solo ocupado por água (EPSA). Quando o valor de EPSA ultrapassa o valor de 60%, a produção de N_2O pela desnitrificação é favorecida (Bateman; Baggs, 2005). Por isso, quanto maior a umidade do solo no momento ou nos primeiros dias seguintes à injeção dos dejetos, maior será o potencial de emissão desse GEE.

Dinâmica temporal das emissões de N_2O e perdas de N

Na sua maioria, os estudos conduzidos para avaliar o impacto dos dejetos de animais sobre a emissão de N_2O mostram que o aumento observado na produção e emissão desse GEE, principalmente com a incorporação ou com a injeção dos dejetos de animais no solo, é um processo efêmero. Os maiores picos nas emissões de N_2O ocorrem principalmente nas primeiras duas a quatro semanas após a aplicação

dos dejetos, como ilustram os resultados extraídos do estudo de Aita *et al.* (2014), onde a emissão de N_2O com a aplicação superficial dos DLS foi comparada com a sua injeção no solo, na cultura do milho em SPD (Figura 4a e 4c). Os primeiros 15 dias após a aplicação dos dejetos no local 1 desse estudo foram responsáveis por 73% da quantidade de N_2O acumulada em 45 dias após a injeção dos dejetos no solo ($5,36 \text{ kg.N-N}_2\text{O.ha}^{-1}$) e por 79% da quantidade de N_2O acumulada no mesmo período quando os DLS foram aplicados na superfície do solo ($1,35 \text{ kg.N-N}_2\text{O.ha}^{-1}$) (Figura 4b). No local 2, a produção acumulada de N_2O nos primeiros 15 dias correspondeu a 69% da emissão ocorrida em 45 dias com a injeção ($5,42 \text{ kg.N-N}_2\text{O.ha}^{-1}$) e a 77% com aplicação dos dejetos na superfície do solo ($3,56 \text{ kg.N-N}_2\text{O.ha}^{-1}$) (Figura 4d).

A ocorrência de picos nas emissões de N_2O apenas nas primeiras semanas após a aplicação dos dejetos e o rápido retorno aos níveis anteriores à aplicação devem-se basicamente a dois fatores:

1. O rápido consumo de C pela população microbiana heterotrófica do solo provoca redução na disponibilidade de C e energia às bactérias desnitrificadoras.
2. À medida que passa o tempo, aumenta o desenvolvimento vegetativo e a demanda de N da cultura implantada logo após a aplicação dos dejetos, reduzindo a disponibilidade de NO_3^- no solo, o qual é utilizado pelas bactérias desnitrificadoras comoceptor final de elétrons durante a sua respiração.

Essa dinâmica normalmente observada na emissão de N_2O , não apenas com o uso agrícola dos dejetos líquidos, mas também com materiais orgânicos em geral, deve orientar os produtores no sentido de observarem as condições de solo e as previsões meteorológicas no momento de aplicar os dejetos no solo. A aplicação dos dejetos em solos excessivamente úmidos ou a sua aplicação em condições ideais de umidade do solo, porém com previsão de chuvas de alta intensidade nos primeiros dias após a aplicação dos dejetos, são situações que devem ser evitadas. Isso porque a adição de C e N disponíveis com os dejetos em solo excessivamente úmido reduz a quantidade de O_2 disponível, favorecendo a ação das bactérias que atuam nos processos que produzem N_2O .

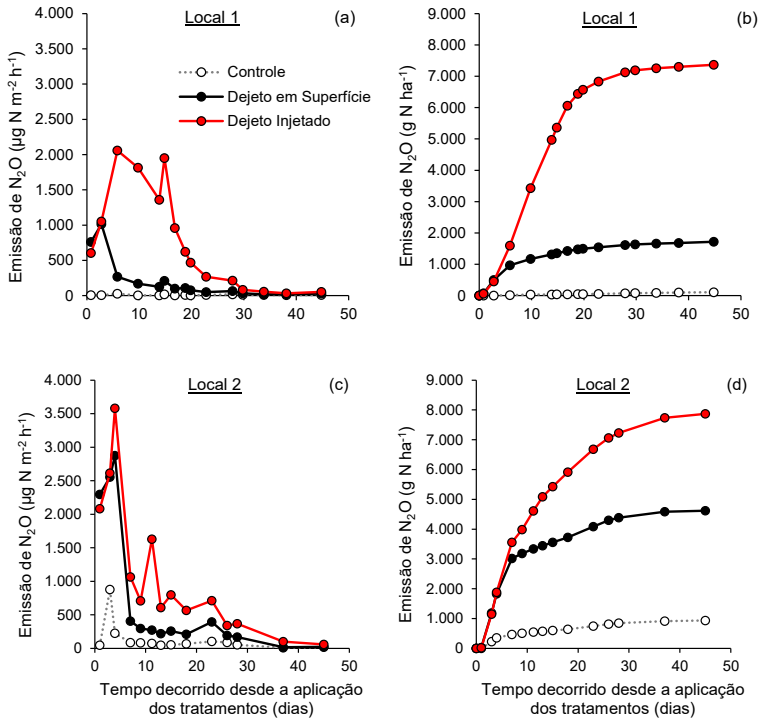


Figura 4. Fluxos de N₂O (a,c) e emissão acumulada de N₂O (b,d) nos primeiros 45 dias de cultivo do milho após aplicação de dejetos líquidos de suínos na superfície e injetados em Argissolo, em dois locais (Aita *et al.*, 2014).

Em termos quantitativos, a perda de N como N₂O após a aplicação dos DLS e DLB é pequena, raramente ultrapassando a proporção de 7% da quantidade de N total aplicada com os dejetos, conforme indicou o estudo de meta análise realizado por Charles *et al.* (2017), que reuniu resultados obtidos em 38 experimentos conduzidos em 12 países. Todavia, pelas suas características, mesmo emitido em pequenas quantidades do solo para a atmosfera, o N₂O é um gás que tem impactos ambientais negativos importantes quanto ao aquecimento global e à destruição da camada de ozônio. Portanto, além de poluir a atmosfera com N₂O, a desnitrificação representa uma redução na quantidade de NO₃⁻ disponível no solo às culturas. Isso porque o N₂O é apenas uma das formas gasosas intermediárias do processo microbiano de desni-

trificação. O produto final desse processo é a forma gasosa, inerte e não reativa, de N_2 , cujas quantidades perdidas para a atmosfera após a aplicação dos dejetos podem ser significativamente maiores do que as quantidades de N_2O . Por isso, a importância da pesquisa científica em intensificar os estudos na busca de estratégias de uso agrícola dos dejetos que visem mitigar as emissões desse GEE.

Estratégias para mitigar as emissões de N_2O

Algumas estratégias vêm sendo avaliadas pela pesquisa para mitigar as emissões de N_2O para a atmosfera após a aplicação dos dejetos de animais, principalmente quando ocorre a sua injeção no solo, tanto em pastagens perenes como em culturas anuais. Uma das principais estratégias consiste em inibir a oxidação do N amoniacal dos dejetos, retardando o aparecimento de NO_3^- no solo. Isso é obtido através da adição aos dejetos de produtos com capacidade de inibir a ação das bactérias nitrificadoras. Um dos principais inibidores de nitrificação, usado principalmente na Europa, é a dicianodiamida (DCD), a qual bloqueia temporariamente o sítio ativo da enzima amônia monooxigenase (AMO), responsável pela oxidação da NH_3 até NO_2^- na primeira etapa da nitrificação. Os primeiros estudos com esse produto no Brasil, cujos resultados foram publicados por Aita *et al.* (2014) e Aita *et al.* (2015), confirmaram a eficácia do produto na redução das emissões de N_2O após a aplicação superficial e, principalmente, após a injeção dos dejetos líquidos de suínos no solo em SPD, no milho e no trigo (Figura 3a).

Os resultados de Aita *et al.* (2014) indicaram que o aumento na emissão de N_2O em 2,4 vezes no milho e em 1,8 vezes no trigo, quando os DLS foram injetados, em relação a sua aplicação na superfície do solo, foi praticamente eliminado quando a DCD foi adicionada aos dejetos no momento da injeção dos DLS no solo (Figura 3a). Observa-se que, tanto no milho quanto no trigo, a emissão de N_2O quando os dejetos foram injetados juntamente com a DCD (2,09 e 1,82 kg.N- N_2O .ha⁻¹, respectivamente) foi próxima daquela observada no modo tradicional de uso dos dejetos líquidos em SPD, que consiste na sua aplicação na superfície do solo e na ausência do inibidor de nitrificação (2,63 kg.N- N_2O .ha⁻¹ no milho e 1,98 kg.N- N_2O .ha⁻¹ no trigo). Assim, a adição da DCD aos de-

jetos, no momento da sua injeção no solo, permite preservar o efeito positivo da injeção, a qual pode reduzir significativamente as perdas de N por volatilização de NH_3 (Tabela 3), sem aumentar a emissão de N_2O em relação à aplicação dos dejetos na superfície do solo.

Apesar desses resultados promissores da adição da DCD aos dejetos quanto à redução na emissão de N_2O , é importante destacar que o produto ainda não é comercializado no Brasil. Daí a importância em divulgar os resultados de pesquisa para estimular o uso do inibidor nas áreas agrícolas das regiões envolvidas com a suinocultura e a bovinocultura de leite. Isso deverá estimular a entrada e a comercialização do produto no Brasil a um custo compatível com o benefício ambiental proporcionado pelo seu uso. Do ponto de vista agrônomo, a maioria dos resultados de pesquisa indicam que o efeito positivo da DCD está ligado principalmente à mitigação das emissões de N_2O , já que o aumento proporcionado pelo inibidor de nitrificação na produtividade de milho e trigo é, normalmente, pequeno ou mesmo nulo (Gonzatto *et al.*, 2017). Portanto, o benefício maior do uso da DCD está ligado à melhoria da qualidade ambiental provocada pelo mesmo ao mitigar as emissões de N_2O para a atmosfera, especialmente quando os dejetos são injetados no solo.

Durante a digestão anaeróbia dos dejetos líquidos de animais em esterqueiras ou em biodigestores, o C presente em compostos mais lábeis dos dejetos será utilizado por uma série de grupos bacterianos, sendo convertido em diversos produtos de fermentação e posteriormente no produto final do processo, que é o gás metano (CH_4). Por isso, quanto maior o período de tempo de digestão anaeróbia (fermentação) dos dejetos antes de serem distribuídos no campo, mais estável estará o C remanescente, diminuindo a disponibilidade de substrato às bactérias desnitrificadoras e aos demais microrganismos heterotróficos do solo. Portanto, é de se esperar que os dejetos que passaram por um período adequado de digestão anaeróbia tenham menor impacto no aumento da produção de N_2O pela desnitrificação, em relação aos dejetos com menor tempo de fermentação. No caso das esterqueiras anaeróbias, o tempo mínimo de 40 dias de fermentação deveria ser respeitado antes de distribuir os dejetos no campo (Santa Catarina, 2021). Isso somente

será possível se o suinocultor dispuser nas suas instalações de duas esterqueiras. Quando a primeira estiver cheia, os dejetos deverão ser depositados apenas na segunda. Se ambas tiverem, por exemplo, a capacidade para estocar os dejetos produzidos em 60 dias, quando a segunda estiver cheia, ela terá dejetos produzidos no dia e também nos 60 dias anteriores. Já os dejetos contidos na primeira esterqueira terão sido fermentados durante o período de 60 a 120 dias e estarão, portanto, aptos para a sua distribuição no campo como fertilizante às culturas.

No trabalho realizado por Chantigny *et al.* (2007), a aplicação superficial de DLS submetidos à digestão anaeróbia durante quatro semanas resultou em emissões de N_2O que foram 50 a 70% menores do que com a aplicação dos dejetos *in natura*, sem digestão prévia. Os autores sugeriram que o C contido nos dejetos biodigeridos foi mais estável e relativamente indisponível à população de desnitrificadores do solo. Em outro estudo realizado por Chantigny *et al.* (2010), também comparando a emissão de N_2O entre dejetos de suínos não digeridos e digeridos anaerobicamente, os autores não encontraram efeito do tratamento dos dejetos sobre as emissões. A justificativa dada pelos autores foi de que, nesse estudo, os dejetos foram aplicados em faixas com 15 cm de largura e logo incorporados no solo, o que aumentou muito a concentração do C aplicado com os dejetos nas referidas faixas, diminuindo a limitação de C às bactérias desnitrificadoras e, com isso, reduzindo as diferenças entre os dejetos com e sem biodigestão.

Em condições de SPD na região de Concórdia (SC), Grave *et al.* (2018) verificaram que a adição ao solo de DLS submetidos à digestão anaeróbia resultou em uma emissão de N_2O que foi 47% menor do que a observada com a adição dos dejetos não digeridos. Portanto, a magnitude do efeito da digestão anaeróbia dos dejetos na redução das emissões de N_2O depende da interação de uma série de fatores, ligados ao solo, ao clima e aos próprios dejetos. De qualquer modo, na maioria dos estudos, a emissão de N_2O com a digestão anaeróbia dos dejetos é próxima ou mesmo significativamente inferior à observada com os dejetos com pouco ou nenhum tempo de fermentação. Assim, a bioestabilização do C dos dejetos via digestão anaeróbia, através do seu ar-

mazenamento durante o tempo adequado, pode ser considerada como mais uma alternativa que poderá mitigar as emissões de N_2O após a aplicação dos dejetos no campo, tanto quando os dejetos forem distribuídos na superfície como quando injetados no solo.

Outra estratégia que tem potencial para reduzir as emissões de N_2O com o uso agrícola dos dejetos de animais como fertilizantes, e que está facilmente ao alcance dos produtores, consiste em parcelar a dose recomendada de N via dejetos a aplicar nas culturas. Ao invés de aplicar todo o N dos dejetos em dose única, no momento da semeadura das culturas, uma parte do N dos dejetos é aplicado na semeadura e o restante do N recomendado é aplicado em cobertura, seja com dejetos ou com ureia. Cabe destacar que a adição mecanizada de dejetos em cobertura, tendo que entrar na lavoura com as plantas em desenvolvimento vegetativo, é uma prática difícil de ser executada em função das dificuldades operacionais. Com a ureia, essa adição de parte do N em cobertura é de mais fácil execução. A redução esperada no potencial de produção de N_2O com o parcelamento da dose de dejetos pode ser atribuída ao fato de que a aplicação de dose menor de dejetos na semeadura diminui também a quantidade de todos os constituintes dos dejetos que interferem na produção de N_2O , que são o C disponível, a água e o N inorgânico. Quanto ao N inorgânico, que está presente nos dejetos apenas na forma amoniacal, ele é rapidamente oxidado até NO_3^- pelas bactérias nitrificadoras durante as duas primeiras semanas após a aplicação dos dejetos (Aita *et al.*, 2007), quando ainda não há demanda de N pelas culturas. Com isso, esse NO_3^- estará susceptível à desnitrificação, caso haja redução na disponibilidade de O_2 no solo, como ocorre, por exemplo, no caso de chuvas de alta intensidade.

A comparação do efeito sobre as emissões de N_2O entre injetar os DLS em dose única na semeadura ou parcelar a dose recomendada ao milho e ao trigo, injetando 50% do N com os dejetos na semeadura e aplicando os outros 50% do N na superfície do solo, em cobertura, via dejetos ou ureia, foi objeto do trabalho conduzido recentemente na UFSM, em Santa Maria (RS), por Queiroz (2021), cujos resultados são mostrados na Figura 5.

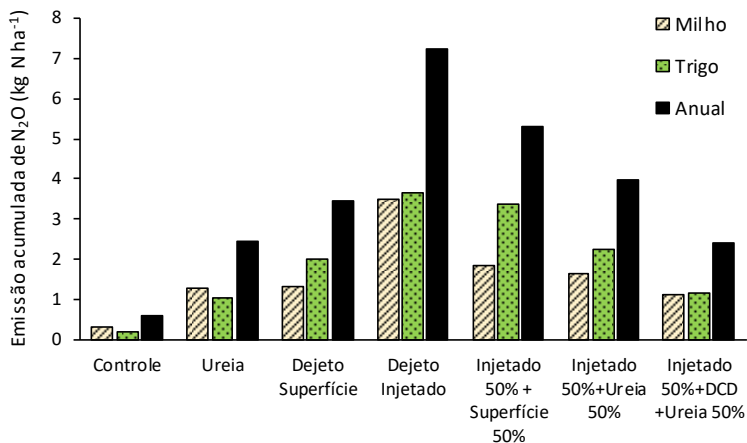


Figura 5. Emissão acumulada de óxido nitroso (N_2O) durante o ciclo das culturas de milho e trigo e emissão anual na média das safras agrícolas de 2015/2016 e 2016/2017. Santa Maria, RS, Brasil.

Fonte: Queiroz (2021).

Os principais resultados obtidos por Queiroz (2021) podem ser assim resumidos:

- Corroborando com os resultados de outros estudos (Figura 3), a emissão anual de N_2O foi significativamente maior com a injeção subsuperficial dos dejetos no solo, superando a aplicação dos mesmos na superfície do solo em $3,74 \text{ kg.N-N}_2\text{O.ha}^{-1}$ (73%) no ano 1 e em $3,82 \text{ kg.N-N}_2\text{O.ha}^{-1}$ (215%) no ano 2.
- O parcelamento da dose de dejetos, injetando no solo 50% na semeadura e aplicando os outros 50% da dose na superfície do solo em cobertura, reduziu a emissão de N_2O , em relação à injeção de 100% da dose na semeadura em 27%, porém isso ocorreu apenas em um dos dois anos do estudo, o que evidencia que, além de difícil execução, essa alternativa apresenta resultados variáveis quanto a sua eficácia em mitigar as emissões de N_2O .

- Os melhores resultados quanto à redução da emissão de N_2O nos dois anos, em relação à injeção de 100% da dose de dejetos na semeadura, foram obtidos com a injeção de 50% da dose de N recomendada ao milho e ao trigo via dejetos na semeadura e com a adição dos outros 50% do N em cobertura, na forma de ureia. Quando o inibidor de nitrificação DCD ($10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) foi adicionado à dose de 50% de dejetos injetados na semeadura, a emissão anual de N_2O correspondeu a apenas 36% daquela ocorrida com 100% da dose de dejetos injetados na semeadura no primeiro ano e a 28% no segundo ano.

Esses resultados de Queiroz (2021) indicam que o parcelamento da dose de N, injetando 50% do N com DLS na semeadura e aplicando os outros 50% do N com ureia em cobertura, é a melhor estratégia para mitigar as emissões de N_2O quando os dejetos são injetados no solo, especialmente quando associados ao uso do inibidor de nitrificação DCD. Além de mitigar a emissão de N_2O , essa estratégia apresentou resultados positivos no milho, aumentando a produtividade de grãos, em relação à injeção da dose recomendada de dejetos na semeadura, em 7,7% e o acúmulo de N em 9,3%. Comparado à aplicação da dose recomendada de dejetos na superfície do solo na semeadura, o aumento foi de 20,1% na produtividade de grãos e de 22,8% no acúmulo de N. Outra vantagem da estratégia de associar dejetos com a ureia é que ela permite ampliar a área de uso de dejetos nas propriedades envolvidas com a suinocultura. Embora essa estratégia de parcelar a dose recomendada de N com os dejetos não tenha sido avaliada para os DLB, acredita-se que o comportamento seja similar ao observado com os dejetos líquidos de suínos.

Considerações finais

O processo físico-químico de volatilização de NH_3 e os processos microbianos de nitrificação e desnitrificação, os quais são responsáveis pela produção de N_2O e do gás inerte N_2 , constituem importantes vias de perdas gasosas de N para a atmosfera após a aplicação dos dejetos de animais no solo. Além de contribuírem à redução do potencial fertilizante nitrogenado dos dejetos, essas perdas também causam poluição

ambiental. Dependendo das condições edafoclimáticas, a aplicação dos dejetos líquidos de suínos (DLS) e de bovinos (DLB) na superfície do solo, como é feito no SPD, pode resultar em perdas de N por volatilização de NH_3 superiores a 75% do N amoniacal aplicado. Essas perdas podem ser reduzidas para níveis próximos a zero pela injeção dos dejetos líquidos no solo em SPD. Todavia, a injeção dos dejetos aumenta a disponibilidade de C, N mineral e água/urina nos sulcos de injeção, o que favorece a ação de bactérias nitrificadoras e, principalmente, desnitrificadoras, aumentando a produção e a emissão de N_2O para a atmosfera. Duas estratégias principais podem mitigar as emissões desse GEE, principalmente quando os dejetos líquidos são injetados no solo. A primeira consiste em adicionar o inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) aos dejetos líquidos no momento da sua injeção no solo. Adicionando a DCD aos dejetos, a emissão de N_2O é próxima ou até mesmo inferior àquela que ocorre com o modo tradicional de uso dos dejetos em plantio direto, que consiste na sua aplicação na superfície do solo e sem o uso de inibidor de nitrificação. A outra estratégia consiste em parcelar a dose de N recomendada a aplicar nas culturas, associando o uso de dejetos com fertilizante nitrogenado sintético como a ureia. Estudos recentes realizados na UFSM indicaram que os melhores resultados no milho e no trigo com essa estratégia, quanto à mitigação da emissão de N_2O , foram obtidos quando 50% da dose de N recomendada foi injetada no solo com os dejetos no momento da semeadura das culturas, juntamente com a DCD, com os outros 50% do N recomendado sendo aplicados com a ureia, em cobertura e na superfície do solo. Apesar do uso associado da injeção dos dejetos líquidos no solo com a adição de DCD aos dejetos ser eficaz em mitigar tanto a volatilização de NH_3 como a emissão de N_2O em SPD, o custo da máquina injetora e desse inibidor ainda é elevado. Por isso, a adoção dessa estratégia de uso dos dejetos por parte dos produtores pode ser facilitada através da concessão de subsídios pelo poder público, já que ela está inserida na ideia de uma agricultura sustentável e de baixo carbono. Além de prestarem um serviço ambiental ao associarem a injeção ao uso do inibidor, os produtores envolvidos com a suinocultura e a bovinocultura de leite

poderão converter o passivo ambiental dessas duas atividades em um ativo econômico.

Referências

AITA, C. *et al.* Injection of dicyandiamide-treated pig slurry reduced ammonia volatilization without enhancing soil nitrous oxide emissions from no-till corn in southern Brazil. **Journal of Environmental Quality**, v. 43, p. 789-800, May 2014. Doi: <https://doi.org/10.2134/jeq2013.07.0301>.

AITA, C. *et al.* Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration: effects of split application of pig slurry and dicyandiamide. **European Journal of Soil Science**, v. 66, p. 1-10, 2015.

AITA, C. *et al.* Uso agrícola de dejetos de animais como fertilizante: emissões gasosas de nitrogênio e medidas mitigatórias. In: PALHARES, J. C. P. **Produção animal e recursos hídricos: tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos**. Brasília, DF: Embrapa, 2019b. p. 99-126.

AITA, C. *et al.* Winter-season gaseous nitrogen emissions in subtropical climate: impacts of pig slurry injection and nitrification inhibitor. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, p. 1414-1426, 2019a.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 95-102, 2007.

ARENHARDT, M. H. **Emissões de gases de efeito estufa em resposta ao modo de aplicação de dejetos de suínos e ao uso de inibidor de nitrificação na sucessão trigo/milho em Latossolo**. 2016. 77 f. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

AWALE, R.; CHATTERJEE, A. Enhanced efficiency nitrogen products influence ammonia volatilization and nitrous oxide emission from two contrasting soils. **Agronomy Journal**, v. 109, p. 47-57. 2017.

BARCELLOS, L. A. R. **Avaliação do potencial fertilizante do esterco líquido de bovinos**. 1991. 108 f. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

BATEMAN, E. J.; BAGGS, E. M. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, v. 41, p. 379-388, 2005.

BELL, M. J. *et al.* How do emission rates and emission factors for nitrous oxide and ammonia vary with manure type and time of application in a Scottish farmland? **Geoderma**, v. 264, p. 81-93, 2016.

CAROZZI, M. *et al.* Evaluation of mitigation strategies to reduce ammonia losses from slurry fertilization on arable lands. **Science Total Environmental**, v. 449, p. 126-133, 2013.

CHANTIGNY, M. H. *et al.* Ammonia volatilization and selected soil characteristics following application of anaerobically digested pig slurry. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 306-312, 2004a.

CHANTIGNY, M. H. *et al.* Dynamics of pig slurry nitrogen in soil and plant as determined with ¹⁵N. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 637-643, 2004b.

CHANTIGNY, M. H. *et al.* Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. **Journal of Environmental Quality**, v. 36, p. 1864-1872, 2007.

CHANTIGNY, M. H. *et al.* Soil nitrous oxide emissions following band-incorporation of fertilizer nitrogen and swine manure. **Journal of Environmental Quality**, v. 39, p. 1545-1553, 2010.

CHARLES, A. *et al.* Global nitrous oxide emission factors from agricultural soils after addition of organic amendments: A meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 236, p. 88-98, 2017.

DELL, C. J. *et al.* Low-disturbance manure incorporation effects on ammonia and nitrate loss. **Journal of Environmental Quality**, 41:928-937, 2012.

DUNCAN, E. W. *et al.* Nitrous oxide and ammonia emissions from injected and broadcast-applied dairy slurry. **Journal of Environmental Quality**, v. 46 p. 36-44, 2017.

EGGLESTON, S. *et al.* (ed.). **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: agriculture, forestry and other land use**. Hayama: Institute for Global Environmental Strategies, 2006. v. 4.

FANGUEIRO, D. *et al.* Surface application of acidified cattle slurry compared to slurry injection: Impact on NH₃, N₂O, CO₂ and CH₄ emissions and crop uptake. **Geoderma**, v. 306, p. 160-166, 2017.

GONZATTO, R. *et al.* Response of no-till grain crops to pig slurry application methods and a nitrification inhibitor. **Agronomy Journal**, v. 109, p. 1687-1696, 2017.

GONZATTO, R. **Injeção de dejetos de suínos no solo em plantio direto associada a um inibidor de nitrificação**: efeito nas emissões de óxido nitroso e amônia. 2012. 83 f. Dissertação (Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

GORDON, R. *et al.* Effects of surface manure application timing on ammonia volatilization. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 81, p. 525-533, 2001.

GRAVE, R.A. *et al.* Determining the effects of tillage and nitrogen sources on soil N₂O emission. **Soil and Tillage Research**, v. 175, p. 1-12, 2018.

HANSEN, M. N.; SOMMER, S. G.; MADSEN, N. P. Reduction of ammonia emission by shallow injection: Injection efficiency and additional energy demand. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, p. 1099-1104, 2003.

HU, H. W.; CHEN, D.; HE, J. Z. Microbial regulation of terrestrial nitrous oxide formation: understanding the biological pathways for prediction of emission rates. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 39, p. 729-749, 2015.

IPCC. **Climate change 2014**: synthesis report. Geneva: Intergovernmental Panel on Climate Change, 2015. 151 p. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

LAURENCE, L.; FABRICE, G. Ammonia volatilization from different pig slurries applied on wheat stubble using different land spreading techniques under French conditions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 280, p. 114-117, 2019.

LAZCANO, C.; ZHU-BARKER, X.; DECOCK, C. Effects of organic fertilizers on the soil microorganisms responsible for N₂O emissions: a review. **Microorganisms**, v. 9, p. 983, 2021.

LOICK, N. *et al.* "Hot spots" of N and C impact nitric oxide, nitrous oxide and nitrogen gas emissions from a UK grassland soil. **Geoderma**, v. 305, p. 336-345, 2017.

MAGUIRE, R.O. *et al.* Manure application technology in reduced tillage and forage systems: a review. **Journal of Environmental Quality**, v. 40, p. 292-301, 2011.

MATTILA, P. K.; JOKI-TOKOLA, E. Effect of treatment and application technique of cattle slurry on its utilization by ley: I. Slurry properties and ammonia volatilization. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 65, p. 221-230, 2003.

MKHABELA, M. S. *et al.* Ammonia and nitrous oxide emissions from two acidic soils of Nova Scotia fertilised with liquid hog manure mixed with or without dicyandiamide. **Chemosphere**, v. 65, n. 8, p. 1381-1387, 2006.

NYORD, T.; HANSEN, M. N.; BIRKMOSE, T. S. Ammonia volatilization and crop yield following land application of solid-liquid separated, anaerobically digested, and soil injected animal slurry to winter wheat. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 160, p. 75-81, 2012.

PFLUKE, P. D.; JOKELA, W. E.; BOSWORTH, S. C. Ammonia volatilization from surface-banded and broadcast application of liquid dairy manure on grass forage. **Journal of Environmental Quality**, v. 40, p. 374-382, 2011.

PILECCO, G. E. *et al.* Greenhouse gas emissions and global warming potential from biofuel cropping systems fertilized with mineral and organic nitrogen sources. **Science of The Total Environment**, v. 729, p. 138767, 2020.

POWELL, J. M.; JOKELA, W. E.; MISSELBROOK, T. H. Dairy slurry application method impacts ammonia emission and nitrate leaching in no-till corn silage. **Journal of Environmental Quality**, v. 40, p. 383-392, 2011.

QUEIROZ, R. **Estratégias para mitigar as emissões de óxido nitroso e aumentar a eficiência de uso do nitrogênio de dejetos líquidos de suínos injetados no solo**. 2021. 81 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

RAVISHANKARA, A. R.; DANIEL, J. S.; PORTMANN, R. W. Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. **Science**, v. 326, p. 123-125, 2009.

ROCHETTE, P. *et al.* Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 81, p. 515-523, 2001.

ROCHETTE, P. *et al.* 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.

ROCHETTE, P. *et al.* N₂O fluxes in soils of contrasting textures fertilized with liquid and solid dairy cattle manures. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 88, p.175-187, 2008.

RODHE, L.; PELL, M.; YAMULKI, S. Nitrous oxide, methane and ammonia emissions following slurry spreading on grassland. **Soil Use and Management**, 22:229-237, 2006.

SÁ, J. C. M.; FERREIRA, A. O. The soil science in the evolution of the no-till system in Brazil. **Boletim Informativo SBCS**, v. 44, p. 54-57, 2018.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico e Sustentável. Instituto do Meio Ambiente. **Instrução normativa nº 11**: suinocultura. Florianópolis: IMA (órgão sucessor da FATMA), 2022. Disponível em: <https://in.ima.sc.gov.br/>. Acesso em: 19 jan. 2024.

SANZ-COBENA, A. *et al.* Impact of rainfall to the effectiveness of pig slurry shallow injection method for NH₃ mitigation in an Mediterranean soil.

Atmospheric Environment, v. 216, p. 1-9, 2019.

SCHERER, E. E.; AITA, C.; BALDISSERA, I. T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Florianópolis: EPAGRI, 1996. 46 p. (Boletim Técnico, 79).

SHERLOCK, R. R. Ammonia, methane, and nitrous oxide emissions from pig slurry applied to a pasture in New Zealand. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, p. 1491-1501, 2002.

SMITH, K. A. Reduction of ammonia emissions by slurry application techniques. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 77, p. 277-287, 2000.

SOMMER, S. G.; JACOBSEN, O. H. Infiltration of slurry liquid and volatilization of ammonia from surface applied pig slurry as affected by soil water content **Journal of Agricultural Science**, v. 132, p. 297-303, 1999.

SOMMER, S.G. *et al.* Ammonia volatilization from surface-applied livestock slurry as affected by slurry composition and slurry infiltration depth. **Journal of Agricultural Science**, v. 144, p. 229-235, 2006.

THOMPSON, R. B.; MEISINGER, J. J. Management factors affecting ammonia volatilization from land-applied cattle slurry in the Mid-Atlantic USA. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, p. 1329-1338, 2002.

WEBB, J.; CHADWICK, D.; ELLIS, S. Emissions of ammonia and nitrous oxide following incorporation into the soil of farmyard manures stored at different densities. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 70, p. 67-76, 2004.

WULF, S.; MAETING, M.; CLEMENS, J. Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: I. Ammonia volatilization. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, p. 1789-1794, 2002a.

WULF, S.; MAETING, M.; CLEMENS, J. Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: II. Greenhouse gas emissions. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, p. 1795-1801, 2002b.

ZHU, X.; BURGER, M.; DOANE, T. A.; HORWATH, W. R. Ammonia oxidation pathways and nitrifier denitrification are significant sources of N₂O and NO under low oxygen availability. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, p. 6328-6333, 2013.

CAPÍTULO 2

Perdas de nutrientes por escoamento superficial e lixiviação em solos com histórico de aplicações de dejetos de animais

Eduardo Giroto, Cledimar Rogério Lourenzi, Tadeu Luis Tiecher, Lessandro De Conti, Carlos Alberto Ceretta, Daniel João Dall'Orsoletta, Gilmar Luiz Mumbach e Djalma Eugênio Schmitt

Introdução

A proposta do livro é a de contribuir para que a suinocultura possa ser cada vez mais conduzida num ambiente em que seja possível harmonizar a criação de suínos e a qualidade do ambiente. Por isso, este capítulo é apresentado com premissas muito claras da importância e dos desafios para atingir esta meta. Em primeiro lugar, é importante ressaltar que o Brasil importa em torno de 75% dos fertilizantes que consome (ANANDA, 2020), o que significa uma evasão significativa de recursos. Também é necessário considerar que os nutrientes, sejam oriundos dos fertilizantes aplicados ou aqueles acumulados no solo ao longo dos anos, são aproveitados pelas plantas com baixa eficiência. Além disso, a eficiência na utilização dos nutrientes disponibilizados aos suínos através de rações também é baixa (Kirchmann, 1994; Jondreville; Revy; Dourmad, 2003), afinal, à semelhança dos humanos e outros animais,

os suínos excretam a maior parte dos nutrientes que ingerem, os quais, num cenário mais desejável possível, do ponto de vista econômico, ambiental e social, deveriam retornar ao solo num processo de reciclagem.

Para aumentar ainda mais o desafio para o uso racional dos dejetos de suínos, é preciso considerar que o solo é um sistema aberto, ou seja, tudo aquilo que é adicionado pode ser transferido para outros sistemas, como os aquáticos, implicando em perdas dos nutrientes adicionados, os quais não estarão mais disponíveis às plantas em seus ambientes de cultivo. Isso é particularmente importante para os dejetos de suínos, porque normalmente sua distribuição a campo é feita a lanço na superfície e sem incorporação. Isso tudo mostra que grande parte dos nutrientes importados nos fertilizantes, e que custam muito caro, acabam sendo perdidos, o que compromete a qualidade do ambiente e não permite a reutilização dos mesmos num processo mais eficiente de ciclagem, que poderia significar economia na aquisição de fertilizantes para os cultivos. Não é sustentável continuar tolerando esta situação e, por isso, as estratégias para diminuir as perdas dos nutrientes aplicados via dejetos de suínos por escoamento superficial e lixiviação são o foco deste capítulo.

Um dos aspectos que dificulta o uso racional dos dejetos de suínos, diminuindo as perdas por escoamento superficial, em especial, é o fato dos dejetos apresentarem baixos teores de matéria seca, sendo, normalmente, inferior a 10%, o que denota a presença de alto teor de água em sua composição (Aita *et al.*, 2006; Ceretta *et al.*, 2010). Logo, antes de se preocupar com estratégias para o uso dos dejetos no campo, é preciso estabelecer estratégias mais eficientes de gestão da água nos sistemas de criação de suínos. Afinal, quanto maior o teor de água, maiores serão as doses necessárias a serem aplicadas por área, o que significa maior custo de distribuição, aumento dos efeitos indesejáveis no solo ocasionado pelo excessivo trânsito de máquinas e aumento das perdas de nutrientes, sendo que isso tudo interfere na motivação do produtor para o uso dos dejetos.

É importante considerar que ao aplicar a campo os dejetos de suínos, assim como qualquer outro resíduo da criação de animais, estão sendo distribuídos na superfície do solo nutrientes que estão na forma livre ou fazendo parte da estrutura de compostos orgânicos. Estes elementos/compostos, preferencialmente deveriam interagir com o solo, seja com sua fração orgânica ou mineral, para se manterem nos locais de deposição. Entretanto, estas reações podem não ocorrer antes que aconteçam processos de transferência, como escoamento superficial ou lixiviação, o que representaria perdas indesejáveis destes elementos para o ambiente. Por isso, a criação de um ambiente no solo, no qual os nutrientes se mantenham disponíveis às plantas, é um desafio para produtores e técnicos, mas é a única maneira de se obter uma racionalidade no uso de dejetos de origem animal, como o de suínos. Afinal, a adoção de técnicas de conservação do solo é premissa básica à condução de sistemas de cultivos e, particularmente para os dejetos de suínos, ainda mais determinante à eficiência de seu uso.

Portanto, é fundamental que sejam conhecidos os fenômenos que determinam o comportamento dos elementos nutrientes adicionados ao solo, a partir de dejetos. Afinal, cada ambiente solo tem suas características e cada elemento químico ou composto orgânico presente nos dejetos de suínos interage no solo conforme suas características, fator que determina o potencial de perdas por escoamento superficial e por lixiviação. Por este motivo, este capítulo foi estruturado de maneira que a maioria dos principais nutrientes adicionados ao solo pelos dejetos de suínos sejam discutidos individualmente. Entretanto, a abordagem será sempre no sentido de trazer o conhecimento sobre como estes nutrientes se relacionam com os fenômenos de escoamento superficial e lixiviação e como se pode agir para minimizar seus impactos sobre as perdas potenciais destes nutrientes no ambiente.

Escoamento superficial e lixiviação

O escoamento superficial é a perda da água precipitada através de chuvas ou irrigações em quantidades acima da capacidade de infiltração do solo, levando consigo partículas orgânicas e inorgânicas, além de finas partículas em suspensão e nutrientes dissolvidos. Além da taxa de infiltração de água no solo, a intensidade e duração da chuva (Ceretta *et al.*, 2010), rugosidade superficial do terreno e a topografia também determinarão a magnitude do escoamento superficial. O uso de dejetos de animais como fonte de nutrientes em áreas agrícolas pode afetar o escoamento superficial, reduzindo ou incrementando as transferências. A aplicação de dejetos líquidos de suínos pode aumentar o escoamento e a perda de sedimentos devido ao selamento superficial e hidrofobicidade desse resíduo (Cherobim *et al.*, 2018), reduzir estas perdas devido à maior biomassa vegetal produzida (Rocha Junior *et al.*, 2017a), ou então não apresentar efeito sobre o escoamento superficial (Dall'Orsoletta, 2018).

Em estudo avaliando a perda de solução por escoamento superficial em Argissolo Vermelho-Amarelo submetido a sucessivas aplicações das doses de 0, 20, 40 e 80 m³.ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos em Santa Maria (RS), Ceretta *et al.* (2010) observaram perdas de 36, 30, 28 e 20% do total precipitado por escoamento superficial, respectivamente, indicando um efeito positivo da aplicação de dejetos de suínos na redução do escoamento superficial. Resultados semelhantes foram obtidos por Ciancio (2015), que avaliou a perda de solução escoada superficialmente em Argissolo Vermelho-Amarelo submetido a sucessivas aplicações de adubação mineral e orgânica. Esta autora observou a transferência de 30, 22, 15, 17 e 16% do total precipitado para os tratamentos controle, dejetos líquidos de suínos, cama sobreposta de suínos, dejetos líquidos de suínos e fertilizante mineral, respectivamente, em avaliações realizadas ao longo do ciclo de três cultivos de milho. No entanto, se não forem utilizadas recomendações técnicas, o uso de dejetos de animais como fonte de nutrientes pode significar o aporte de nutrientes acima da exigência nutricional das culturas e da capacidade de retenção do solo, potencializando as perdas desses elementos por escoamento superficial, como será abordado a seguir.

O processo de lixiviação representa o movimento de água (solução do solo) para camadas profundas do solo, abaixo da zona radicular das plantas, podendo atingir o lençol freático. A solução lixiviada pode carregar consigo pequenas partículas inorgânicas e orgânicas, compostos orgânicos dissolvidos, elementos químicos em solução, dentre eles os nutrientes, caracterizando a perda desses nutrientes por lixiviação. Para efeitos de estudos científicos, devido à dificuldade de realizar coletas de solução em camadas muito profundas, abaixo do sistema radicular das culturas, normalmente se define uma profundidade de avaliação como, por exemplo, 60 cm (Ceretta *et al.*, 2010) ou 70 cm (Lourenzi *et al.*, 2021). As perdas de solução e, conseqüentemente, de nutrientes por lixiviação são influenciadas por alguns fatores, como a textura do solo, capacidade de infiltração de água, volume, intensidade e frequência das precipitações, entre outros. Além disso, o sistema de manejo adotado também apresenta influência em relação ao potencial de lixiviação. Isso porque a continuidade de poros e a formação de fluxos preferenciais, especialmente os bioporos em sistemas conservacionistas, favorece a lixiviação de água e nutrientes.

Da mesma forma que a aplicação de dejetos de animais reduz as perdas de solução por escoamento superficial, como observado por Ceretta *et al.* (2010) e Ciancio (2015), ela também aumenta a infiltração de água no solo, especialmente em solos manejados sob sistema de plantio direto, favorecendo os processos de lixiviação. Nesse sentido, Giroto *et al.* (2013) observaram perdas médias por lixiviação de 1,63, 1,87, 3,16 e 2,20% do total precipitado durante cinco anos de avaliação, em experimento conduzido em Argissolo Vermelho-Amarelo submetido a sucessivas aplicações das doses de 0, 20, 40 e 80 m³.ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos. Já Ciancio (2015) avaliou a perda de solução por lixiviação durante quatro anos em Argissolo Vermelho-Amarelo submetido a diferentes fontes orgânicas e minerais de nutrientes. A autora observou que os tratamentos que receberam aplicação de nutrientes apresentaram, de maneira geral, maiores perdas de solução por lixiviação. Além disso, é importante destacar que há diferenças entre as épocas de avaliação ao longo do ano, com maiores perdas de solução por lixi-

viação sendo observadas em avaliações realizadas no outono/inverno, com valores de 4,51, 3,97, 6,70, 3,35 e 7,50% do volume total precipitado, em comparação às avaliações realizadas na primavera/verão, com valores de 1,94, 1,12, 4,53, 2,89 e 3,42% do volume total precipitado para os tratamentos controle, dejetos líquidos de suínos, cama sobreposta de suínos, dejetos líquidos de bovinos e fertilizante mineral, respectivamente. Esses resultados mostram uma grande diferença nas perdas de solução por lixiviação entre os períodos do ano, onde as menores transferências ocorreram nos períodos mais quentes e estão relacionadas à maior evapotranspiração da água do solo e também à maior absorção pelas culturas, enquanto as maiores perdas ocorrem em períodos de menor evapotranspiração da água do solo e, conseqüentemente, em momento em que o solo apresenta maior umidade.

Perdas de nitrogênio

O nitrogênio (N) é um dos nutrientes minerais mais requeridos pelas plantas, sendo absorvido da solução do solo nas formas de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-). Ambas as formas apresentam baixa afinidade e interação com as cargas dos colóides do solo, sendo que o NH_4^+ se liga com baixa energia às cargas do complexo de trocas do solo e o NO_3^- permanece em solução, prontamente disponível para a absorção das plantas (Schoonover; Crim, 2015). Essa característica do N faz com que esse nutriente não acumule no solo e sejam necessárias aplicações periódicas de fontes nitrogenadas de nutrientes, tanto minerais quanto orgânicas, para suprir a demanda nutricional das culturas. Isto aumenta a suscetibilidade do N às transferências por escoamento superficial e, conseqüentemente, causa a contaminação de mananciais hídricos e, juntamente com o fósforo (P), a eutrofização desses mesmos mananciais. A eutrofização é a produção exacerbada de algas e cianobactérias, o que reduz drasticamente a quantidade de oxigênio dissolvido na água, culminando com a hipóxia desses ambientes, mortalidade de organismos aquáticos, migração de espécies e perda total de qualidade da água (Sharpley *et al.*, 1994).

Por isso, os sistemas de recomendação de adubação, normalmente, preconizam que a adubação nitrogenada deve ser realizada de forma parcelada, sendo parte do N aplicado no momento do plantio/semeadura das culturas e o restante em cobertura, como recomendado pela CQFS-RS/SC (Manual..., 2016). Quando são utilizados fertilizantes minerais formulados ou fontes individuais de nutrientes, como, por exemplo, a ureia para fornecer N, torna-se mais fácil ajustar as doses a serem aplicadas no plantio/semeadura com as doses a serem aplicadas em cobertura, conforme recomendação para as culturas. No entanto, quando se trata de dejetos de animais, esse ajuste nem sempre é possível, uma vez que, normalmente, as aplicações dos dejetos são realizadas anteriormente ao plantio/semeadura das culturas devido à dificuldade de realizar aplicações de dejetos em cobertura.

O N é um dos nutrientes encontrados em maiores quantidades nos dejetos de animais, sendo que nos dejetos líquidos é encontrado especialmente em formas amoniacais (NH_4^+) (Aita; Port; Giacomini, 2019; Schirmann *et al.*, 2013). No entanto, em dejetos sólidos os teores de NO_3^- podem aumentar em relação ao NH_4^+ , mas as formas orgânicas são predominantes (Anwar *et al.*, 2018; Sweeney; Pierzynski; Barnes, 2012). Dessa forma, logo após a aplicação dos dejetos de animais ao solo, as maiores perdas de N são observadas na forma amoniacal, mas com o passar do tempo os processos de nitrificação e mineralização do N orgânico aumentam as perdas de N na forma de NO_3^- (Ceretta *et al.*, 2010; Cui *et al.*, 2020; Payet *et al.*, 2009). Isso porque, após a aplicação dos dejetos, as taxas de nitrificação podem variar de 0,98 a 1,53 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ em solos que recebem aplicações de dejetos de animais, como observado por Aita *et al.* (2006) em avaliação realizada quatro dias após a aplicação das doses de 40 e 80 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suínos. Além disso, todo o N amoniacal presente nos dejetos pode ser nitrificado dentro de 10 dias após a aplicação dos dejetos ao solo (Chantigny; Rochette; Angers, 2001). Essa rápida transformação do NH_4^+ em NO_3^- significa o incremento na concentração dessa forma de N no solo (Loria; Sawyer, 2005), mas esse acúmulo ocorre apenas nos primeiros dias após a aplicação dos dejetos (Chantigny *et al.*, 2004; Assmann *et al.*, 2007; Adeli *et*

al., 2008), decrescendo com o tempo devido às perdas por escoamento superficial (Smith; Jakson; Pepper, 2001; Ceretta *et al.*, 2010) e lixiviação (Daudén; Quílez; Vera, 2004; Basso *et al.*, 2005; Bergström; Kirchmann, 2006; Girotto *et al.*, 2013).

As maiores perdas de N por escoamento superficial ocorrem nos primeiros eventos pluviométricos após a aplicação dos dejetos de animais. Além disso, como normalmente as aplicações de dejetos são realizadas antes da semeadura das culturas, nos estádios iniciais de desenvolvimento das plantas, há menor demanda por N e elevada disponibilidade desse elemento no solo, potencializando as perdas de N por escoamento superficial. Nesse sentido, Ceretta *et al.* (2010), avaliando a perda de nutrientes por escoamento superficial em Argissolo Vermelho submetido a aplicações sucessivas das doses de 0, 20, 40 e 80 m³.ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos, verificaram que as maiores perdas de NO₃⁻ foram observadas, normalmente, até 50 dias após a aplicação dos dejetos. Em adição, Kaufmann *et al.* (2019), avaliando a perda de NH₄⁺ e NO₃⁻ por escoamento superficial em Nitossolo e Cambissolo, com a aplicação das doses de 0, 50, 100 e 200 m³.ha⁻¹.ano⁻¹, verificaram maiores perdas de ambas as formas na primeira avaliação após a aplicação dos tratamentos.

As perdas de N por escoamento superficial apresentam estreita relação com as quantidades de N aplicadas via dejetos de animais e com o volume de solução escoada superficialmente (Ceretta *et al.*, 2010; Lourenzi *et al.*, 2021). No entanto, os percentuais de N perdido por escoamento superficial, em relação às quantidades aplicadas via dejetos de animais, são muito variáveis, podendo serem perdidos de 0,07 a 14% do total de N aplicado (Ceretta *et al.*, 2005; Ceretta *et al.*, 2010; Cerini, 2012). Entretanto, isso pode representar perdas médias anuais de até 16,75 kg.ha⁻¹ de N (Ceretta *et al.*, 2010), o que é bastante significativo para a nutrição das plantas e também como potencial para causar a degradação de mananciais hídricos que irão receber esse aporte de N.

A lixiviação de N, especialmente na forma de NO_3^- (pois o NH_4^+ pode ser adsorvido ao complexo de troca do solo), é caracterizada pela movimentação desse elemento para camadas profundas do solo, abaixo da zona radicular das culturas e podendo atingir o lençol freático. Para que ocorra a lixiviação de NO_3^- são necessários dois pré-requisitos: a presença de NO_3^- na solução do solo e o movimento descendente de água no perfil do solo. A descida é favorecida pela baixa energia de adsorção do NO_3^- com as partículas do solo, que o torna extremamente móvel e seu movimento ligado ao fluxo de água no solo. Por isso, especificamente no caso do NO_3^- , as perdas de N por lixiviação são um dos principais caminhos de perda (Owens; Edwards; Van Keuren, 1994).

Como destacado anteriormente, a maioria dos dejetos de animais apresentam maior proporção de N em formas amoniacais no momento da aplicação ao solo, o que pode significar pequenas perdas de N na forma de NH_4^+ , especialmente nos primeiros dias após a aplicação dos dejetos (Giroto *et al.*, 2013; Cerini, 2012). No entanto, como os processos de nitrificação ocorrem relativamente rápido no solo, os teores de NO_3^- aumentam significativamente nos primeiros dias após a aplicação dos dejetos, o que também se reflete em maiores perdas de NO_3^- por lixiviação nesse período. Em experimento conduzido com aplicações sucessivas das doses de 0, 20, 40 e 80 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquido de suínos, Giroto *et al.* (2013) observaram maiores concentrações de NO_3^- na solução lixiviada nos primeiros eventos após a aplicação dos dejetos, sendo que as maiores perdas ocorrem até, aproximadamente, 50 dias após a aplicação dos dejetos. Resultados semelhantes foram observados por Cerini (2012), que avaliou a aplicação de diferentes fontes orgânicas e minerais de nutrientes e observou maiores transferências de NO_3^- nas avaliações realizadas até 56 dias após a aplicação dos tratamentos.

As perdas de N por lixiviação apresentam correlação com o volume de solução lixiviada e também com a quantidade de N adicionado ao solo com as aplicações de dejetos (Daudén; Quílez; Vera, 2004; Giroto *et al.*, 2013). Em termos quantitativos, Giroto *et al.* (2013) observaram perdas médias de NO_3^- , durante cinco anos, de 4,51, 4,93 e 3,88 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ com aplicação das doses de 20, 40 e 80 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ de dejetos líquido de

suínos, o que representou 3,43, 1,97 e 0,71% do N aplicado, respectivamente. Essas perdas de NO_3^- por lixiviação podem representar a contaminação de mananciais hídricos subsuperficiais, como poços de abastecimento destinados ao consumo humano, como observado por Cadoná *et al.* (2018). Esses autores realizaram cinco coletas de água em poços de abastecimento destinados ao consumo humano em Braço do Norte (SC) e verificaram que os teores de NO_3^- apresentavam-se acima de 10 mg.L^{-1} (Brasil, 2005) nas duas primeiras coletas, realizadas nos meses de julho e outubro de 2015.

Dessa forma, devido às características de alta mobilidade do N na forma de NO_3^- no solo, práticas de manejo que favorecem a infiltração de água no solo podem reduzir as perdas de N por escoamento superficial. No entanto, isso pode significar aumento nas perdas por lixiviação e, nesse aspecto, o uso de culturas que apresentam alta exigência por N e a manutenção de plantas sempre em crescimento podem ser alternativas importantes em áreas que recebem aplicações de dejetos de animais. Além disso, o uso de critérios técnicos para a definição das doses de dejetos a serem aplicadas ao solo, como os estabelecidos pela CQFS-RS/SC (Manual..., 2016), mostra-se essencial para reduzir as elevadas quantidades de N suscetível às perdas por escoamento superficial e lixiviação, especialmente nos primeiros dias após a aplicação dos dejetos ao solo.

Perdas de fósforo

O P é um dos nutrientes mais limitantes à produção agrícola, porém é também o nutriente que gera maior preocupação em função de riscos à poluição ambiental (Gatiboni *et al.*, 2015, 2020; Sharpley, 2016). O transporte de P de áreas agrícolas para os ambientes aquáticos se caracteriza como uma poluição difusa, difícil de ser identificada e controlada. Assim como nos solos, o P também é limitante em ambientes aquáticos, como rios, lagos e estuários, onde em alta concentração é precursor do processo de eutrofização (Sharpley; Withers, 1994) juntamente com o N, conforme discutido no item anterior.

Aplicações excessivas de P são uma realidade em áreas adjacentes a unidades produtoras de animais confinados, como suínos, aves e bovinos, nas quais são geradas grandes quantidades de resíduos. Por apresentarem quantidade apreciável de nutrientes como N, P e potássio (K), os resíduos animais são descartados em áreas agrícolas para o aproveitamento de suas propriedades fertilizantes. A aplicação de P, seja via dejetos animais ou fertilizantes minerais, de forma sucessiva nas mesmas áreas e acima da capacidade de remoção das plantas, culmina com o aumento progressivo de seu teor no solo (Boitt *et al.*, 2018), o que eleva também o risco de perdas de P para fora da área agrícola junto ao movimento da água da chuva sobre o solo (Abdala *et al.*, 2020; Dall'Orsoletta *et al.*, 2021).

O primeiro passo para adequar o manejo da adubação fosfatada visando reduzir o potencial de perda do nutriente de uma área agrícola é conhecer quais os processos envolvidos. Para cada processo, contudo, haverá inúmeros fatores que irão controlar essas perdas. Os processos que levam à perda de P podem ser resumidos em três:

1. Perda por escoamento superficial.
2. Perda por erosão.
3. Perda por lixiviação.

Os dois primeiros ocorrem junto à água de enxurrada e o último pela água de drenagem (Sharma; Bell; Wong, 2017). Esses processos envolvem uma série de fatores, que podem ser resumidos em fatores de solo, ligados à capacidade de retenção de P, e fatores de transporte, ligados à facilidade de remoção do nutriente das áreas agrícolas e descarga nos recursos hídricos (Heathwaite; Quinn; Hewett, 2005). Invariavelmente, tanto os fatores de solo e de transporte podem ser gerenciados visando a mitigação e minimização das perdas, assunto abordado neste tópico.

Visto que só é possível perder aquilo que se tem, o primeiro fator de solo ligado ao potencial de perda de P é o teor disponível do elemento (Lourenzi *et al.*, 2021). A quantificação de P disponível é uma avaliação comum em solos agrícolas, devido à necessidade de correção dos teo-

res naturais para atender a demanda das culturas, sendo que no Sul do Brasil o método utilizado é a extração com Mehlich-1 (Manual..., 2016). Nesse sentido, quanto maior o teor de P disponível, maior também sua solubilidade e, por estar solúvel, mais facilmente é removido do solo pelo movimento de água para fora das áreas agrícolas (Campos *et al.*, 2018).

A solubilidade do P no solo está relacionada a um segundo fator, importante também para a interpretação de sua disponibilidade às plantas: o teor de argila (Gatiboni *et al.*, 2015, 2020; Mumbach *et al.*, 2020). Quanto maior o teor de argila de um solo, maior a área de superfície para a adsorção ocorrer e, conseqüentemente, menos solúvel e disponível o P estará, tanto para as plantas como para os processos de perda (Fink *et al.*, 2014). Por esse motivo, o teor de argila do solo é também uma medida comum em laudos de análise de solo para fins agrônômicos de recomendação de adubação. Pode ser definido que a capacidade de um solo em suportar adições de P, antes deste se tornar excessivamente solúvel, será tanto maior quanto maior seu teor de argila (Gatiboni *et al.*, 2015, 2020).

Contudo, a área de superfície das argilas é uma grandeza finita, ou seja, com o passar do tempo e das adições de fertilizantes fosfatados, os sítios de adsorção de P vão sendo paulatinamente saturados e o nutriente fica cada vez mais solúvel (Gatiboni *et al.*, 2021). Essa situação é facilmente alcançada quando ocorrem aplicações de P repetidamente e acima da necessidade das culturas em uma mesma área, o que nos leva ao terceiro fator do solo como fonte de contaminação: o manejo da adubação, que representa a interação entre a dose, época, modo de aplicação e fonte de fertilizante.

Entre as variáveis ligadas ao manejo da adubação, a dose é sem dúvida a mais relevante, pois está diretamente relacionada ao aumento do teor de P disponível no solo. Quanto à época de aplicação da adubação, espera-se que logo após a aplicação de fertilizantes fosfatados a disponibilidade de P seja elevada, reduzindo com o passar do tempo devido aos processos de adsorção às partículas de solo e absorção pelas plantas. Por isso, o solo se torna mais susceptível a perdas de P logo

após a aplicação de fertilizantes fosfatados. Por exemplo, Cherobim, Huang e Favaretto (2017), estudando perda de nutrientes por escoamento superficial após a aplicação de dejetos animais, observaram perdas de P 88% superiores após 24 h do que sete dias após a aplicação.

O modo de aplicação também ganha relevância quanto às perdas de P por estar diretamente relacionado ao local de deposição do nutriente e ao volume de solo onde esse será diluído. Aplicações localizadas, na linha de plantio, por exemplo, concentram o nutriente em uma pequena área, criando regiões de elevada concentração e solubilidade. Contudo, essas regiões estão abaixo da superfície e, na maioria dos casos, protegidas dos processos de escoamento superficial e erosão (Sharpley, 1985; Yang *et al.*, 2015). Por outro lado, aplicações superficiais, sem incorporação, como é o caso da aplicação da maioria dos dejetos animais, concentram o nutriente nos primeiros centímetros do solo, região que apresenta maior interação com o escoamento superficial, potencializando sua perda (Bertol *et al.*, 2007; Baker *et al.*, 2017; Boitt *et al.*, 2018). Solos revolvidos, por sua vez, diluem o P em toda camada arável, não existindo regiões de maior concentração. Contudo, estes solos apresentam maior potencial de perdas de P junto a partículas de solo pelo processo de erosão (Cherobim; Huang; Favaretto, 2017).

A importância da fonte de adubação fosfatada é menos intuitiva, visto que não há distinção do potencial poluente de um nutriente proveniente de um fertilizante orgânico ou mineral, mas é passível de ponderações. Essas ponderações estão intimamente relacionadas às variáveis época e modo de aplicação, discutidas anteriormente. Fontes orgânicas são, em sua grande maioria, aplicadas superficialmente e antecedendo a implantação das culturas. Nesta situação, o P estará mais suscetível às perdas por estar concentrado na superfície, tanto adsorvido ao solo como ainda na forma de fertilizante, e por não haver plantas para absorvê-lo intensivamente, mantendo sua concentração elevada por mais tempo (Martínez *et al.*, 2017). Adicionalmente, muitas fontes orgânicas de fertilizantes, como os dejetos líquidos de suínos, apresentam algum grau de hidrofobicidade e, ao serem aplicados em superfície, podem dificultar a infiltração de água no solo, aumentando o volume e

energia da enxurrada (Cherobim *et al.*, 2018). Pode-se ainda ponderar sobre o balanço dos nutrientes entre diferentes dejetos: determinação da dose de dejetos com base na demanda das plantas por N, por exemplo, pode resultar em fornecimento de quantidade de P acima do exigido pelas plantas (CQFS RS/SC, 2016).

Com base no exposto, podemos dizer que o potencial poluente de um solo está diretamente relacionado com a capacidade deste em fornecer P em formas passíveis de serem transportadas para fora da área agrícola. Essas formas podem ser solúveis e transportadas junto à água, ou adsorvidas a partículas de solo e fertilizantes e transportadas junto ao solo e sedimentos. Contudo, mesmo um solo com teores elevados de P e com capacidade de fornecer grandes quantidades do nutriente aos processos de perdas, não será um problema ambiental se esses processos envolvidos no seu transporte não estiverem presentes.

Os fatores de transporte de P são todos aqueles que, direta ou indiretamente, afetam o movimento de água, solo e sedimentos de uma área agrícola, ou seja, que afetam a drenagem, o escoamento superficial e a erosão hídrica. Entre os principais fatores podemos destacar as características das precipitações (volume, intensidade e frequência), as características do solo (infiltração, condutividade hidráulica e textura) e topográficas (declividade, comprimento de rampa e conectividade entre a área agrícola fonte e o corpo hídrico receptor).

As características da precipitação são importantes para as perdas de P do solo por ser a chuva a principal entrada de água no sistema, e é juntamente com o movimento dessa água e com as partículas transportadas com ela que o P será perdido. Nesse sentido, a principal característica da chuva é o volume de precipitação, pois quanto maior a quantidade de água adicionada ao solo, maior a energia livre para ocorrer seu movimento (Santos *et al.*, 2017; Rocha Junior *et al.*, 2017a). Outra característica importante é a intensidade da precipitação, uma vez que chuvas intensas podem ultrapassar facilmente a capacidade de infiltração de água no solo, gerando acúmulo de água em sua superfície e iniciando o processo de escoamento superficial (Bertol *et al.*, 2014; Santos

et al., 2017). Chuvas frequentes, por sua vez, mantêm o solo úmido e mais próximo de sua capacidade máxima de retenção de água (Santos *et al.*, 2017). A partir desse ponto, qualquer adição de água irá gerar água livre no sistema, seja para o escoamento superficial ou para a lixiviação (Santos *et al.*, 2017).

Das características do solo, a capacidade de infiltração de água é das mais relevantes, pois irá controlar a quantidade de água disponível para os processos de perda (Liu *et al.*, 2015). Um solo com baixa taxa de infiltração será mais propenso a perdas por escoamento superficial e erosão hídrica, enquanto um solo com alta taxa de infiltração estará mais propenso a perdas por lixiviação (Liu *et al.*, 2012; Dall’Orsoletta *et al.* 2021).

As características topográficas do terreno exercem grande impacto no transporte de P, entre as quais a declividade é das mais relevantes. A declividade está diretamente relacionada com a capacidade de retenção superficial de água no solo, que por sua vez impacta a taxa de infiltração, escoamento superficial, velocidade de escoamento e a profundidade efetiva de solo que interagem com a precipitação e escoamento (Dall’Orsoletta *et al.*, 2021). Com o aumento da declividade há redução da retenção de água na superfície do solo, o que reduz a infiltração e gera maior volume de escoamento, reduzindo também o tempo necessário para se iniciar o escoamento (Essig *et al.*, 2009; Bertol *et al.*, 2014). Além disso, quanto maior a declividade, mais rápido é o movimento da água sobre a superfície e maior a energia cinética para o carregamento de partículas (Yang *et al.*, 2020). Ainda, com o aumento da declividade há aumento da profundidade de interação entre o solo e escoamento, ou seja, maior volume de solo contribuirá para os processos de perda (Yang *et al.*, 2015). Arelado a isso está o comprimento de rampa, que condicionará a velocidade final da água de enxurrada, a energia cinética provocada por ela e a capacidade de transporte de P (Bagio *et al.*, 2017). Outra característica topográfica é a conectividade hidráulica entre a área fonte de contaminação, seja por escoamento em formas solúveis ou ligado a partículas de solo e sedimentos, e o corpo hídrico receptor. Quanto maior a distância e menor a conectividade, menor a probabilidade de o P chegar até esse ambiente, reduzindo o ris-

co de contaminação (Heathwaite; Quinn; Hewett, 2005; Kleinman *et al.*, 2015). Isso ocorre pois ao longo do caminho pode haver sedimentação, infiltração, adsorção ou absorção de P por plantas e microrganismos, imobilizando o mesmo.

Os fatores de solo relacionados a perdas de P por lixiviação são, assim como para o escoamento superficial, o teor de P disponível, conteúdo de argila, dose aplicada e época de aplicação. Já os fatores relacionados ao transporte são principalmente os vinculados à infiltração de água no solo (Giroto *et al.*, 2013), como taxa de infiltração, condutividade hidráulica, volume e frequência de precipitações e textura do solo. Adicionalmente, deve ser considerada a distância entre o local de deposição do fertilizante, superficial ou incorporado, do sistema de drenagem subsuperficial ou lençol freático.

De modo geral, a lixiviação de P torna-se uma preocupação em duas situações:

1. Solos de baixa capacidade de adsorção, como os solos arenosos.
2. Áreas submetidas à aplicação de doses de P acima da demanda das espécies cultivadas.

Solos arenosos apresentam maior conteúdo de macroporos, os quais permitem maior fluxo de água. Solos bem conduzidos sob sistema de plantio direto, com rotação de culturas e elevado conteúdo de matéria orgânica, também podem apresentar altas taxas de infiltração de água no perfil do solo. Isso decorre em associação ao fornecimento de dejetos, pois há maior produção de fitomassa, maior proteção do solo ao impacto da chuva, maior desenvolvimento radicular e formação de bioporos, que incrementam as taxas de infiltração. Em geral, se estes solos com boa capacidade de infiltração de água apresentarem P solúvel, haverá risco de perdas por lixiviação. Em sentido similar, as taxas de lixiviação e, conseqüentemente, de perdas de P por lixiviação são dependentes da quantidade e intensidade das chuvas. De acordo com resultados apresentados por Tiecher *et al.* (2020), períodos marcados com baixas intensidades pluviométricas são acompanhados de redu-

zidas lixiviações. A lixiviação de P ocorre, normalmente, pelo fluxo de água nos macroporos, poros com diâmetro superior 0,05 mm, os quais representam a maior percentagem da porosidade de solos arenosos. Contudo, solos argilosos bem agregados, sob sistema de plantio direto, podem apresentar caminhos preferenciais de drenagem, favorecendo o deslocamento vertical descendente dos nutrientes (Liu *et al.*, 2012).

Um fator que sinaliza o risco de ocorrer ou já estar ocorrendo lixiviação de P é o aumento excessivo do teor do nutriente no solo. Esse aumento ocorre inicialmente na camada de deposição dos fertilizantes e, com o passar do tempo, em camadas mais profundas. Isso ocorre porque os sítios de adsorção do solo, presentes nos minerais de argila, vão sendo gradativamente saturados (Barrow; Debnath, 2018) e, com isso, o nutriente passa a ficar livre para se deslocar verticalmente. Os solos mais argilosos, por apresentarem maior capacidade de fixação, resistem mais ao deslocamento de P no perfil, diferentemente do que ocorre com os mais arenosos. Em um Latossolo, no Oeste de Santa Catarina, que foi submetido a aplicações de até 200 m³.ha⁻¹.ano⁻¹ durante 15 anos, Boitt *et al.* (2018) observaram que o aumento do teor de P no solo ficou restrito à camada de 0-20 cm, mesmo que mais de 50% do total do nutriente aplicado tivesse permanecido no solo (não foi aproveitado pelas plantas). Da mesma forma, Abdala *et al.* (2020), avaliando a dinâmica do P em Latossolo submetido a aplicações de até 200 m³.ha⁻¹.ano⁻¹ durante 11 anos, observaram que não houve migração de P abaixo da camada de 20 cm. Neste tipo de solo, a chance de ocorrer perdas por lixiviação é menor, exigindo maiores preocupações com as perdas por escoamento superficial (Dall'Orsoletta *et al.*, 2021).

Em contrapartida, solos arenosos apresentam migração vertical de P mais marcante (Essig *et al.*, 2009). Nestes solos, as quantidades de sítios de adsorção são menores e, por isso, são saturados mais facilmente por P. Além disso, são solos com maior proporção de macroporos, o que se reflete em elevadas taxas de infiltração de água. Guardini *et al.* (2012) observaram a migração de P ao longo de toda a camada de solo analisada, até os 30 cm de profundidade em um Argissolo com 33% de argila, que recebeu ao longo de oito anos montantes de 694

e 1.890 kg de P_2O_5 .ha⁻¹ sob as formas de dejetos líquidos de suínos e cama sobreposta de suínos, respectivamente. Aplicando diferentes tipos de dejetos animais (estercos líquidos de suínos e bovinos e cama sobreposta de suínos) ao longo de oito anos em um Argissolo com 18% de argila, Couto *et al.* (2017) observaram acúmulo de formas lábeis de P em toda as camadas amostradas até 20 cm, excedendo as exigências das plantas e, conseqüentemente, aumentando o risco deste elemento alcançar o lençol freático.

Uma vez atingidos valores elevados de P no solo, o deslocamento do nutriente via solução lixiviada abaixo desta camada enriquecida se torna facilitado. Tiecher *et al.* (2020) observaram deslocamento vertical de P abaixo dos 60 cm de profundidade em Argissolo (17% de argila) que recebeu sucessivas doses de até 80 m³.ha⁻¹ e com até três aplicações anuais de dejetos líquidos suínos. Importante salientar que as perdas totais foram de cerca de 0,2 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, representando menos de 0,1% do P aplicado via dejetos. Neste mesmo estudo, todas as formas de P avaliadas (solúvel, disponível, particulado e total) foram perdidas, mas a forma de P total foi a que mais se relacionou com o total de solução lixiviada. Em outro estudo, Piovesan *et al.* (2009) aplicaram dejetos líquidos de bovinos em um Latossolo (65% de argila) que já vinha recebendo aplicações de fertilizantes durante sete anos e avaliaram as perdas de P numa coluna de solo de 40 cm, sendo que as perdas observadas representaram menos de 1% em relação ao total do nutriente aplicado via resíduos orgânicos.

Apesar das perdas absolutas de P por lixiviação serem consideradas, em geral, baixas, representam riscos de contaminação de corpos hídricos subterrâneos. As concentrações de P observadas por Tiecher *et al.* (2020) alcançaram, em algumas avaliações, valores superiores a 0,15 mg.L⁻¹ de P solúvel e P disponível lixiviado, valores estes considerados superiores ao máximo permitido pela legislação brasileira para consumo humano (Brasil, 2005). No mesmo sentido, as concentrações observadas no estudo de Tiecher *et al.* (2020) são superiores aos valores de P solúvel considerados críticos para ocorrência de eutrofização em córregos (0,075 mg.dm⁻³) e em reservatórios de água (0,064 mg.dm⁻³) (Dodds; Jones; Welch, 1998; Cunha; Calijuri; Lamparelli, 2013).

Um aspecto que merece atenção é o deslocamento preferencial de P em formas orgânicas. Eghball, Binford e Baltensperger (1996), em um experimento conduzido nos Estados Unidos que por décadas recebeu aplicações de P nas formas de dejetos bovino e fertilizantes minerais, observaram que o P alcançou camadas mais profundas do solo quando adubado com a fonte orgânica. Segundo os autores, o P em formas orgânicas interage menos com os sítios de adsorção do solo. Com isso, apesar de haver predomínio das formas inorgânicas de P em solos enriquecidos com o nutriente, adições subsequentes de fertilizantes orgânicos podem apresentar maior risco de contaminação. Além da baixa afinidade das formas orgânicas de P aos sítios de adsorção, dejetos animais na forma líquida podem potencializar as perdas por lixiviação, na medida em que apresentam água como um importante constituinte (McDowell; Worth; Carrick, 2021).

Perdas de potássio, cálcio e magnésio

Os nutrientes presentes nos dejetos de animais tais como o N, P, cobre (Cu) podem ser perdidos por escoamento superficial e causarem problemas ambientais, principalmente quando aplicados em excesso na superfície do solo. Isso faz com que a maioria dos estudos sobre perdas de nutrientes via escoamento superficial seja com os nutrientes acima citados. Já o K, cálcio (Ca) e magnésio (Mg) não apresentam problemas ambientais graves quando perdidos para ambientes aquáticos. Isso não quer dizer que não se deve evitar as perdas desses elementos das áreas agrícolas para os ambientes aquáticos, pois sendo nutrientes, são exportados via produtos (alimentos, fibras, celulose) e precisam ser repostos via fertilizantes ou corretivos de acidez. As perdas de K, Ca e Mg por escoamento superficial são afetadas por vários fatores, tanto pelo local de aplicação (tipo e principalmente declividade do solo) como pelo tipo e taxa de aplicação de dejetos de animais.

O manejo de todo o sistema agrícola, incluindo a criação de animais, produção de alimentos para esses animais e o destino dos dejetos, deveria ser otimizado para atender as metas de produção, ao mesmo tempo em que permanece economicamente viável e sem causar danos

ambientais. Na região Sul do Brasil, que é um dos principais produtores de leite, carne suína e de aves, essas atividades estão presentes em regiões com relevo declivoso. Esses resíduos provenientes da produção animal podem ser aplicados em áreas próximas de cultivos, principalmente em áreas de lavouras e pastagens. As aplicações frequentes e por longo tempo na superfície do solo incrementam os teores de nutrientes na camada superficial e potencializam as perdas por escoamento superficial (Zanon *et al.*, 2020). Aliado a isso, outros fatores, como a duração das precipitações e também o efeito da aplicação do esterco na forma líquida, podem potencializar as perdas de água da lavoura (Zanon *et al.*, 2020). Juntamente com a água, materiais particulados e sedimentos são perdidos com o aumento do escoamento superficial. O incremento das perdas de água devido à duração das precipitações é esperado devido à saturação do solo com água, sendo que no início da chuva a infiltração é máxima e após certo tempo o solo fica saturado e a infiltração da água no solo diminui significativamente. Já a quantidade de dejetos aplicada aumenta o escoamento, podendo ser causada pela ocorrência do selamento superficial (Cherobim; Huang; Favaretto, 2017). No entanto, após um período de sete dias da aplicação de dejetos líquidos de bovinos, esse efeito do selamento superficial tende a diminuir. Assim, quanto maior o intervalo entre a aplicação do dejetos e a ocorrência da chuva, menor é o efeito do selamento superficial e, conseqüentemente, as perdas de água e sedimentos por escoamento superficial.

No entanto, a aplicação de dejetos pode ter efeitos positivos na qualidade física do solo em condições de longo prazo (Comin *et al.*, 2013). Essa modificação nos atributos físicos do solo pode melhorar a estrutura do solo, porosidade (Comin *et al.*, 2013) e, conseqüentemente, o aumento da infiltração de água e diminuição do escoamento superficial (Gilley; Risse, 2000). Mesmo melhorando a qualidade física, em regiões com chuvas frequentes, é provável que ocorra escoamento superficial em algum momento.

A ocorrência de chuvas tende a aumentar as perdas de todos os nutrientes, principalmente logo após as aplicações de dejetos, mas tende a diminuir significativamente após cerca de sete dias (Lehrsch *et al.*, 2014). As perdas de K, Ca e Mg foram cerca de 40 a 575 vezes superio-

res na água escoada superficialmente do que no solo perdido via sedimento em uma pastagem localizada na região Sudeste do Brasil após o primeiro ano de fertilização (Rocha Junior *et al.*, 2017b). No entanto, as perdas totais no primeiro ano de aplicação de fertilizantes foram de 3,2, 0,2 e 2,0 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ para K, Ca e Mg, respectivamente (Rocha Junior *et al.*, 2017b). Essas perdas geralmente são potencializadas quando ocorrem adubações frequentes na superfície do solo e ocorrem perdas de solo juntamente com a água que é escoada superficialmente.

A primeira questão a ser levada em consideração para evitar as perdas por escoamento superficial de K, Ca e Mg é monitorar as aplicações de dejetos no solo de acordo com as demandas adequadas para as plantas. Essa verificação é possível através da constante avaliação dos teores de nutrientes na análise de solo e aportes relacionados com a expectativa de produção das plantas, evitando excesso de aplicação de dejetos de animais. Em alguns casos, quando os teores já se encontram em valores elevados, pode-se adotar medidas mitigatórias, como o cancelamento imediato das aplicações de dejetos de animais. A aplicação de elevadas doses de dejetos e compostos de dejetos de animais com seguida incorporação diminuíram as perdas de K e Ca em um solo com declividade variando de 0,8 a 4,4% nos Estados Unidos (Lehrsch *et al.*, 2014). Cabe ressaltar que o revolvimento do solo pode causar problemas de perdas de nutrientes por erosão do solo. Além disso, técnicas mitigadoras para controlar as perdas por escoamento superficial podem ser realizadas com a construção de terraços de base larga, o que favorece a infiltração de água no solo e minimiza o escoamento da água. Além disso, as perdas desses elementos podem ser mitigadas pela manutenção constante da cobertura do solo, sendo essa cobertura morta (palhada) ou viva.

Devido ao desbalanço dos nutrientes contidos nos dejetos de animais e às sucessivas aplicações desses resíduos em uma mesma área, normalmente é observada a adição de quantidades de nutrientes acima daquela exigida pelas plantas. Dentre esses nutrientes estão os cátions K, Ca e Mg, que quando adicionados em grandes quantidades acumulam-se no solo e afetam os atributos químicos relacionados à acidez, como a saturação por bases. O solo possui uma capacidade fini-

ta de retenção desses elementos, conhecida como capacidade de troca catiônica (CTC), a qual é influenciada pelo tipo de partícula e material coloidal que compõem a estrutura do solo, pH e teor de matéria orgânica do solo.

Desta forma, é normal que após aplicações sucessivas de resíduos orgânicos em uma mesma área e, conseqüentemente, a adição de grandes quantidades de K, Ca e Mg, ocorra a saturação da CTC do solo por esses cátions, o que favorece a migração desses nutrientes no perfil do solo. A movimentação de Ca e Mg fica bastante nítida na Figura 1 do trabalho de Lourenzi *et al.* (2011) em um Argissolo, onde são comparadas a testemunha, sem aplicação de dejetos, e o tratamento que recebeu 19 aplicações de 80 m³ de dejetos líquido de suínos ao longo de sete anos de cultivo. Neste estudo, na camada de 50 cm a 60 cm de profundidade os teores de Ca e Mg foram 77 e 30% maiores no tratamento com a aplicação de dejetos em relação à testemunha, o que demonstra o potencial de mobilidade desses cátions no solo. Ao longo das 19 aplicações de dejetos líquido de suínos em 100 meses de condução do experimento foram aplicados 1.307 kg.ha⁻¹ de Ca e 1.514 kg.ha⁻¹ de Mg, o que pode ter ocasionado a saturação dos sítios de sorção de cátions da superfície do solo e facilitado a movimentação desses cátions em profundidade.

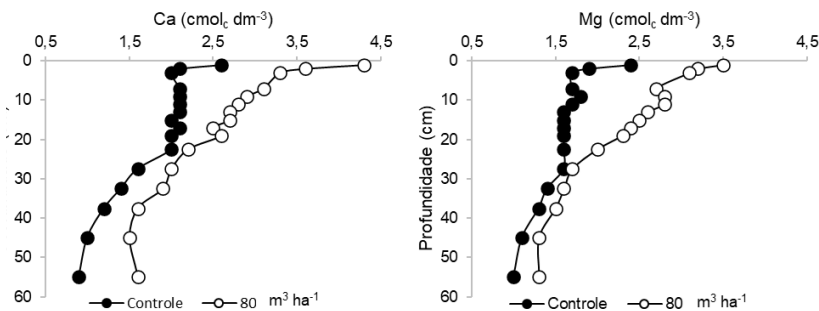


Figura 1. Concentrações de cálcio e magnésio trocáveis em camadas de um Argissolo no tratamento controle (sem aplicações de dejetos) e submetido a dezenove aplicações de 80 m³.ha⁻¹ de dejetos líquido de suínos.

Fonte: Adaptado de Lourenzi *et al.* (2011).

A partir dessa movimentação dos nutrientes em profundidade no perfil do solo, pode ocorrer o fenômeno conhecido como lixiviação de nutrientes. Atualmente, são escassos ou inexistentes os estudos que avaliaram as perdas de Ca e Mg por lixiviação em solos com histórico de aplicação de resíduos orgânicos. Por outro lado, Giroto *et al.* (2013) avaliaram as perdas de K por lixiviação em um Argissolo ao longo de 60 meses e com 12 aplicações de dejetos líquidos de suínos durante esse período. Destacamos que as coletas da solução lixiviada foram realizadas através de lisímetros instalados a 60 cm de profundidade no solo, abaixo da camada de solo explorado pelo sistema radicular da grande maioria das culturas anuais. Na Figura 2 pode-se observar que na maior dose de dejetos, de 80 m³.ha⁻¹ em cada aplicação, as perdas de K por lixiviação foram pouco superiores a 5,2 kg.ha⁻¹ de K durante todo o período avaliado, ou seja, aproximadamente 1,0 kg.ha⁻¹ de K por ano. Como o montante de K aplicado ao longo das 12 aplicações de dejetos líquidos de suínos foi de 864 kg.ha⁻¹ de K, as perdas de K durante todo o período avaliado equivalem a 0,61% do total aplicado. Ou seja, pode-se concluir que as perdas de K por lixiviação foram extremamente baixas.

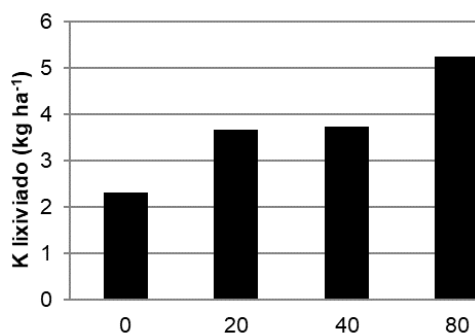


Figura 2. Lixiviação de K ao longo de 60 meses e 12 aplicações sucessivas de doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) em Argissolo.

Fonte: Adaptado de Giroto *et al.* (2013).

Cabe ressaltar que algumas técnicas de manejo do solo podem interferir na movimentação do K, Ca e Mg. Nesse contexto, o sistema de plantio direto pode contribuir significativamente para o incremento dos

teores de matéria orgânica do solo, o que ocasiona o aumento da CTC e possibilita maior retenção desses elementos no perfil do solo e, consequentemente, reduz o potencial de lixiviação. Da mesma forma, práticas como a calagem colaboram para aumentar o número de cargas negativas na fase sólida do solo, a partir da hidrólise e precipitação do Al^{3+} e da reação com íons H^+ , resultando em maior capacidade de reter os nutrientes catiônicos. Por outro lado, as aplicações de doses elevadas de calcário ($CaCO_3$ e $MgCO_3$) e, especialmente de gesso ($CaSO_4$), amplamente difundidas na agricultura, adicionam grandes quantidades de Ca e Mg no solo, o que pode contribuir para o processo de lixiviação desses cátions no solo em função do aumento demasiado da concentração de um dos elementos e do efeito de ação das massas. Além disso, essas práticas também podem resultar na lixiviação de K no solo devido à grande quantidade de Ca e Mg aplicadas, provocando um desbalanço na disponibilidade de nutrientes catiônicos.

Perdas de cobre e zinco por escoamento superficial e lixiviação

A aplicação superficial de dejetos de suínos no solo, em sistema de plantio direto, promove aumento na concentração de metais pesados e, com isso, aumenta os teores solúveis e trocáveis, potencializando o risco de transferência por escoamento superficial (Hsu; Lo, 2000). Os meios de transferência de metais pesados de um compartimento para outro no ambiente têm grande importância no entendimento da dinâmica desses elementos. Uma vez que os metais pesados, geralmente, não se degradam, volatilizam ou decaem por fotólise, seu destino em sistemas aquáticos é, principalmente, controlado por processos de transporte (Guilherme *et al.*, 2005).

O transporte de metais nos solos pelo movimento da água é governado por inúmeros fatores, entre os quais pH, CTC e propriedades físicas, como a textura (Sposito, 1989). Os metais pesados podem ser retidos no solo por reações de adsorção em superfícies orgânicas e minerais e ainda por reações de precipitações (McBride, 1994). Além disso,

processos microbiológicos podem influenciar o pH do solo, potencial redox e concentração de CO₂, podendo imobilizar ou mobilizar os metais pesados no solo (Manson *et al.*, 1999). O transporte de metais pesados como o Cu e o Zn no solo pode ocorrer também, como resultado da complexação com ligantes orgânicos dissolvidos em solução, que podem ter origem do solo ou de compostos adicionados ao solo. Estes compostos orgânicos podem aumentar muito a transferência de metais pesados por escoamento superficial, por conferir menor interação dos elementos com a fase sólida do solo.

Áreas que recebem repetidas aplicações de materiais orgânicos, fungicidas e pesticidas geralmente exibem altas concentrações de metais em formas trocáveis (Han *et al.*, 2000). Dessa forma, aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos, assim como outros dejetos de origem animal, tendem a elevar o teor de metais nas camadas superficiais do solo, induzindo a transferência por escoamento superficial e causando a contaminação de sedimentos e águas superficiais (L'Herroux, *et al.* 1997; Gräber, *et al.* 2005).

O risco de transferência de metais pesados não depende somente da concentração total no solo, mas também das propriedades do solo, propriedades do metal e fatores ambientais (He *et al.*, 2004). Formas solúveis e trocáveis são consideradas relativamente móveis e elevam o risco de transferências (Kabala; Singh, 2001). Exemplo disso é trabalho realizado por He *et al.* (2004), que encontraram uma correlação positiva entre as quantidades trocáveis do metal no solo e a concentração de metal solúvel no escoamento superficial de solos arenosos agricultáveis, em um monitoramento a campo para avaliação do transporte de metais pesados via escoamento superficial em cultivos agrícolas, onde se tinha aplicação de insumos contendo metais pesados. Isso permite inferir que solos com horizonte superficial arenoso apresentam maior risco de transferência de Cu e Zn por escoamento superficial, uma vez que possuem menor capacidade de adsorção (Giroto, 2007).

Estudos que quantificaram as transferências de Cu e Zn por escoamento superficial são escassos na literatura, especialmente na América Latina. Trabalhos realizados na Europa geralmente encontram pequenas transferências de metais pesados via escoamento superficial. Isso porque as condições, principalmente de intensidade de precipitações, não proporcionam transferências significativas de solução via escoamento superficial. Por outro lado, nas condições de clima da região Sul do Brasil, com maiores volumes e intensidade de precipitações, a transferência de nutrientes via escoamento superficial é apontada por vários estudos como a principal forma de transferência de elementos do solo (Basso, 2003; Basso *et al.*, 2005; Ceretta *et al.*, 2005; Berwanger *et al.*, 2006; Ceretta *et al.*, 2010; Giroto *et al.*, 2013; Lourenzi *et al.*, 2021).

Estudos indicam que as maiores concentrações de Cu-solúvel são encontradas nas primeiras coletas de escoamento após a aplicação do dejetos. Isso pode ser justificado por um aumento no teor solúvel do elemento nas camadas superficiais do solo (L'Herroux *et al.*, 1997; Hsu; Lo, 2000; Gräber *et al.*, 2005), em função da aplicação em superfície do dejetos e devido ao transporte de partículas de dejetos que estavam na superfície do solo ou sobre os resíduos vegetais. Este fato também foi observado por Bertol (2005), que observou maiores concentrações de Cu e Zn nos primeiros eventos pluviométricos após a aplicação de dejetos líquido de suínos. As quantidades transferidas de Cu e Zn via escoamento superficial tendem a ser pequenas em áreas com aplicação de dejetos de animais onde se utiliza práticas conservacionistas do solo como o sistema de plantio direto. Em estudo desenvolvido por Giroto (2007), a quantidade de Cu-total transferido durante o ciclo do milho (entre outubro de 2006 e abril de 2007) foi de 115, 154, 164 e 158 g.ha⁻¹, com a aplicação das doses de 0, 20, 40 e 80 m³.ha⁻¹ de dejetos líquido de suínos, respectivamente. Essas quantidades representaram a transferência de 7,8, 4,9 e 2,1% do Cu-total aplicado na cultura com as doses de 20, 40 e 80 m³.ha⁻¹ de dejetos líquido de suínos, respectivamente, sendo que neste cálculo foi subtraída a transferência ocorrida onde não foi aplicado o dejetos. Nesse mesmo estudo, as quantidades de Zn transferidas foram bem maiores, chegando a 480, 667, 524 e 530 g.ha⁻¹ com a aplicação das doses de 0, 20, 40 e 80 m³.ha⁻¹ de dejetos líquido de suínos,

respectivamente. Contudo, quando se subtrai a quantidade transferida onde não foi aplicado dejetos, a transferência foi de 36, 4,4 e 2,5% do total aplicado via dejetos antes da implantação da cultura do milho. Girotto (2007) observou ainda que as quantidades transferidas são influenciadas diretamente pelo volume de solução transferido por escoamento superficial. Neste sentido, a quantidade transferida de cada elemento é resultante da sua concentração em solução e do volume de solução transferida. Isso demonstra a importância de utilizar práticas de manejo que aumentam a taxa de infiltração do solo, com destaque aos bioporos, que contribuem diretamente para altas taxas de infiltração.

A transferência de Cu e Zn via escoamento superficial tende a ser pequena quando não há a transferência de sedimentos devido à alta reatividade destes elementos aos constituintes da fase sólida. A desagregação do solo pelo revolvimento em sistemas convencionais de cultivos pode favorecer as transferências de sedimentos e, conseqüentemente, as perdas de Cu e Zn por escoamento superficial. Esta inferência é reforçada pelos resultados observados por Girotto (2007), que encontrou a maior parte do Cu transferido por escoamento superficial na forma particulada, representando 80, 68, 77 e 72% do total transferido para as doses de 0, 20, 40 e 80 m³.ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos, respectivamente. Comportamento semelhante também foi observado por Bertol (2005), que ainda menciona que praticamente todo o Cu presente em soluções escoadas superficialmente encontrava-se particulado em sedimento mais grosseiro e/ou em sedimento em suspensão nas soluções transferidas.

No mesmo trabalho realizado por Girotto (2007), foi verificado que as quantidades transferidas de Zn foram maiores que as observadas para o Cu. Porém, a distribuição entre as formas particuladas e solúveis foi semelhante, sendo a fração particulada do Zn em solução de 66, 66, 75 e 67% com as doses de 0, 20, 40 e 80 m³.ha⁻¹, respectivamente. A predominância do Cu e do Zn em formas particuladas ou fazendo parte da constituição dos sedimentos nas soluções transferidas por escoamento superficial reforçam a necessidade de utilizar práticas conservacionistas do solo, evitando a ocorrência de erosão hídrica e, conseqüentemen-

te, a transferência no ambiente de Cu e Zn. Além disso, a deposição de resíduos na superfície do solo representa a formação de uma barreira física para o escoamento superficial e também de proteção do solo contra o impacto da gota da chuva, que pode causar desestruturação e selamento superficial do solo, potencializando as transferências de solução por escoamento superficial.

O Cu e Zn são elementos altamente reativos com os grupos funcionais dos constituintes orgânicos e minerais da fase sólida do solo, conferindo baixa mobilidade no solo e reduzida concentração na solução do solo (Bradl, 2004). No entanto, a capacidade de adsorção do solo para estes elementos químicos é limitada, e com a saturação dos sítios adsortivos mais ávidos, a concentração na solução do solo é aumentada, potencializando o risco do transporte vertical destes metais pesados, atingindo camadas mais profundas do perfil do solo, o que aumenta o risco de contaminação de águas subsuperficiais.

A concentração de Cu e Zn na solução do solo normalmente representa uma pequena fração do teor disponível e total presente no solo, sendo esta partição governada por reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução e complexação/oxirredução (Sposito, 1989; Bradl, 2004). A elevada reatividade do Cu e Zn com os constituintes da fase sólida confere baixo potencial de transferência destes elementos por lixiviação na grande maioria dos solos, visto que a migração dos elementos químicos no perfil dos solos tende a ocorrer preferencialmente na forma solúvel, embora a movimentação de formas particuladas, através dos bioporos e bioturbação, também contribua na migração de elementos químicos no solo (Giroto *et al.*, 2010a; De Conti *et al.*, 2016). Além do potencial de transferência por lixiviação, a solubilidade de Cu e Zn apresenta influência direta na disponibilidade destes elementos para plantas e biota do solo, consequentemente, no potencial de toxidez em solos contaminados (Bolan *et al.*, 2003).

O potencial de transferência de Cu e Zn por lixiviação não é apenas dependente da concentração total na solução do solo, mas também das espécies químicas nela contidas, conforme ilustrado na Figura 3. Isso porque, além das formas livres coordenadas com moléculas de

água (Cu^{+2} e Zn^{+2}), estes metais pesados podem atuar como cátions centrais, formando complexos e pares iônicos com vários ligantes orgânicos e inorgânicos presentes na solução do solo. Esta característica favorece a dessorção e aumenta a mobilidade desses elementos, pois estas espécies são menos reativas aos coloides do solo em relação as formas livres, contribuindo para os incrementos nos teores em profundidade (Nolan; McLaughlin; Mason, 2003; Pérez-Esteban *et al.*, 2014; De Conti *et al.*, 2016).

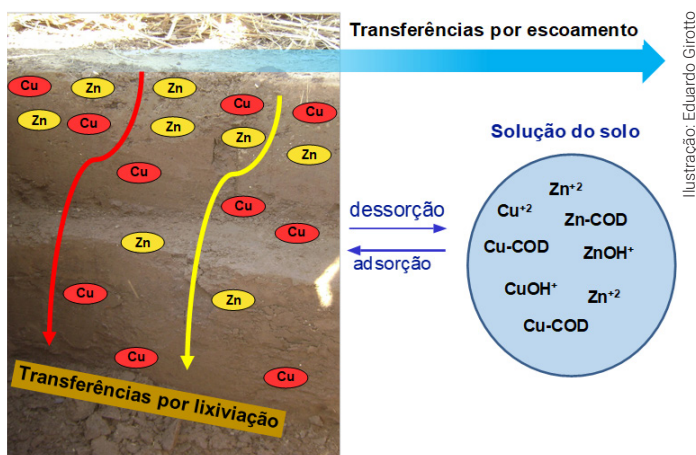


Figura 3. Formas de transferência de Cu e Zn no solo e principais espécies químicas encontradas na solução do solo dos solos agrícolas.

A formação de espécies complexadas com compostos orgânicos dissolvidos, principalmente para o Cu, que possui maior afinidade a estes constituintes e forma complexos mais estáveis, favorece a migração para camadas mais profundas do solo, elevando o risco de transferência por lixiviação (Weng *et al.*, 2002; Ashworth; Alloway, 2007). Em um Argissolo submetido a 21 aplicações de doses crescentes de dejetos líquidos de suínos, De Conti *et al.* (2016) observaram incremento nos teores de Cu na solução do solo até 40 cm de profundidade, quando aplicadas as maiores doses de dejetos (40 e 80 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$), enquanto que nas mesmas doses, os incrementos nos teores de Zn na solução do solo ocorreram apenas até 10 cm de profundidade. Neste mesmo estudo, os autores

observaram que quando o solo foi cultivado o Cu presente na solução do solo foi predominantemente encontrado na espécie química Cu-COD, que consiste na espécie complexada a compostos orgânicos dissolvidos. Girotto *et al.* (2010b) observaram que a espécie química Cu-COD predominou na fração solúvel da solução percolada de um experimento com longo histórico de aplicação de dejetos líquidos de suínos. O aumento na mobilidade do Cu na presença de carbono orgânico dissolvido, derivado do lodo de esgoto, foi observado por Ashworth e Alloway (2004) em um experimento com colunas de solo. Isso demonstra que a adoção de práticas agrícolas que possam elevar a oxidação da matéria orgânica, a exemplo do revolvimento do solo, tendem a aumentar a concentração de ligantes orgânicos dissolvidos e, por consequência, o risco de transferência de metais pesados por lixiviação, especialmente o Cu.

Avaliando a forma de transferência de Cu e Zn na solução lixiviada de um Argissolo, submetido a aplicações de dejetos líquidos de suínos, Girotto (2007) observou que a maior parte do Cu perdido por lixiviação foi encontrada na forma particulada, sendo de 82, 58, 87 e 80% com a aplicação das doses de 0, 20, 40 e 80 m³.ha⁻¹ de dejetos, respectivamente. Neste mesmo estudo foi observado que as transferências de Zn na forma particulada foram de 45, 14, 32 e 58% do total transferido, respectivamente, para os tratamentos com aplicação de 0, 20, 40 e 80 m³.ha⁻¹ de dejetos. Estes resultados indicam um comportamento diferenciado do Zn, com maior migração em formas solúveis na solução do solo, diferente do Cu, cuja migração na solução percolada ocorre preferencialmente em formas particuladas.

Estudos como o desenvolvido por Girotto (2007) relatam grande variação nas transferências de Cu por percolação, o que é um indicio de maior mobilidade deste elemento no perfil do solo por fluxo preferencial. Esse comportamento pode ser explicado pela alta afinidade deste elemento por compostos orgânicos solúveis em solução (Ashworth; Alloway, 2007), o que pode diminuir sua interação com os colóides do solo, porque normalmente o Cu é transferido via bioporos e macroporos, dificultado assim a interação entre os metais da solução com as partículas da fase sólida do solo (Alloway, 1995; Gräber *et al.*, 2005).

Devido à menor interação com ligantes orgânicos dissolvidos na solução do solo, o Zn tem maior mobilidade no perfil do solo e, consequentemente, potencial de transferência por lixiviação, mas é influenciado principalmente pelas características da fase sólida, especialmente da fração mineral, onde é predominantemente adsorvido (Giroto *et al.*, 2010a; Tiecher *et al.*, 2013). Solos que possuem horizonte superficial arenoso apresentam maior risco para transferência de Zn por lixiviação, quando submetidos a aplicação de elevadas doses de dejetos de suínos por longos períodos de tempo, conforme observado por Mallmann *et al.* (2014; 2017) em simulações para predição da movimentação e acumulação de Cu e Zn em Argissolo e Latossolo submetidos a aplicações de doses de dejetos de suínos. Na simulação da aplicação ininterrupta de 80 m³.ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos, em um Argissolo da região Central do Rio Grande do Sul, a concentração de Zn na solução do solo da camada de 0-20 cm atingiria o valor limite para águas subterrâneas (1,05 mg.L⁻¹) estabelecido pelo Conama (Brasil, 2009) após aproximadamente 100 anos do emprego da prática (Mallmann *et al.*, 2014). Nestas simulações de um século, o Cu na solução do solo não atingiria o valor limite para águas subterrâneas (2,0 mg.L⁻¹) (Brasil, 2009), porém o acúmulo no solo atingiria o limite de contaminação para solos agrícolas de 200 mg.kg⁻¹ (Brasil, 2009) em aproximadamente 86 anos, considerando a camada arável de 0-20 cm (Mallmann *et al.*, 2014). Ao simular a influência do preparo do solo, com diferentes periodicidades, Mallmann *et al.* (2014) verificaram aumento na transferência de Cu e, principalmente, de Zn para profundidades maiores que 60 cm, indicando risco de poluição do lençol freático.

Alguns fatores relacionados com as características dos solos e práticas de manejo podem potencializar as transferências de Cu e Zn por lixiviação, como a utilização de solos com perfil pouco espesso para aplicação de dejetos, a exemplo dos Neossolos, locais com lençol freático superficial, solos com horizonte superficial arenoso, aplicações frequentes e em doses elevadas e o revolvimento periódico do solo. Realizar o monitoramento periódico dos teores de Cu e Zn disponíveis em diferentes profundidades ao longo do perfil de solo pode ser uma estratégia efi-

ciente para avaliar a movimentação destes metais no perfil, possibilitando inferências sobre o risco de perdas por lixiviação com o incremento em profundidade. No entanto, os limites de contaminação na camada superficial dos solos agrícolas tendem a ser atingidos em níveis de contaminação anteriores aos potencialmente transferíveis por lixiviação, especialmente em solos argilosos e profundos (Mallmann *et al.*, 2017).

De forma geral, os estudos indicam baixo potencial de transferência de Cu e Zn por lixiviação, no entanto, a grande maioria dos estudos disponíveis na literatura foram realizados em áreas com pequeno histórico de aplicação de dejetos (menos de dez anos) e/ou em colunas de lixiviação, o que pode não representar adequadamente condições de campo e/ou condições de aplicações por longos períodos, pois muitos efeitos relacionados à solubilidade e à mobilidade destes metais são cumulativos e atingem maior magnitude com o passar do tempo. Experimentos de longa duração são essenciais para o monitoramento do potencial de transferência de Cu e Zn por lixiviação em áreas submetidas à aplicação de dejetos de animais. Somado a estes, a utilização de modelos robustos para simulação de cenários futuros, quando bem calibrados, tem grande potencial de emprego, visando a adoção de medidas mitigatórias e minimizando o risco de contaminação de águas subsuperficiais.

Considerações finais

O uso de dejetos de animais como fonte de nutrientes em áreas agrícolas apresenta-se como uma importante ferramenta para o aproveitamento do potencial fertilizante desses resíduos, ciclagem de nutrientes dentro do próprio sistema produtivo e forma adequada de destino desses resíduos. No entanto, alguns cuidados devem ser tomados para que os dejetos não se tornem um potencial poluente para o ambiente, especialmente mananciais hídricos.

Vários são os fatores que podem afetar o potencial poluente dos dejetos, como as características do solo, principalmente a textura, capacidade de infiltração de água, condutividade hidráulica e rugosidade

do relevo, especialmente a declividade; das precipitações, como a intensidade, volume e frequência; dos dejetos, como a composição, a forma (sólido ou líquido) e a frequência das aplicações; e das culturas, como a exigência nutricional e a época de cultivo. Portanto, esses aspectos devem ser levados em consideração por técnicos e produtores no momento de definir a dose, o modo e o momento de aplicação dos dejetos, visando aumentar o aproveitamento dos nutrientes pelas plantas e reduzir as perdas por escoamento superficial e lixiviação.

Referências

ABDALA, D. B. *et al.* Phosphorus seciation and iron mineralogy in an oxisol after 11 years of pig slurry application. **Science of the Total Environment**, v. 743, p. 1–10, 2020.

ADELI, A. *et al.* Effect of long-term swine effluent application on selected soil properties. **Soil Science**, v. 173, p. 223-235, 2008.

AITA, C.; PORT, O.; GIACOMINI, S. J. Dinâmica do nitrogênio no solo e produção de fitomassa por plantas de cobertura no outono/inverno com o uso de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 901-910, 2006.

AITA, C. *et al.* Winter-Season Gaseous Nitrogen Emissions in Subtropical Climate: impacts of Pig Slurry Injection and Nitrification Inhibitor. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, p. 1414-1426, 2019.

ALLOWAY, B. J. **Heavy Metals in Soils**. 2nd. Glasgow: Blackie Academic & Professional, 1995. 368 p.

ANWAR, Z. *et al.* Nutrients losses via runoff from soils amended with cow manure composted with leaf litter. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 18, p. 851-864, 2018.

ASHWORTH, D. J.; ALLOWAY, B. J. Complexation of copper by sewage sludge-derived dissolved organic matter: effects on soil sorption behaviour and plant uptake. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 182, p.187-196, 2007.

ASHWORTH, D. J.; ALLOWAY, B. J. Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. **Environmental Pollution**, v. 127, p. 137-144, 2004.

ASSMANN, T. S. *et al.* Desempenho da mistura forrageira de aveia-preta mais azevém e atributos químicos do solo em função da aplicação de esterco líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1515-1523, 2007.

ANDA. Associação Nacional para Difusão de Adubos e Corretivos Agrícolas. **Principais indicadores do setor de fertilizantes**. ANDA: São Paulo, 2020. Disponível em: https://anda.org.br/pesquisa_setorial/. Acesso em: 8 ago. 2022.

BAGIO, B. *et al.* Water erosion in different slope lengths on bare soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, p. 1–15, 2017.

BAKER, D. B. *et al.* Vertical stratification of soil phosphorus as a concern for dissolved phosphorus runoff in the lake Erie basin. **Journal of Environmental Quality**, v. 46, p. 1287–1295, 2017.

BARROW, N. J.; DEBNATH A. Three residual benefits of applying phosphate fertilizer. **Soil Science Society of America Journal**, v. 82, p. 1–9, 2018.

BASSO, C. J. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos**. 2003. 125 f. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

BASSO, C. J. *et al.* Dejeito líquido de suínos: II-Perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, p. 1305-1312, 2005.

BERGSTRÖM, L.; KIRCHMANN, H. Leaching and crop uptake of nitrogen and phosphorus from pig slurry as affected by different application rates. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, p.1803-1811, 2006.

BERTOL, O. J. **Contaminação da água de escoamento superficial e da água percolada pelo efeito de adubação mineral e adubação orgânica em sistema de semeadura direta**. 2005. 209 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

BERTOL, I. *et al.* Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff water and sediments under different soil tillage systems during soybean growth. **Soil and Tillage Research**, v. 94, v. 142–150, 2007.

BERTOL, I. *et al.* Hydrological Processes Obtained on the Plot Scale Under Four Simulated Rainfall Tests During the Cycle of Different Crop Systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 599–607, 2014.

BERWANGER, A. L. **Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejetos líquido de suínos**. 2006. 105 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

BOITT, G. *et al.* Fate of phosphorus applied to soil in pig slurry under cropping in southern Brazil. **Geoderma**, v. 321, p. 164-172, 2018.

BOLAN, N. *et al.* Adsorption, complexation, and phytoavailability of copper as influenced by organic manure. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 22, p. 450–456, 2003..

BRADL, H. B. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 277, n. 1, p. 1-18, 2004.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, n. 53, p. 58-63, 18 mar. 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 420 de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, n. 249, 30 dez. 2009.

CADONÁ, E. A. *et al.* Contaminação por nitrogênio e fósforo de águas destinadas ao consumo humano em região com intensa atividade suinícola. **Geociência**, v. 37, n. 4, p. 883-891, 2018.

CAMPOS, M. *et al.* Degree of phosphate saturation in highly weathered tropical soils. **Agricultural Water Management**, v. 206, p. 135–146, 2018.

CERETTA, C. A. *et al.* Dejetos líquido de suínos: perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, p. 1296-1304, 2005.

CERETTA, C. A. *et al.* Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 139, p. 689-699, 2010.

CERINI, J. B. **Disponibilidade e transferência de nitrogênio, fósforo e potássio em um argissolo submetido à aplicação de fontes de nutrientes**. 2012. 64 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS.

CHANTIGNY, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: A field experiment. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 81, p. 131-137, 2001.

CHANTIGNY, M. H. *et al.* Ammonia volatilization and selected soil characteristics following application of anaerobically digested pig slurry. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 306-312, 2004.

CHEROBIM, V. F. *et al.* Soil surface sealing by liquid dairy manure affects saturated hydraulic conductivity of Brazilian Oxisols. **Agricultural Water Management**, v. 203, p. 193–196, 2018.

CHEROBIM, V. F.; HUANG, C. H.; FAVARETTO, N. Tillage system and time post-liquid dairy manure: Effects on runoff, sediment and nutrients losses. **Agricultural Water Management**, v. 184, p. 96-103, 2017.

CIANCIO, N. H. R. **Fontes orgânicas e mineral: produção de culturas, alteração nos atributos químicos do solo e transferência de formas de nitrogênio e de fósforo**. 2015. 92 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS.

COMIN, J. J. *et al.* Physical properties and organic carbon content of a Typic Hapludult soil fertilised with pig slurry and pig litter in a no-tillage system. **Soil Research**, v. 51, p. 459-470, 2013.

COUTO, R. C. *et al.* Phosphorus fractions in soil with a long history of organic waste and mineral fertilizer addition. **Bragantia**, v. 76, p. 155-166, 2017.

CUI, N.; CAI, M.; ZHANG, X. *et al.* Runoff loss of nitrogen and phosphorus from a rice paddy field in the east of China: Effects of long-term chemical N fertilizer and organic manure applications. **Global Ecology and Conservation**, v. 22, e01011, 2020.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{tsr}). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134, 2013.

DALL'ORSOLETTA, D. J. **Limite crítico ambiental de fósforo em solos de diferentes declividades, teores de argila e doses de dejetos líquido de suínos**. 2018. 109 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade do Estado de Santa Catarina, Florianópolis.

DALL'ORSOLETTA, D. J. *et al.* Soil slope and texture as factors of phosphorus exportation from pasture areas receiving pig slurry. **Science of the Total Environment**, v. 761, p. 144004, 2021.

DAUDÉN, A.; QUÍLEZ, D.; VERA, M. V. Pig slurry application and irrigation effects on nitrate leaching in Mediterranean soil lysimeters. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, p. 2290-2295, 2004.

DE CONTI, L. *et al.* Soil solution concentrations and chemical species of copper and zinc in a soil with a history of pig slurry application and plant cultivation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 216, p. 374–386, 2016.

DODDS, W. K.; JONES, J. R.; WELCH, E. B. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. **Water Research**, v. 32, p. 1455-1462, 1998.

EGHBALL, B.; BINFORD, G. D.; BALTENSPERGER, D. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. **Journal of Environmental Quality**, v. 25, p. 1339-1343, 1996.

ESSIG, E. T. *et al.* Infiltration and deep flow over sloping surfaces: Comparison of numerical and experimental results. **Journal of Hydrology**, p. 374, p. 30-42, 2009.

FINK, J. R. *et al.* Mineralogy and phosphorus adsorption in soils of south and central-west Brazil under conventional and no-tillage systems. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 36, p. 379-387, 2014.

GATIBONI, L. C. *et al.* Establishing environmental soil phosphorus thresholds to decrease the risk of losses to water in soils from Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, e0200018, 2020.

GATIBONI, L. C. *et al.* 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. *et al.* Phosphorus speciation in soils with low to high degree of saturation due to swine slurry application. **Journal of Environmental Management**, v. 282, p. 111553, 2021.

GILLEY, J. E.; RISSE, L. M. Runoff and soil loss as affected by the application of manure. **Transaction of the ASAE**, v. 43, p. 1583-1588, 2000.

GIROTTO, E. **Cobre e zinco no solo sob uso intensivo de dejetos líquido de suínos**. 2007. 121 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS.

GIROTTO, E. *et al.* Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 955-965, 2010a.

GIROTTO, E. *et al.* Formas de perdas de cobre e fósforo em água de escoamento superficial e percolação em solo sob aplicações sucessivas de dejetos líquido de suínos. **Ciência Rural**, v. 40, p. 1948-1954, 2010b.

GIROTTO, E. *et al.* Nutrient transfers by leaching in a no-tillage system through soil treated with repeated pig slurry applications. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 95, p. 115-131, 2013.

GUARDINI, R. *et al.* Phosphorus accumulation and pollution potential in a hapludult fertilized with pig manure. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1333-1342, 2012.

GRÄBER, I. *et al.* Accumulation of copper and zinc in danish agricultural soils in intensive pig production areas. **Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography**, v. 105, p. 15-22, 2005.

GUILHERME, L. R. G. *et al.* Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 4, p. 345-382, 2005.

HAN, F. X.; KINGERY, W. L.; SELIM, H. M. *et al.* Accumulation of heavy metals in a long-term poultry waste-amended soil. **Soil Science**, v. 165, p. 260-268, 2000.

HE, Z. L.; ZHANG, M. K.; CALVERT, D. V. *et al.* Transport of heavy metals in surface runoff from vegetable and citrus fields. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 1662-1669, 2004.

HEATHWAITE, A. L.; QUINN, P. F.; HEWETT, C. J. M. Modelling and managing critical source areas of diffuse pollution from agricultural land using flow connectivity simulation. **Journal of Hydrology**, v. 304, p. 446–461, 2005.

HSU, J. H.; LO, S. L. Effect of composting on characterization and leaching of copper, manganese, and zinc from swine manure. **Environmental Pollution**, v. 114, p. 119-127, 2000.

JONDREVILLE, C.; REVY, P. S.; DOURMAD, J. Y. Dietary means to better control the environmental impact of copper and zinc by pigs from weaning to slaughter. **Livestock Production Science**, v. 84, p. 147-156, 2003.

KABALA, C.; SINGH, B. R. Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in vicinity of a copper smelter. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, p. 485-492, 2001.

KAUFMANN, D. S. *et al.* Impacts of pig slurry applied to two different soils on nutrient transport by runoff. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 43, p. e0180011, 2019.

KIRCHMANN, H. Animal and municipal organic wastes and water quality. In: LAL, R.; STEWART, A. B. **Soil processes and water quality**. Boca Raton: CRC Press, 1994, p. 163-232.

KLEINMAN, P. *et al.* Implementing agricultural phosphorus science and management to combat eutrophication. **Ambio**, v. 44, p. 297-310, 2015.

LEHRSCHE, G. A. *et al.* Nutrient loads and sediment losses in sprinkler irrigation runoff affected by compost and manure. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 69, p. 456-467, 2014.

L'HERROUX, L. *et al.* Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). **Environmental Pollution**, v. 97, p. 119-130, 1997.

LIU, D.; SHE, D.; YU, S. *et al.* Rainfall intensity and slope gradient effects on sediment losses and splash from a saline-sodic soil under coastal reclamation. **Catena**, v. 128, p. 54–62, 2015.

LIU, J.; ARONSSON, H.; BERGSTROM, L. *et al.* Phosphorus leaching from loamy sand and clay loam topsoils after application of pig slurry. **SpringerPlus**. v. 1, article number 53, 2012.

LORIA, E. R.; SAWYER, J. E. Extractable soil phosphorus and inorganic nitrogen following application of raw and anaerobically digested swine manure.

Agronomy Journal, v. 97, p. :879-885, 2005.

LOURENZI, C. R. *et al.* Forms of nitrogen and phosphorus transfer by runoff in soil under no-tillage with successive organic waste and mineral fertilizers applications. **Agricultural Water Management**, v. 248, p. 106779, 2021.

LOURENZI, C. R. *et al.* Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry applications. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1827-1836, 2011.

MALLMANN, F. J. K. *et al.* Modeling zinc and copper movement in an oxisol under long-term pig slurry amendments. **Vadose Zone Journal**, v. 16, p. 1-4, 2017.

MALLMANN, F. J. K. *et al.* Soil tillage to reduce surface metal contamination: Model development and simulations of zinc and copper concentration profiles in a pig slurry-amended soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 196, p. 59-68, 2014.

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.

MARTÍNEZ, E. *et al.* Long-term effects of pig slurry combined with mineral nitrogen on maize in a Mediterranean irrigated environment. **Field Crops Research**, v. 214, p. 341–349, 2017.

McBRIDE, M. B. Environmental chemistry of soils. New York: Oxford University Press, 1994. 406 p.

MCDOWELL, R. W.; WORTH, W.; CARRICK, S. Evidence for the leaching of dissolved organic phosphorus to depth. **Science of the Total Environment**, v. 755, p. 142392, 2021.

MUMBACH, G. L. *et al.* Phosphorus extraction with soil test methods affected by soil P sorption capacity. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 20, p. 1882-1890, 2020.

NOLAN, A. L.; MCLAUGHLIN, M. J.; MASON, S. D. Chemical speciation of Zn, Cd, Cu, and Pb in pore waters of agricultural and contaminated soils using Donnan dialysis. **Environmental Science and Technology**, v. 37, p. 90–98, 2003.

OWENS, B. L.; EDWARDS, M. W.; VAN KEUREN, W. R. Groundwater nitrate levels under fertilized grass and grass-legume pastures. **Journal of Environmental Quality**, v. 23, p. 752-758, 1994.

PAYET, N. *et al.* Modelling the fate of nitrogen following pig slurry application on a tropical cropped acid soil on the island of R'eunion (France). **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 134, p. 218–233, 2009.

PÉREZ-ESTEBAN, J. *et al.* Soluble organic carbon and pH of organic amendments affect metal mobility and chemical speciation in mine soils. **Chemosphere**, v. 103, p. 164–171, 2014.

PIOVESAN, R. P. *et al.* Perda de nutrientes via subsuperfície em colunas de solo sob fertilização mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 757-766, 2009.

ROCHA JUNIOR, P. R. *et al.* How does pig slurry fertilization influence percolated water and runoff erosion? A study of the soybean cycle in Brazilian Cerrado soil. **Catena**, v. 157, p. 205-212, 2017a.

ROCHA JUNIOR, P. R. *et al.* Soil, water, and nutrient losses from management alternatives for degraded pasture in Brazilian Atlantic Rainforest biome. **Science of the Total Environment**, v. 583, p. 53-63, 2017b.

SANTOS, J. C. N. *et al.* Effect of Rainfall Characteristics on Runoff and Water Erosion for Different Land Uses in a Tropical Semiarid Region. **Water Resources Management**, v. 31, p. 173–185, 2017.

SCHIRMANN, J. *et al.* Inibidor de nitrificação e aplicação parcelada de dejetos de suínos nas culturas do milho e trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 271-280, 2013.

SCHOONOVER, J. E.; CRIM, J. F. An introduction to soil concepts and the role of soils in watershed management. **Journal of Contemporary Water Research and Education**, v. 154, p. 21-47, 2015.

SHARMA, R.; BELL, R. W.; WONG, M. T. F. Dissolved reactive phosphorus played a limited role in phosphorus transport via runoff, throughflow and leaching on contrasting cropping soils from southwest Australia. **Science of the Total Environment**, v. 577, p. 33-44, 2017.

SHARPLEY, A. Managing agricultural phosphorus to minimize water quality impacts. **Scientia Agricola**, v. 73, p. 1–8, 2016.

SHARPLEY, A. N.; WITHERS, P. J. A. The environmentally-sound management of agricultural phosphorus. **Fertilizer Research**, v. 39, p. 133-146, 1994.

SHARPLEY, A. N. *et al.* Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. **Journal of Environmental Quality**, v. 23, p. 437-451, 1994.

SHARPLEY, A. N. Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope, and management. **Soil Science Society of America Journal**, v. 49, p. 1010, 1985.

SMITH, K. A.; JACKSON, D. R.; PEPPER, T. J. Nutrient losses by surface runoff following the application of organic manures to arable land. 1. Nitrogen. **Environmental Pollution**, v. 112, p. 41-51, 2001.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989. 277 p.

SWEENEY, D. W.; PIERZYNSKI, G. M.; BARNES, P. L. Nutrient losses in field-scale surface runoff from claypan soil receiving turkey litter and fertilizer. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 150, p. 19-26, 2012.

TIECHER, T. L. *et al.* Forms and accumulation of copper and zinc in a sandy Typic Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep litter. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 812-824, 2013.

TIECHER, T. L. *et al.* Phosphorus forms leached in a sandy Typic Hapludalf soil under no-tillage with successive pig slurry applications. **Agricultural Water Management**, v. 242, p. 106406, 2020.

WENG, L. *et al.* Complexation with dissolved organic matter and solubility control of heavy metals in a sandy soil. **Environmental Science and Technology**, v. 36, p. 4804-4810, 2002.

YANG, L. *et al.* Effects of rainfall intensities on sediment loss and phosphorus enrichment ratio from typical land use type in Taihu Basin, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 12866-12873, 2020.

YANG, T. *et al.* A method for estimating the interaction depth of surface soil with simulated rain. **Catena**, v. 124, p.109-118, 2015.

ZANON, J. A. *et al.* Manure application at long-term in no-till: Effects on runoff, sediment and nutrient losses in high rainfall events. **Agricultural Water Management**, v. 228, p. 1-8, 2020.

CAPÍTULO 3

Dispersão de patógenos e resistência antimicrobiana em áreas adubadas com dejetos de suínos

Jalusa Deon Kich, Caroline Reichen e Cesar Rodrigo de Souza Surian

Introdução

No Brasil, a suinocultura industrial é predominantemente coordenada de forma vertical, onde as agroindústrias (empresas e cooperativas) organizam a produção através de contratos com produtores especializados em diferentes estágios da cadeia de produção (ex: unidades de produção de leitões, crechários e unidades de crescimento e terminação). Nestes contratos, em geral, as agroindústrias fornecem animais, alimentação, assistência técnica na produção e definem os padrões tecnológicos para os projetos de instalações e especificações de equipamentos que o produtor utiliza no sistema de produção.

A concentração de animais nesta atividade pecuária resulta na produção volumosa de dejetos, tendo como consequência uma ampliação do risco de impacto negativo ao meio ambiente. Devido ao alto volume e potencial carga poluidora, estes resíduos requerem gestão adequada, estabelecida por legislação ambiental, para que o seu potencial impacto seja mitigado. No entanto, resíduos da suinocultura são com alguma frequência descartados no solo desconsiderando as recomen-

dações agrônômicas. Com as melhorias nos sistemas de produção e desenvolvimento de novas tecnologias, têm-se buscado métodos alternativos de tratamento destes resíduos, com o intuito de reduzir o impacto de seu descarte sobre o ambiente (Assmann *et al.*, 2007; Barnabé *et al.*, 2007; Cabral *et al.*, 2011).

O uso de dejetos de suínos como fertilizante do solo apresenta vários benefícios, tanto da perspectiva da suinocultura, representando um destino para este resíduo, quanto da agricultura, por ser uma fonte de nutrientes para as plantas e material biológico para estruturação do solo. Porém, os dejetos também podem conter organismos patogênicos para animais e homem, que se dispersam no ambiente por diferentes rotas, incluindo a fertilização do solo. Entre estes organismos destacam-se enterobactérias, clostrídios, micobactérias, alguns parasitas e as doenças priônicas, conhecidas como encefalopatias espongiformes transmissíveis (EETs). Outro aspecto atual relacionado ao uso de dejetos é a presença de resíduos de antimicrobianos e a persistência de bactérias resistentes aos antimicrobianos nos dejetos. O presente capítulo reúne informações sobre a dispersão de patógenos e resistência antimicrobiana pelo uso de dejetos de suínos na adubação de pastagens.

Patógenos presentes em áreas adubadas com dejetos de suínos

O ciclo de transição de populações microbianas entre habitats naturalmente relacionados como o trato gastrointestinal animal, os dejetos, o solo, as plantas e novamente animais (Kupriyanov *et al.*, 2010) possibilita que o dejetos cru ou tratado inadequadamente seja uma rota de disseminação de patógenos (Elving *et al.*, 2014). A disseminação de agentes patogênicos via dejetos e carcaças de suínos pela contaminação de água e solo é uma forma reconhecida de risco aos animais, humanos e meio ambiente (Tápparo *et al.*, 2020). Entre estas populações, alguns microrganismos possuem caráter zoonótico e são patogênicos para os animais. As enterobactérias *Clostridium perfringens*, *Mycobacterium* sp. e *Cryptosporidium parvum* já foram relatadas na literatura e

serão discutidos a seguir (Tirado; Schmidt, 2001; Farzan *et al.*, 2009; Kupriyanov *et al.*, 2010).

Enterobactérias

De acordo com a taxonomia, a família *Enterobacteriaceae* é constituída por 53 gêneros e cerca de 170 espécies conhecidas. Dentre estes, sabe-se que 26 gêneros são causadores de infecções em seres humanos. As enterobactérias que estão envolvidas na cadeia de produção de suínos com forte impacto na sanidade animal e com importância na disseminação via dejetos de suínos são *Salmonella* sp. e *Escherichia coli*.

Salmonella sp.

A infecção por salmonelas em animais de produção representa dois riscos, de ocorrência de doença nos animais e de saúde pública pela contaminação dos alimentos (Narro; Tiongco; Scott *et al.*, 2011). Em rebanhos de suínos, a infecção é endêmica, predominantemente subclínica e pode ocorrer em todas as fases da produção (Arguello *et al.*, 2013), com maior probabilidade de se manifestar no período de terminação (Berends *et al.*, 1996; Kranker *et al.*, 2003). A maioria das salmonelas isoladas dos dejetos não é causa de doença clínica, contudo os suínos têm o papel epidemiológico de portadores, multiplicadores e excretores intermitentes da bactéria no ambiente de produção (Berends *et al.*, 1996). A frequência de isolamento de *Salmonella* em amostras de dejetos é bastante variável; com relatos de 1,6 até 38,46% (Holzel; Bauer, 2008; Hutchison *et al.*, 2004; Farzan *et al.*, 2009; Pornsukarom; Thakur, 2016).

A *Salmonella* pode persistir no solo por pelo menos de três semanas (Pornsukarom; Thakur, 2016) até mais de 400 dias após a aplicação do dejetos suíno (You, 2006). A viabilidade da *Salmonella* em solo arenoso foi de 75 dias após a aplicação de dejetos bovino incorporado ao solo e de 10 dias quando espalhado na superfície (Wang *et al.*, 2018). A sobrevivência da *Salmonella* no solo é influenciada por vários fatores, como temperatura, umidade, tipo de solo, presença de plantas, exposição à luz solar (UV), predação por protozoários e o número inicial de organismos presentes (You *et al.*, 2006; Jacobsen; Bech, 2012). A forma

como o dejetos é espalhado no solo, bem como o local e profundidade da coleta das amostras, podem interferir na quantidade de *Salmonella* na amostra (Pornsukarom; Thakur, 2016; Bech *et al.*, 2010). A textura do solo também afeta a concentração da bactéria, já que solos mais argilosos têm maiores concentrações de *Salmonella* na água de drenagem do que solos arenosos (Bech *et al.*, 2010). A presença de *Salmonella* foi detectada em amostras de água subterrânea coletadas de fossas próximas a locais onde ocorre o enterro de carcaças não tratadas (Kim; Kim, 2012). Estas evidências alertam para a possibilidade de contaminação de água supostamente potável, o que pode ser um risco à saúde pública.

Escherichia coli

A *Escherichia coli* é uma bactéria comumente encontrada no intestino de humanos e animais de sangue quente e a maioria das cepas não causa doença. No entanto, algumas cepas são patogênicas, entre elas as *E. coli* enteropatogênicas (EPEC), *E. Coli* enterotoxigênicas (ETEC), *E.coli* enteroinvasivas (EIEC) e *E. coli* enterohemorrágicas, produtora de toxina Shiga (STEC). Estas cepas causam doenças graves de origem alimentar, sendo o sorotipo O157:H7 da STEC o mais patogênico. Os principais sintomas em humanos são cólicas abdominais severas e diarreia profusa, muitas vezes sanguinolenta. A via de transmissão são alimentos contaminados, principalmente carne e leite crus ou malcozidos e vegetais contaminados consumidos crus.

A *E. coli* O157 foi encontrada em quase 12% das amostras coletadas de dejetos suínos sem tratamento e em 16% das amostras de dejetos que passaram por armazenamento em lagoas (Hutchison *et al.*, 2004). O tempo de sobrevivência em solos argilosos submetidos a aplicações profundas de dejetos foi de 75 dias (Wang; Huber; Dunfield *et al.*, 2018). A *E. coli* O157 sobreviveu por até um mês em solos arenosos e argilosos após a aplicação de dejetos bovinos, e a sua taxa de sobrevivência no solo depende de uma variedade de condições (Nicholson; Groves; Chambers *et al.*, 2005). O tempo de sobrevivência da bactéria em dejetos armazenados ao ar livre é provavelmente mais longo durante o inverno do que no verão, por causa das temperaturas mais baixas (Placha *et*

al., 2001). Análises microbiológicas mostraram que 100% das amostras coletadas em esterco bovino e 58% das amostras de cama de frango foram positivas para *E. coli* enteropatogênica com população variando de 3,3 a 6,5 Log UFC/g (Neetoo *et al.*, 2020). A *E. coli* permanece viável por mais tempo em cama de frango do que no esterco de cavalo ou de bovinos. Contudo, fatores como local de aplicação, estação do ano e umidade podem influenciar mais a sobrevivência da bactéria no solo (mais 90 dias) do que o tipo de esterco (Sharma *et al.*, 2019).

A poeira gerada pelo esterco proveniente de um confinamento de gado pode transferir *E. coli* O157:H7 para plantações de olerícolas a 180 m de distância. Esse tipo de contaminação aumenta quando as superfícies dos currais para gado estão muito secas e quando esta situação é combinada com manejos que geram poeira no ar (Berry *et al.*, 2015). *E. coli* já foi detectada em amostras de água subterrânea próximas a locais onde ocorre o enterro de carcaças sem tratamento prévio (Kim & Kim, 2012).

Clostridium perfringens

O gênero *Clostridium* engloba algumas espécies sanitariamente importantes, como o *C. Tetani*, *Botulinum* e o *Perfringens*, todas com capacidade de formação de esporos, geralmente difundidas no meio ambiente e encontradas no solo e nos sedimentos, bem como nas fezes (Wiegel; Tanner; Rainey *et al.*, 2006). O *Clostridium* (*C.*) *perfringens* é classificado em cinco tipos toxigênicos (A-E). Alguns isolados de *C. perfringens* produzem uma enterotoxina (CPE) que é responsável pelos sintomas clínicos desenvolvidos em casos de toxinfecção alimentar, enterite necrosante e gangrena gasosa. O *Clostridium* sp. foi relatado como um dos grupos de microrganismos mais abundantes nos processos de decomposição (Kim *et al.*, 2017), sendo a população predominante no final da decomposição de carcaças enterradas sem tratamento prévio. Por outro lado, em amostras de esterco bovino e cama de aviário sem tratamento, o *C. perfringens* não foi detectado.

A adubação anual com esterco suíno, em área que estava há três anos sem a utilização deste substrato, resultou na detecção de 0,40 log¹⁰ e 43 log¹⁰ UFC de *C. perfringes* no primeiro e segundo ano de monitoramento, respectivamente. Não houve detecção da bactéria em amostras de água de bebida dos animais coletadas nas proximidades, não sendo evidenciada a transferência da bactéria via solo para a água (Samarajeewa et al., 2012).

Mycobacterium

O gênero *Mycobacterium* compreende atualmente mais de 150 espécies, sendo que as zoonóticas se constituem em sérias ameaças à saúde e à economia em várias regiões do globo. O gênero é dividido em quatro grandes grupos, conforme a epidemiologia, habilidade de crescimento in vitro e associação com a doença. São eles: Complexo *Mycobacterium tuberculosis* (MCTb), micobactérias não-tuberculosas (MNT), *Mycobacterium leprae* e *Mycobacterium ulcerans* (Forbes et al., 2018).

Entre as micobactérias presentes no grupo MNT, o Complexo *Mycobacterium avium* (MAC) abrange espécies consideradas patógenos oportunistas e é composto por quatro subespécies: *Mycobacterium avium avium* (MAA), *Mycobacterium avium silvaticum* (MAS), *Mycobacterium avium hominissuis* (MAH) e *Mycobacterium avium paratuberculosis* (MAP) (Moravkova et al., 2008; Rindi; Garzelli, 2014).

O MAH é a subespécie na linfadenite granulomatosa mais relatada em suínos, com raros casos sendo atribuídos ao MCTb. Em estudo realizado no Brasil, a partir de 399 amostras de linfadenite granulomatosa colhidas no abate em oito estados, a taxa de isolamento de *Mycobacterium* foi 32,8% (128/399). Do total de amostras positivadas, 76,56% foram de MAH, 1,56% de *M. bovis* e 21,87% de *Mycobacterium* spp. não pertencendo às espécies investigadas (Mori, 2019).

O *M. tuberculosis* é menos patogênico e autolimitante para o bovino. Por outro lado, o *Mycobacterium bovis* é um patógeno zoonótico que causa tuberculose em bovinos, uma doença essencialmente respiratória de transmissão aerógena. O patógeno também é excretado nas secreções nasal, vaginal, leite, fezes, urina e sêmen. A ingestão

de leite contaminado é considerada a principal via de transmissão para animais jovens e para o homem. Falhas de biossegurança, como o uso de subprodutos da produção leiteira contaminados para alimentação de suínos, são meios importantes de transmissão interespecie.

O *Mycobacterium* sp. pode sobreviver no solo por anos (Eslami et al., 2018) e o ambiente contaminado é uma fonte de infecção importante para animais susceptíveis (Bauman et al, 2017). Se presente no dejetos aplicado às gramíneas forrageiras, o patógeno pode resistir às condições de ensilagem, tornando a silagem uma rota potencial de infecção (Cook et al., 2013). Salgado et al. (2013) demonstraram a probabilidade de contaminação da água com MAP quando presente em biofertilizantes de pastagens, particularmente durante as estações chuvosas.

Cryptosporidium parvum

Os parasitas são importantes patógenos de origem alimentar, possuem ciclos de vida complexos, rotas de transmissão variadas e períodos prolongados entre a infecção e os sintomas. Portanto, suas rotas de transmissão e fontes de infecção são frequentemente difíceis de avaliar (European Food Safety Authority, 2018). O *Cryptosporidium* (*C*) *parvum* é um protozoário coccídeo, sem organelas de locomoção, causador da criptosporidíase, zoonose causadora de diarreias e gastroenterites em humanos (Kinyua te al., 2016). Um dos seus principais modos de transmissão é a água de bebida e uso doméstico contaminada. O *C. parvum* é responsável por 23,7% de todos os surtos de doenças transmitidas pela água anualmente no mundo, especialmente os que acometem jovens, idosos e indivíduos imunocomprometidos (Dufour et al., 2012).

Mesmo de ocorrência rara, pode estar presente em criações de suínos. Mais comumente encontra-se em dejetos de bovinos. O transporte de oocistos para as águas superficiais pode ocorrer por deposição de esterco diretamente na água ou por lavagem no escoamento superficial. Já para águas subterrâneas é menos direto e requer que os oocistos se movam através do solo e rochas para alcançar o lençol freático (Boyer et al., 2009). O *C. parvum* foi encontrado em quase 14% de amostras coletadas de dejetos suínos sem tratamento e em 5% de

dejetos que passaram por armazenamento em lagoas (Hutchison *et al.*, 2004). Os oocistos na superfície do solo estão sujeitos à dessecação, calor e luz ultravioleta, que mostraram reduzir a infectividade do oocisto (Li *et al.*, 2005).

O ideal é que não ocorra a fixação do oocisto no solo. A adesão de oocistos à fibra alimentar ou ao dejetos antes da aplicação previne a sua fixação às partículas do solo. A alta concentração microbiana do dejetos também compete por esses sítios de fixação. No caso do esterco bovino, esta fixação é facilitada pela presença de muco, que pode servir para “ligar” os oocistos às partículas do solo (Kuczynska; Shelton; Pachepsky *et al.*, 2005).

Tratamento

Pré-tratamentos

O pré-tratamento de carcaças e de dejetos pode ser utilizado como prática de controle ambiental, diminuindo o volume e melhorando a qualidade sanitária deste material pela redução da concentração de patógenos ou mesmo pela destruição dos mesmos (Tápparo *et al.*, 2020). Exemplos desses pré-tratamentos são o uso de moagem e peneiramento para reduzir o tamanho das partículas (He *et al.*, 2020) e a higienização por 60 min a 70 °C e/ou esterilização por 20 min a 133 °C 3 bar (Wu J. *et al.*, 2017) para melhoria da qualidade sanitária. Entre tecnologias mais avançadas, a eletrólise reduz significativamente a carga orgânica por meio da troca de elétrons e gera produtos de interesse biotecnológico, como o biohidrogênio e o biogás (Wagner *et al.*, 2009). A aplicação de compostos químicos, como ácidos, bases e oxidantes, a exemplo da aplicação de amônia em carcaças e dejetos suínos, é uma opção de pré-tratamento (Gupta; Lee, 2010). Outra tecnologia é o uso de enzimas, porém sem eficácia na inativação de patógenos (Xu *et al.*, 2018). Da perspectiva sanitária, um pré-tratamento para ser considerado efetivo deve reduzir 99,9% (3 log) dos patógenos bacterianos, utilizando salmonela como indicador (Kunz *et al.*, 2021).

Processos aeróbios

Diversas alternativas estão disponíveis para o tratamento de dejetos e carcaças oriundas do processo de produção animal, incluindo tratamento físico-químico, processos anaeróbios (nitrificação/desnitrificação), compostagem e digestão anaeróbia (Loyon, 2017).

O processo de digestão aeróbia, como a compostagem, é muito empregado, pois é um método sustentável para o manejo de carcaças e dejetos suínos em granjas, convertendo-os em biogás e fertilizantes orgânicos. Também reduz as cargas patogênicas oriundas da produção animal (Kunz; Miele; Steinmetz (2009); Hidalgo; Martín-Marroquín; Corona (2018), a exemplo da *E. coli* O157: H7, que não foi detectada após 72 h de compostagem a 45 °C. Um processo de compostagem bem conduzido a uma temperatura mínima de 50 °C, com duração de mais de uma semana, é capaz de inativar com sucesso a maioria dos patógenos (Lung *et al.*, 2001).

Quando a carcaça do animal é decomposta sem tratamento prévio, microrganismos patogênicos podem permanecer disponíveis no solo e contaminá-lo por longos períodos (Chowdhury *et al.*, 2019). As carcaças enterradas se decompõem naturalmente, o que leva a mudanças rápidas nas condições ambientais circundantes, liberando altas concentrações de oxigênio, nitrogênio amoniacal, fósforo e cloreto. É provável que esses constituintes químicos forneçam substratos para o crescimento bacteriano e afetem a dinâmica da comunidade microbiana e características bioquímicas do solo, impactando nos lençóis de águas subterrâneas (Kim *et al.*, 2017).

Processos anaeróbios

O tratamento adequado do dejetos e carcaça depende do patógeno que se deseja eliminar. Dentre as rotas tecnológicas para tratamento dos dejetos de suínos e carcaças, aquela com melhor resultado para inativação de salmonela é a digestão anaeróbia (Fongaro *et al.*, 2014). Quando se fala em *Cryptosporidium parvum*, a alternativa mais recomendada segue sendo a digestão anaeróbia de amônia livre (Kinyua *et al.*, 2016). À medida que a temperatura aumenta, as paredes do oocisto

umentam em permeabilidade, permitindo que a amônia livre penetre mais facilmente. Uma vez dentro dos oocistos, a amônia livre interrompe a química e a estrutura celular por meio da desnaturação de proteínas, tornando as células vulneráveis à inativação.

A digestão anaeróbica, seja ela mesofílica (37 °C) ou termofílica (55 °C), em geral reduz a carga patogênica em comparação com substratos não tratados, com exceção de príons e bactérias formadoras de esporos (Franke-Whittle *et al.*, 2013). Os esporos de *Clostridium perfringens* não foram inativados em digestão anaeróbia, tanto mesofílica quanto termofílica, sendo que o maior número de UFC foi detectado após 15 dias de incubação e o menor após 60 dias (Gómez-Bradón *et al.*, 2016).

O uso de 3% de CaO- Óxido de Cálcio – Cal como controle do *Mycobacterium avium* obteve um resultado positivo, reduzindo estatisticamente a carga de células viáveis desta bactéria no dejetos animal (Avilez *et al.*, 2019). A eficiência da cal na redução dos contaminantes se deve ao aumento no pH do dejetos, que passa de 6,9 para 12,6 após o tratamento (De Benedictis *et al.*, 2007). A hidratação do CaO também é uma reação exotérmica, aumentando a temperatura do composto, o que reduz a viabilidade do patógeno (Heinonen-Tanski *et al.*, 2006). Tratamento de amostras fecais com ácido em solução de Anfotericina B também se mostrou eficiente para destruição do *Mycobacterium avium* (Oliveira *et al.*, 2007). O *Mycobacterium avium* a 71,8 °C por 11,7 s é destruído (Sung; Collins, 2000), ou seja, tempos de decimação são dependentes de diferentes temperaturas, de modo que em temperaturas mais altas os valores de log de tempos de decimação são mais curtos do que em temperaturas mais baixas (Heinonen-Tanski *et al.*, 2006).

Dispersão da resistência antimicrobiana em áreas adubadas com dejetos de suínos

De acordo com as estimativas de Van Boeckel *et al.* (2015), o Brasil é um dos cinco maiores consumidores de antimicrobianos no mundo e continuará nessa posição até 2030. O consumo médio de antimicrobianos em 2019, estimado pela Organização Mundial de Saúde Animal, a partir das informações reportadas por 109 países de 108,49 mg por kg

de biomassa animal (WOAH, 2022). Ainda não disponibilidade de dados que revelam a quantidade de antimicrobianos utilizada na suinocultura brasileira. Para o sistema de produção independente, aqueles que operam sem contrato de integração com agroindústrias, Dutra (2017) estimou uma ingestão de 358 mg de antimicrobianos por kg de suíno produzido. Embora a maioria da produção seja executada nos sistemas integrados de produção, esse dado comparado à média global de 172 mg por kg (Van Boeckel *et al.*, 2015) é evidentemente excessiva.

Os antimicrobianos são utilizados com basicamente quatro finalidades, que são uso terapêutico para o tratamento de animais doentes, uso profilático em todo o lote para prevenção da ocorrência de doenças, uso metafilático (que trata todo o lote após alguns animais apresentarem sinais clínicos) e o uso como melhorador de desempenho (promotor de crescimento). A forma de administração pode ser injetável e/ou oral. A forma injetável, sendo de administração interna e metabolização no organismo, resulta numa menor eliminação da molécula nas fezes e menor impacto na seleção de bactérias resistentes (Checkley *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2013). Na administração de antimicrobianos via oral, alguns aspectos relevantes são:

- O desperdício, que sempre ocorre em maior ou menor quantidade de ração ou água tratada, levando assim as moléculas intactas aos dejetos.
- A ração medicada produzida por grandes fábricas que atendem muitas granjas, inevitavelmente permitindo que lotes de suínos saudáveis recebam ração medicada.
- A exposição contínua da microbiota intestinal aos antimicrobianos, que resulta na seleção de populações bacterianas resistentes que irão compor a massa biológica dos dejetos.

Resistência antimicrobiana (RAM)

Os antimicrobianos possuem como estratégia atacar cinco alvos do metabolismo bacteriano, que são a síntese da parede celular, síntese proteica, síntese do RNA, síntese do DNA e metabolismo intermediário. A RAM, por sua vez, é produzida por três mecanismos:

- **Resistência intrínseca:** devido à estrutura normal da bactéria, a exemplo da parede celular das Gram negativas que confere resistência inerente às penicilinas.
- **Resistência circunstancial:** quando o antimicrobiano não consegue atingir o alvo *in vivo*.
- **Resistência adquirida:** que é o mecanismo majoritário e consiste num processo de evolução contra a ação dos antimicrobianos.

Este tipo de resistência resulta da mutação que ocorre naturalmente nas bactérias, alterando sua estrutura e lhe conferindo a característica de resistir à ação antimicrobiana de uma molécula ou classe ao qual era anteriormente sensível (Holmes *et al.*, 2016). A administração dos antimicrobianos seleciona os organismos resistentes. Além da mutação de genes do genoma microbiano, elementos genéticos móveis, como plasmídeos e transposons, albergam genes de resistência que podem ser transmitidos horizontalmente entre as bactérias (Holmes *et al.*, 2016). Bactérias resistentes a mais de três classes de antimicrobianos são classificadas como multirresistentes (Schwarz *et al.*, 2010).

A emergência e a persistência de bactérias resistentes e multirresistentes na cadeia de produção de carne possui um papel epidemiológico na transmissão para o homem, via alimentos e ou contaminação ambiental. A revisão de Lekagul, Tangcharoensathien e Yeung (2019) indica que as moléculas consideradas “criticamente importantes para humanos” pela OMS são comumente utilizadas na suinocultura mundial.

Dispersão de bactérias resistentes e determinantes de resistência nos dejetos suínos

Os animais de produção, especialmente criados de forma intensiva, excretam de forma persistente bactérias resistentes a diferentes antimicrobianos nas fezes. Este fato é amplamente relatado na literatura, a qual indica a *Escherichia coli* e *Enterococcus* (European Food Safety Authority, 2019), representando respectivamente o grupo de bactérias Gram negativas e positivas, como modelos para estudos de RAM. As fezes ricamente colonizadas por bactérias resistentes representam uma por-

ção importante das dejeções da granja. A depender do tratamento que o dejetos recebe, tanto as moléculas de antimicrobianos como bactérias resistentes podem persistir e atingir o solo onde esta massa biológica é disposta como fertilizante.

Rasschaert *et al.* (2020) investigaram a presença de resíduos antimicrobianos e de bactérias resistentes em amostras de dejetos suínos. Em apenas 4 das 89 amostras estudadas não foi detectado resíduo de antimicrobianos. Também foi demonstrado a presença de *Salmonella* multiresistente e *Escherichia coli* resistente a quinolona e cefalosporina, que são classes de antimicrobianos de alta criticidade para a saúde humana (WHO, 2019).

Além das bactérias, estão presentes nas fezes “determinantes de resistência” que, conforme o glossário do CDC (2019), inclui genes de resistência e mutações de resistência que dão a uma bactéria a capacidade de resistir aos efeitos de um ou mais antimicrobianos. Os determinantes de resistência (genes e plasmídeos) podem estar dentro da célula bacteriana e também soltos na matéria orgânica devido à morte celular ou à transferência para o meio extracelular (Dong *et al.*, 2019). Estes determinantes também persistem nos dejetos que alcançam o solo (Barrios *et al.*, 2020).

A disseminação das moléculas de antimicrobianos é influenciada pela forma de distribuição do dejetos, bem como do regime de chuvas, embora o comportamento varie também de acordo com as características do antimicrobiano. Quando o dejetos é distribuído na superfície do solo, a concentração dos antimicrobianos na água de escoamento é maior do que no solo, ou seja, a injeção do dejetos no solo previne o escoamento superficial dos antimicrobianos (Barrios *et al.*, 2020). Quanto mais cedo chover após a distribuição dos dejetos, maior será a concentração das moléculas na água de escoamento superficial.

No caso dos genes de resistência aos antimicrobianos, estas relações não são tão evidentes. Observam-se diferenças entre genes, embora a aplicação superficial resulte numa abundância maior destes genes na água de escoamento. No estudo de Barrios *et al.* (2020), genericamente o regime de chuvas não influenciou a abundância de genes de resistên-

cia no solo. Especificamente, para um gene estudado, a concentração no solo aumentou após uma semana de aplicação do dejetos, tanto no solo como na água de escoamento superficial, o que indica efeito da administração do dejetos.

Adubação de pastagens com dejetos de suínos e o risco de contaminação priônica no Brasil

A aplicação de dejetos de suínos como fonte de nutrientes para plantas forrageiras tipo pastagens apresenta bons resultados. Esta prática vem ao encontro da atual necessidade de sustentabilidade ambiental e conservação dos recursos naturais. Além disto, dá um destino correto aos resíduos e aumenta a produtividade das culturas, reduzindo também os gastos com fertilizantes (Medeiros *et al.*, 2007; Giacomini; Aita, 2008; Figueiredo; Tanamati, 2010).

No Brasil, existem cerca de 100 milhões de hectares de pastagens que necessitam de recuperação (Serafim, 2010). Este fato, aliado à crescente necessidade de maior produção de áreas de pastagem e da utilização dos dejetos suínos, ilustra uma alternativa capaz de promover o aumento na produção de alimentos para bovinos, que depois será convertido em proteína animal e utilizado na alimentação humana (Konzen, 2003; Serafim, 2010).

O efeito direto da utilização dos dejetos suínos tratados depende da quantidade de nutrientes contidos no mesmo e da quantidade de fertilizantes minerais que podem ser substituídos por este. O efeito indireto do dejetos é sua ação benéfica nas propriedades físicas e químicas do solo e melhoria da atividade microbiana e enzimática (Scherer; Aita; Baldissera *et al.*, 1996). Esta adubação aumenta os teores de matéria orgânica e contribui na estrutura do solo, incrementando a capacidade de retenção de umidade, infiltração da água da chuva, atividade microbiana e capacidade de troca de cátions (Scheffer-Basso *et al.*, 2008).

Entretanto, alguns riscos biológicos da utilização dos dejetos devem ser considerados. As doenças provocadas por príons ocorrem em várias espécies animais, incluindo o homem. São consideradas doenças neurodegenerativas, sendo as principais já descritas: doença Creutzfeldt-Jakob (CJD) em humanos, *scrapie* em ovelhas e cabras e a encefalopatia espongiforme bovina (EEB). Essas enfermidades são transmitidas de uma espécie para outra, principalmente quando ocorre a ingestão de farinha de carne e de ossos do animal infectado, além dos fluidos corporais, dejetos e solo contaminado.

Portanto, existem algumas restrições quanto ao uso dos dejetos suínos em pastagens. Cita-se aqui a Instrução Normativa nº 8 (IN 8/2004), de 25 de março de 2004, e a Instrução Normativa do Mapa nº 61 (IN 61/2020), de 20 de fevereiro de 2020. A primeira proíbe em todo território nacional a produção, comercialização e utilização de produtos destinados à alimentação de ruminantes que contenham na sua composição proteína ou gordura de origem animal, o que inclui o esterco suíno. Um dos motivos para a proibição é o risco que o uso traz para a sanidade do rebanho nacional e para a saúde humana. Dentre as enfermidades que podem ser veiculadas pelo esterco suíno estão o botulismo e a EEB, conhecida popularmente como “a doença da vaca louca”, causada por um príon (proteína alterada) (Brasil, 2004). Já a segunda (IN 61/2020) define que fertilizantes que contenham como matéria-prima qualquer quantidade de resíduos de origem animal, como camas e estercos de aves ou de suínos que têm uso proibido na alimentação de ruminantes, sendo permitido o uso em pastagens e capineiras somente quando os resíduos forem incorporados ao solo. No caso de pastagens, o pastejo somente é permitido após 40 dias da incorporação do fertilizante no solo. Estas informações devem constar na rotulagem dos fertilizantes. O objetivo desta restrição é reduzir o risco de contaminação dos bovinos em pastejo com o príon causador da EEB (Brasil, 2020).

No Brasil, a EEB foi relatada em 2019, no estado do Mato Grosso, na sua forma atípica, forma espontânea e esporádica em todas as populações de bovinos do mundo, não estando relacionada à ingestão de alimentos contaminados. Esta detecção é resultado do ativo moni-

toramento no âmbito do Programa Nacional de Prevenção e Vigilância da EEB (PNEEB). Desde 2015, a OIE deixou de considerar esse tipo de ocorrência na avaliação do *status* sanitário dos países. O Brasil continua a ser considerado, pela OIE, país de risco insignificante para a doença, o melhor grau atribuído pela organização (BRASIL, 2020).

Encefalopatias espongiformes transmissíveis (EETs)

As EETs são doenças priônicas, que provocam alterações espongiiformes encontradas em cortes histopatológicos do encéfalo, tanto nos homens quanto nos animais, provocando distúrbios neurodegenerativos progressivos e fatais (Willesmith, 1998; Kimberlin, 1993). As principais EETs que podem acometer os animais de produção são a encefalopatia EEB, a “doença da vaca louca” e a paraplexia enzoótica dos ovinos, também conhecida como *scrapie*.

A EEB é um distúrbio neurológico que acomete bovinos adultos, sendo uma doença transmissível subaguda de extrema importância econômica mundial, endêmica na Inglaterra e descrita pela primeira vez na Grã-Bretanha em novembro de 1986 (Willesmith, 1998; Costa; Borges, 2000; Radostits *et al.*, 2000).

Os animais afetados com EEB demonstram a sintomatologia clínica de sinais nervosos, que são distúrbios comportamentais causadas por alterações do estado mental, como apreensão, hipersensibilidade, agressividade, falta de coordenação dos membros posteriores durante a marcha, quedas e incapacidade de se levantar (Ortolani, 1999). O prurido, sinal clínico comum presente no *scrapie* de ovinos, não acontece na EEB (Radostits *et al.*, 2000; Stokka; Boeing, 2000). O decúbito prolongado precede a morte. Com o quadro clínico já instalado, deve-se procurar manter os animais em ambiente em que lhes seja familiar e silencioso, a fim de reduzir a severidade dos sinais, em especial a hiperestesia. Os sinais persistem de semanas até meses, com a debilidade do animal se prolongando de dois a seis meses e, no máximo, atingindo estado terminal em três meses (Ortolani, 1999). É necessário que os animais sejam sacrificados pelo fato da doença não possuir tratamento clínico (Stokka; Boeing, 2000).

O *scrapie* é uma doença de baixa prevalência no Brasil. O foco mais recente ocorreu em 2017, no estado de Santa Catarina (Brasil, 2018). Os sintomas aparecem normalmente entre os 2 e 5 anos de idade. Os ovinos podem viver de 1 a 6 meses desde o aparecimento dos sinais clínicos até a morte do animal, que será inevitável (Riet-Correa; Riet-Correa; Schild *et al.*, 2002). Os sinais clínicos mais notáveis incluem mudanças no comportamento e no temperamento dos animais afetados. Estas mudanças são procedidas pela tendência do animal a se esfregar contra objetos rígidos, aparentemente com o objetivo de aliviar o prurido (Brun; Castilla; Torres *et al.*, 2004).

Em junho de 1988, o governo britânico tornou a EEB uma doença de notificação obrigatória e proibiu o uso de proteína originada de tecidos de origem animal na alimentação de ruminantes. A utilização de cérebro, medula espinhal, intestinos, baço, gânglios linfáticos e globos oculares foram proibidos na produção de embutidos e produtos para a alimentação humana, ou como insumos na fabricação de medicamentos (como hormônios) (Nitrini, 2001). A enfermidade pode ser transmissível ao homem, causando uma doença semelhante, chamada de a nova variante da Doença de Creutzfeldt – Jakob (nvDCJ). Uma característica marcante da nvDCJ é o início de manifestações psiquiátricas em que predominaram depressão, ansiedade e isolamento. O tempo de sobrevivência é somente de cinco meses, e 80% dos pacientes com nvDCJ morrem em um ano (Nitrini, 2001; Dall’Alba *et al.*, 2004; Ritchie; Barria, 2021).

Abrial *et al.* (2005) estimaram que áreas com alta densidade de suínos estavam associadas a um risco 2,4% maior a ocorrência de EEB em bovinos. Essa conclusão sugere que farinhas de carne e ossos produzidas a partir de matéria-prima subproduto de ruminantes e destinada à alimentação de suínos teriam sido usadas, erroneamente, na alimentação de bovinos. Heres, Elbers, e Van Zijderveld *et al.* (2007) demonstraram que bovinos afetados poderiam ter sido expostos à farinha de carne e ossos oriundos de alimentações de suínos e aves através da contaminação cruzada, corroborando as informações obtidas por Abrial *et al.* (2005).

A estabilidade de príons da EEB frente à microbiota do trato digestórios de camundongos, hamsters e bovinos foi demonstrada, sendo a excreta potencial contaminante para o ambiente (Maluquer *et al.*, 2008, Böhnlein *et al.*, 2012). Além disso, também foi observado que as fezes de ovinos e cervídeos infectados são fontes potenciais de contaminação do ambiente (Tamguney *et al.*, 2009).

Segundo o relato de Xu *et al.* (2013) e Booth, Johnson e Pedersen (2013), a compostagem de materiais de risco específico (*specific risk material* – SRM) em mistura com dejetos de animais pode ser um processo efetivo para a biodegradação do príon. Segundo os autores, a elevada temperatura (>500C) durante o processo de compostagem promove o relaxamento da molécula, o que permitiria a ação de proteases extracelulares na biodegradação efetiva do príon, fato esse que não se verifica em temperatura ambiente. Booth, Johnson e Pedersen (2013), entretanto, levantam a hipótese de que a não detecção do príon após o processo de compostagem pode ser devido à recuperação incompleta da proteína (príon) após esse processo, que poderia estar aderida às partículas do composto. Estes autores também relatam que a biodigestão anaeróbica e a flora ruminal de bovinos não é capaz de degradar o príon.

Johnson *et al.* (2006), Seidel *et al.* (2007) e Leita *et al.* (2006) relatam que o príon pode se acumular e permanecer estável aderido às partículas minerais do solo, mantendo a sua infectividade durante anos (>29 meses). No entanto, outro trabalho citado na revisão elaborada por Booth, Johnson e Pedersen (2013) indicam que a bioestimulação da atividade microbiana do solo, através do enterro de carcaças de ovelhas, pode aumentar o número de diversidade de proteases produzidas pelos microrganismos do solo, o que levaria ao decréscimo de 50% na imunorreatividade do príon.

No Brasil, no processo de fabricação de farinhas de carne e ossos, os tecidos onde a concentração de glicoproteína príon do hospedeiro (PrP^c) em sua forma patogênica (PrP^{Sc}) é mais elevada, como encéfalo, a medula e o íleo de ruminantes, são previamente retirados e incinera-

dos, de acordo com a Instrução Normativa nº 34, de 28 de maio de 2008 do Mapa (Brasil, 2008). A normativa estabelece que o tratamento de farinhas deve aplicar uma temperatura mínima de 133 °C por 20 minutos, sob uma pressão de vapor de no mínimo 3 bars. De acordo com Giles *et al.* (2008), o tratamento a uma temperatura de 134 °C por 15 minutos eliminou 82% da capacidade do PrP^{Sc} da EEB e por 30 minutos a 134 °C eliminou 90% de sua capacidade infectante para a inoculação em camundongos, sendo duas horas na mesma temperatura a pressão foi suficiente para eliminar 100% de sua infectividade.

O diagnóstico da EEB constitui-se de um desafio, pois várias doenças neurológicas compartilham da sintomatologia apresentada, sendo facilitado nos casos de surtos da doença com óbito de animais e posterior diagnóstico, quando são coletadas amostras do sistema nervoso central e realizado o exame histológico seguido da técnica de imuno-histoquímica.

Por ser uma doença de importância econômica, de alta contaminação e por apresentar diagnóstico definitivo *post mortem*, é importante que em qualquer manifestação clínica nervosa, similar à da EEB, em qualquer animal do rebanho, seja feita uma notificação obrigatória e suas ocorrências ou suspeitas devem ser imediatamente informadas à autoridade de defesa sanitária animal local, para que sejam realizados os exames confirmatórios, feitos somente por médicos veterinários autorizados (Ortolani, 1999).

Considerações finais

A regulamentação atual previne o risco microbiológico para contaminação de ruminantes com base no tratamento dos dejetos e condições de uso como fertilizante de pastagens. Contudo, o tratamento da totalidade dos dejetos de suínos anterior a sua aplicação no solo é uma vulnerabilidade do sistema atual de produção. A fertilização de pastagens com dejetos de suínos alimentados com ingredientes a partir de resíduos animais que passam por esterilização para eliminação de riscos microbiológicos, inclusive de príons, como previsto na IN 34, de

2008, torna o risco de contaminação dos ruminantes por esta via potencialmente negligenciável. Para aqueles sistemas de produção que não atendem a normativa relacionada ao tratamento de ingredientes proteicos na alimentação, o risco deve ser mitigado pelo cumprimento da IN 61, de 2020.

Estas categorias de risco poderiam ser criadas para uma gestão mais assertiva do uso dos dejetos de suínos nas pastagens, dando destino seguro dos mesmos e recuperando áreas de pastagens para uso na produção de ruminantes.

Referências

- ABRIAL, D. *et al.* Poultry, pig and the risk of BSE following the feed ban in France: a spatial analysis. **Veterinary Research**, v. 36, p. 615-28, 2005.
- ARGUELLO, H. *et al.* Evaluation of protection conferred by a *Salmonella typhimurium* inactivated vaccine in *Salmonella* – infected finishing farm. **Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases**, v. 36, p. 489-498, 2013.
- ASSMANN, T. S. *et al.* Desempenho da mistura forrageira de aveia-preta mais azevém e atributos químicos do solo em função da aplicação de esterco líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1515-1523, 2007.
- AVILEZ, C. *et al.* Fate of *Mycobacterium avium* subsp. *paratuberculosis* and changes in bacterial diversity populations in dairy slurry after chemical treatments. **Journal Applied Microbiology**, v. 127, p. 370-378, 2019.
- BARNABÉ, M. C. *et al.* Produção e composição químico-bromatológica da *Brachiaria brizantha* cv. *marandu* adubada com dejetos líquidos de suínos. **Ciência Animal Brasileira**, Goiânia, v. 8, n. 3, p. 435-446, 2007.
- BARRIOS, R. E. *et al.* Fate and transport of antibiotics and antibiotic resistance genes in runoff and soil as affected by the timing of swine manure slurry application. **Science of The Total Environment**, v. 712, article number 136505, 10 Apr. 2020.
- BAUMAN, C. A. *et al.* Identification of *Mycobacterium avium* subspecies *Paratuberculosis* strains isolated from dairy goats and dairy sheep in Ontario, Canada. **The Canadian Journal of Veterinary Research**, v. 81, p. 304-307, 2017.

BECH, T. B. *et al.* Transport and distribution of *Salmonella enterica* serovar *typhimurium* in loamy and sandy soil monoliths with applied liquid manure.

Applied and Environmental Microbiology, v. 76, n. 3, p. 710-714, 2010. DOI: 10.1128/AEM.00615-09

BERENDS, B. R. *et al.* Identification and quantification of risk factors animal management and transport regarding in *Salmonella* spp. in pigs. **International Journal of Food Microbiology**, v. 30, p. 37-53, 1996.

BERRY, E. D. *et al.* Effect of proximity to a cattle feedlot on *Escherichia coli* O157:H7 contamination of leafy greens and evaluation of the potential for airborne transmission. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 81, p. 1101-1110, 2015.

BÖHNLEIN, C. *et al.* Stability of bovine spongiform encephalopathy prions: absence of prion protein degradation by bovine gut microbiota. **Zoonoses and Public Health**, v. 59, n. 4, p. 251-255, 2012.

BOOTH, C.; JOHNSON, C. J.; PEDERSEN, J. A. Microbiotal and enzymatic inactivation of prions in soil environments. **Soil biology and biochemistry**, v. 59, p. 1-15, 2013.

BOYER, D. G.; KUCZYNSKA, E. Transport, fate, and infectivity of *Cryptosporidium parvum* oocysts released from manure and leached through macroporous soil. **Environmental Geology**, v. 58, p. 1011-1019, 2009.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 8, de 25 de março de 2004. Proíbe em todo o território nacional a produção, a comercialização e a utilização de produtos destinados à alimentação de ruminantes que contenham em sua composição proteínas e gorduras de origem animal. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, p. 5, 26 de mar. 2004. Disponível em: <http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaAto.do?method=visualizarAtoPortalMapa&chave=178957228>. Acesso em 22 fev. 2024.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 79, de 14 de dezembro de 2018. Ficam aprovados os procedimentos de inspeção ante e post mortem de suínos com base em risco na forma desta Instrução Normativa. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, ed. 241, p. 4-7, 15 jul. 2020. Disponível em: http://www.in.gov.br/web/guest/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/55444279/do1-2018-12-17-instrucao-normativa-n-79-de-14-d%E2%80%A6%203. Acesso em: 22 fev. 2024.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 34, de 28 de maio de 2008. Aprovar o regulamento técnico da inspeção higiênico sanitário e tecnológica do processamento de resíduos de animais de o modelo de documento de transporte de resíduos animais.

Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, n. 101, p. 13-16, 29 maio 2008. Disponível em: <http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaAto.do?method=visualizarAtoPortalMapa&chave=284275208>. Acesso em: 22 fev. 2024.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009. Aprovar as normas sobre as especificações a as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. **Diário Oficial da União:** seção 1, Brasília, DF, n. 142, p. 20-24, 28 jul. 2009. Disponível em: <https://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaAto.do?method=recuperarTextoAtoTematicaPortal&codigoTematica=1229186>. Acesso em: 27 fev. 2024.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 61, de 8 de julho de 2020. Estabelece as regras sobre definições, garantias, tolerâncias, registro, embalagem, e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes destinados à agricultura. **Diário Oficial da União:** seção 1, Brasília, DF, ed. 134, p. 5, 15 jul. 2020. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/instrucao-normativa-n-61-de-8-de-julho-de-2020-266802148>. Acesso em: 10 jan. 2024.

BRUN, A.; CASTILLA, J.; TORRES, J. M. Encefalopatías espongiiformes transmisibles en animales. **Revista Brasileira de Neurologia**, v. 31, p. 1033-1039, 2000. Disponível em: <http://svneurologia.org/congreso/priones-2.html>. Acesso em: 23 abr. 2021.

CABRAL, J. R. *et al.* Impacto da água residuária de suinocultura no solo e na produção de capim-elefante. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental**, v. 15, n. 8, p. 823–831, 2011.

CARDOSO, M. O que representam os suínos na transmissão de zoonoses para humanos? **Acta Scientiae Veterinariae**, v. 1, p. 81-89, 2009.

CHECKLEY, S. L. *et al.* Associations between antimicrobial use and the prevalence of antimicrobial resistance in fecal *Escherichia coli* from feedlot cattle in western Canada. **Canadian Veterinary Journal**, v. 51, p. 853-861, 2010.

CHOWDHURY, S. *et al.* A critical review on risk evaluation and hazardous management in carcass burial. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 123, p. 272-288, 2019.

COOK, K. L. *et al.* Sensitivity of *Mycobacterium avium subsp paratuberculosis*, *Escherichia coli* and *Salmonella enterica serotype Typhimurium* to low pH, high organic acids and ensiling. **Journal of Applied Microbiology**, v. 115, p. 334-345, 2013.

COSTA, L. M. C.; BORGES, J. R. J. Encefalopatia espongiforme bovina ("Doença da Vaca Louca"), **Revista CFMV**, Brasília, n. 21, p. 8-15, 2000.

DALL'ALBA, C. *et al.* Relato de caso Creutzfeldt-Jakob: primeiro relato de caso no Rio Grande do Sul, **Revista da AMRIGS**, Porto Alegre, v. 48, ano 2, n. 73, p. 99-102, 2004.

DE BENEDICTIS, P.; BEATO, M. S.; CAPUA, I. Inactivation of avian influenza viruses by chemical agents. **Zoonoses Public Health**, v. 54, n. 2, p. 51-68, 2007.

DONG, P. *et al.* Assessment of extracellular antibiotic resistance genes (eARGs) in typical environmental samples and the transforming ability of eARG. **Environment International**, v. 125, p. 90-96, p. 2019.

DUFOUR, A. *et al.* **Animal waste, water quality and human health**. Londres: IWA Publishing, 2012. 476 p.

ELVING, J. *et al.* Thermal treatment for pathogen inactivation as a risk mitigation strategy for safe recycling of organic waste in agriculture. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 49, p. 679-689, 2014.

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E DE EXTENSÃO RURAL DO ESTADO DE SANTA CATARINA. Centro Integrado de Informações de Recursos Ambientais – CIRAM. **Inventário das terras da sub-bacia hidrográfica do rio Coruja/Bonito**. Florianópolis: EPAGRI/CIRAM, 2000. 112 p.

ESLAMI, M. *et al.* *Mycobacterium avium paratuberculosis* and *Mycobacterium avium* complex and related subspecies as causative agents of zoonotic and occupational diseases. **Journal of Cellular Physiology**, v. 234, n. 8, p. 12415-12421, 2019.

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY. Public health risks associated with food-borne parasites. **EFSA Journal**, v. 16, 2018. Doi: 10.2903/j.efsa.2018.5495.

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY. Technical specifications on harmonised monitoring of antimicrobial resistance in zoonotic and indicator bacteria from food-producing animals and food. **EFSA Journal**, v. 17, n. 6, 2019. Doi: 10.2903/j.efsa.2019.5709

FARZAN, A. *et al.* Occurrence of *Salmonella*, *Campylobacter*, *Yersinia enterocolitica*, *Escherichia coli* O157 and *Listeria monocytogenes* in Swine. **Zoonoses and Public Health**, v. 57, p. 388-396, 2009.

FIGUEIREDO, P. G.; TANAMATI, F. Y. Adubação orgânica e contaminação ambiental. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 5, p.1- 4, 2010.

FONGARO, G. *et al.* Utility of specific biomarkers to assess safety of swine manure for biofertilizing purposes. **Science of the Total Environment**, v. 479-480, p. 277-283, 2014.

FORBES, B. A. *et al.* Practice guidelines for clinical microbiology laboratories: mycobacteria. **Clinical Microbiology Reviews**, vol. 31, n. 2, 2018. Doi: <https://doi.org/10.1128/cmr.00038-17>

FRANKE-WHITTLE, I. H.; INSAM, H. Treatment alternatives of slaughterhouse wastes, and their effect on the inactivation of different pathogens: a review. **Critical Reviews in Microbiology**, v. 39, p. 139-151, 2013.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C. Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 195-205, 2008.

GILES, K. *et al.* Resistance of bovine spongiform encephalopathy (BSE) prions to inactivation. **PLoS Pathogens**. v. 4, n. 11, p. 1-9. 2008.

GLOSSARY of terms related to antibiotic resistance. Atlanta: Centers for Disease Control and Prevention, 2019. Disponível em: <https://www.cdc.gov/narms/resources/glossary.html>. Acesso em: 19 fev. 2024.

GÓMEZ-BRANDÓN, M. *et al.* Effects of digestate on soil chemical and microbiological properties: a comparative study with compost and vermicompost. **Journal of Hazardous Materials**, v. 302, p. 267-274, 2016.

GUPTA, R.; LEE, Y. Y. Investigation of biomass degradation mechanism in pretreatment of switchgrass by aqueous ammonia and sodium hydroxide. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 8185-8191, 2010.

HE, C.; QI, B.; JIAO, Y. *et al.* Potentials of bio-hydrogen and bio-methane production from diseased swines. **International Journal of Hydrogen Energy**. v. 45, p. 34473-34482, 2020.

HEINONEN-TANSKI, H. *et al.* Methods to reduce pathogen microorganisms in manure. **Livestock Science**, v. 102, p. 248-255, 2006.

HERES, L.; ELBERS, A. R. W.; VAN ZIJDERVELD, G. Identification of the characteristics and risk factors of the BSE epidemic in the Netherlands. **Risk Analysis**, v. 5, p. 1119-1129, 2007.

HIDALGO, D.; MARTÍN-MARROQUÍN, J. M.; CORONA, F. The effect of feed composition on anaerobic co-digestion of animal-processing by-products. **Journal of Environmental Management**, v. 216, p. 105-110, 2018.

HOLMES, A. H. *et al.* Understanding the mechanisms and drivers of antimicrobial resistance. **The Lancet**, v. 387, n. 10014, p. 176-187 Jan.2016.

HOLZEL, C.; BAUER, J. *Salmonella* spp. in bavarian liquid pig manure: occurrence and relevance for the distribution of antibiotic resistance. **Zoonoses and Public Health**, v. 55, p. 133-138, 2008.

HUTCHISON, M. L. *et al.* Levels of zoonotic agents in British livestock manures. **Letters in Applied Microbiology**, v. 39, p. 207-214, 2004.

JACOBSEN, C. S.; BECH, T. B. Soil survival of *Salmonella* and transfer to freshwater and fresh produce. **Food Research Internacional**, v. 45, p. 557-566, 2012.

JOHNSON, C. J. *et al.* Prions adhere to soil minerals and remain infectious. **PLoS Pathogens**, v. 2, n. 4, p. 296-302, 2006.

KIM, H. Y.; JIYOUNG, S. KIM, T. H. *et al.* Pyrosequencing-based assessment of microbial community shifts in leachate from animal carcass burial lysimeter. **Science of the Total Environment**, v. 587-588, p. 232-239, 2017.

KIM, H.; KIM, K. Microbial and chemical contamination of groundwater around livestock mortality burial sites in Korea: a review. **Geosciences Journal**, v. 16, p. 479-489, 2012.

KIMBERLIN, R. H. **Bovine spongiform encephalopathy**: scrapie and related diseases advisory service. Edinburgh: FAO, 1993. p. 1-40.

KINYUA, M. *et al.* Viability and fate of *Cryptosporidium parvum* and *Giardia lamblia* in tubular anaerobic digesters. **Science of the Total Environment**, v. 554-556, p. 167-177, 2016.

KONZEN, E. A. **Fertilização de lavoura e pastagem com dejetos de suínos e cama de aves**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2003. 3 p. (EMBRAPA-CNPMS. Circular Técnica, 31). Disponível em: <http://www.cnpms.embrapa.br/publicacoes/publica/circul31.pdf>. Acesso em: 24 abr. 2021.

KONZEN, E. A. **Alternativas de manejo, tratamento e utilização de dejetos animais em sistemas integrados de produção**. Sete Lagoas-MG: EMBRAPA Milho e Sorgo, 2000. 32 p. (Embrapa Milho e Sorgo. Documentos, 5). Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/33415/1/doc-5.pdf>. Acesso em: 24 abr. 2021.

KRANKER, S. *et al.* Longitudinal study of *Salmonella enterica* Serotype typhimurium Infection in three danish farrow-to-finish swine herds. **Journal of Clinical Microbiology**, v. 41, p. 2282-2288, 2003.

KUCZYNSKA, E.; SHELTON, D. R.; PACHEPSKY, Y. Effect of bovine manure on *Cryptosporidium parvum* oocyst attachment to soil. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 71, p. 6394-6397, 2005.

KUNZ, A. *et al.* **Considerações técnicas sobre o uso de carcaças de animais mortos não abatidos em processos de digestão anaeróbia**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2021. 12 p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 579). Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/221896/1/final9654.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2024.

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

KUPRIYANOV, A. A. *et al.* Transition of Enteropathogenic and Saprotrophic bacteria in the niche cycle: animals–excrement–soil–plants–animals. **Biology Bulletin**, v. 37, p. 263-267, 2010.

LEITA, L. *et al.* Interactions of prions proteins with soil. **Soil biology and biochemistry**, v. 38, p. 1638-1644, 2006.

LEKAGUL, A.; TANGCHAROENSATHIEN, V.; YEUNG S. Patterns of antibiotic use in global pig production: a systematic review. **Veterinary and Animal Science**, v.7, n. 100058, 2019.

LI, X.; ATWILL, E. R.; DUNBAR, L. A. *et al.* Seasonal Temperature Fluctuations Induces Rapid Inactivation of *Cryptosporidium parvum*. **Environmental Science and Technology**, v. 39, p. 4484-4489, 2005.

LOYON, L. Overview of manure treatment in France. **Waste Management**, v. 61, p. 516-520, 2017.

LUNG, A. J. *et al.* Destruction of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella* Enteritidis in Cow Manure Composting. **Journal of Food Protection**, v. 64, p. 1309-1314, 2001.

MALUQUER, M. C. *et al.* Extration of BSE and scrapie prions in stools from murine models. **Veterinary Microbiology**, v. 44, p. 322-331, 2008.

MAPA. **Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/>. Acesso em: 24 abr. 2021.

MEDEIROS, T. L. *et al.* Produção e qualidade da forragem de capim marandu fertirrigada com dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 38, n. 2, p. 309-318, 2007.

MIJS, W. *et al.* Molecular evidence to support a proposal to reserve the designation *Mycobacterium avium* subsp. *avium* for Bird-type isolates and *Mycobacterium avium* subsp. *hominissuis* for the human/porcine type of *M. avium*. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 52, p. 1505-1518, 2002

MORAVKOVA, M. *et al.* Strategy for the detection and differentiation of *Mycobacterium avium* species in isolates and heavily infected tissues. **Research in Veterinary Science**, v. 85, p. 257-264, 2008.

MORI, A. P. *et al.* *Granulomatous lymphadenitis* in swine: validation of national data based on 1 identification by the Service of Federal Inspection (SFI). In: SAFEPORK 2019, 13., 2019, Berlin. **Proceedings...** Berlin: MCI Deutschland, 2019. p. 145-146.

MORRIS, R. S.; PFEIFFER, D. U.; JACKSON, R. The epidemiology of *Mycobacterium bovis* infections. **Veterinary Microbiology**, v. 40, p. 153-177, 1994.

NAG, R. *et al.* Ranking hazards pertaining to human health concerns from land application of anaerobic digestate. **Science of the Total Environment**, v. 710, n. 136297, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136297>. Acesso em: 29 abr. 2021.

NARROD, C.; TIONGCO, M.; SCOTT, R. Current and predicted trends in the production, consumption and trade of live animals and their products. **Revue scientifique et technique. International Office of Epizootics**, v. 30, p. 31-49, 2011.

NEETOO, H. *et al.* Understanding The management practices of animal manure and associated risks of transference of bacterial pathogens to crop vegetables. **African Journal of Food, Agriculture, Nutrition and Development**, v. 20, 2020.

NICHOLSON, F. A.; GROVES, S. J.; CHAMBERS, B. J. Pathogen survival during livestock manure storage and following land application. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 135-143, 2005.

NITRINI, R. Nova variante da doença de Creutzfeld-Jakob: a doença priônica humana relacionada à encefalopatia espongiforme bovina "Doença da Vaca Louca". **Revista Associação de Medicina Brasileira**, São Paulo, v. 47 n. 2, p. 25-28, 2001.

OLIVEIRA, E. M. D. *et al.* Comparison of methods for mycobacteria isolation from swine feces. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 38, p. 687-692, 2007.

O'REILLY, L. M., DABORN, C. J. The epidemiology of *Mycobacterium bovis* infections in animals and man: a review. **Tubercle and Lung Disease**, v. 76, supl., p. 1-46, 1995.

ORTOLANI, E. L. Encefalite espongiforme bovina: considerações epizootiológicas, etiológicas e clínicas. **Revista de Educação Continuada do CRMV- SP**. São Paulo, v. 2, p. 3- 8, 1999.

PLACHA, I. *et al.* The effect of summer and winter seasons on the survival of *Salmonella typhimurium* and indicator micro-organisms during the storage of solid fraction of pig slurry. **Journal of Applied Microbiology**, v. 91, p. 1036-1043, 2001.

PORNSUKAROM, S.; THAKUR, S. Assessing the impact of manure application in commercial swine farms on the transmission of antimicrobial resistant *salmonella* in the environment. **Plos One**, v. 11, p. 1-17, 2016.

RASSCHAERT, G. *et al.* Antibiotic residues and antibiotic-resistant bacteria in pig slurry used to fertilize agricultural fields. **Antibiotics**, v. 9, n. 1, p. 34, 2020. <https://doi.org/10.3390/antibiotics9010034>.

RADOSTITS, O. M. *et al.* 9. ed. Clínica Veterinária. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2002.

RIET-CORREA, F.; RIET-CORREA, G.; SCHILD, A. L. Importância do exame clínico para o diagnóstico das enfermidades do sistema nervoso em ruminantes e equídeos. **Pesquisa Veterinária Brasileira**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 4, p. 161-168, 2002.

RINDI, L.; GARZELLI, C. Genetic diversity and phylogeny of *Mycobacterium avium*. **Infection, Genetics and Evolution**, v. 21, p. 375-383, 2014.

RITCHIE, D. L.; BARRIA, M. A. Prion diseases: a unique transmissible agent or a model for neurodegenerative diseases? **Biomolecules**, v. 11, n. 207, p. 1-24, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/biom11020207>. Acesso em: 24 abr. 2021.

SALGADO, M. A. *et al.* Effect of soil slope on the appearance of *Mycobacterium avium* subsp. *paratuberculosis* in water running off grassland soil after application of contaminated slurry. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 79, p. 3544-3552, 2013.

SAMARAJEEWA, A. D. *et al.* Bacterial contamination of tile drainage water and shallow groundwater under different application methods of liquid swine manure. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 58, p. 668-677, 2012.

SCHEFFER-BASSO, S. M. *et al.* Resposta de pastagens perenes a adubação com chorume suíno: cultivar Tifton 85. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, n.11, p. 1940-1946, 2008.

SCHERER, E. E.; AITA, C.; BALDISSERA, I. T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Florianópolis: EPAGRI, 1996. 46 p. (Boletim Técnico, 79).

SCHWARZ P. *et al.* Ocorrência de surto de tuberculose causada pelo complexo *Mycobacterium tuberculosis* em uma criação de suínos. **Acta Scientiae Veterinariae**, v. 30, p. 197-200, 2002.

SEIDEL, B. *et al.* Scrapie agente (strain 263k) can transit disease via route after persistence in soil over Years. **PLoS ONE**, v. 5, p. 1-8, 2007.

SERAFIM, R. S. **Produção e composição química da *Brachiaria brizantha* cv Marandu adubada com água residuária de suinocultura**. 2021. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade do Estado de São Paulo, Jaboticabal.

SHARMA, M. *et al.* Survival of *Escherichia coli* in manure-amended soils is affected by spatiotemporal, agricultural, and weather factors in the mid-atlantic United States. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 85, p. 1-23, 2019.

SOUZA, L. T. ***Clostridium perfringens***: uma revisão. 2017.46 f. Monografia (Programa de Pós-Graduação em Microbiologia do Instituto de Ciências Biológicas) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

STOKKA, G. L.; BOEING, J. V. Bovine spongiform encephalopathy, Kansas State University Agricultural Experiment Station and Cooperative Extension Service. **Kansas**, p. 1- 2, Jan 2000.

SUNG, N.; COLLINS, M. T. Effect of three factors in cheese production (pH, Salt, and Heat) on *Mycobacterium avium* subsp. *paratuberculosis* viability. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 66, p. 1334-1339, 2000.

TAMGUNEY, G. *et al.* Asymptomatic deer excrete infectious prions in faeces. **Nature**, v. 461, p. 529-532, 2009.

TÁPPARO, D. C. *et al.* Nutritional, energy and sanitary aspects of swine manure and carcass co-digestion. **Frontiers in Bioengineering and Biotechnology**, v. 8, p. 1-13, 2020.

TIRADO, C.; SCHMIDT, K. WHO surveillance programme for control of foodborne infections and intoxications: preliminary results and trends across greater Europe. **Journal of Infection**, v. 43, p. 80-84, 2001.

VAN BOECKEL, T. P. *et al.* Global trends in antimicrobial use in food animals. **PNAS**, v. 112, n. 18, p. 5649-5654, Mar. 2015. <https://doi.org/10.1073/pnas.1503141112>

WAGNER, R. C.; REGAN, J. M.; OH, S. E. *et al.* Hydrogen and methane production from swine wastewater using microbial electrolysis cells. **Water Research**, v. 43, p.1480-1488, 2009.

WANG, D.; HUBER, A.; DUNFIELD, K. Comparative persistence of *Salmonella* and *Escherichia coli* O157:H7 in loam or sandy- loam soil amended with bovine or swine manure. **Canadian Journal of Microbiology**, v 64, p. 979-991, 2018.

WOAH. Annual report on Antimicrobial Agents Intended for Use in Animals, 7th Report, Paris, 2022. Disponível em: <https://www.woah.org/app/uploads/2023/05/a-seventh-annual-report-amu-final-3.pdf>. Acesso em: 04 abr. 2024.

- WHO. Advisory Group on Integrated Surveillance of Antimicrobial Resistance. **Critically important antimicrobials for human medicine**. Geneva, 2019. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/312266/9789241515528-eng.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2024.
- WIEGEL, J.; TANNER, R.; RAINEY, F. A. **An introduction to the family Clostridiaceae**. In: DWORKIN, M. *et al.* The prokaryotes. New York: Springer, 2006.
- WILLESMTIH, J. W. **Manual on bovine spongiform encephalopathy**. Roma, FAO, 1998. (FAO Animal Health Manual, 2). Disponível em: <https://www.fao.org/3/W8656E/W8656E00.htm>. Acesso em: 23 de abr. 2021.
- WU, J.; HU, Y. Y.; WANG, S. F. *et al.* Effects of thermal treatment on high solid anaerobic digestion of swine manure: Enhancement assessment and kinetic analysis. **Waste Management**, v. 62, p. 69-75, 2017.
- XU, J, MUSTAFA, AM E LIN, H, *et al.* Effect of hydrochar on anaerobic digestion of dead pig carcass after hydrothermal pretreatment. **Waste Management**, v. 78, p. 849-856, 2018.
- XU, S.; REUTER, T.; GILROYED, B. H. *et al.* Biodegradation of specified risk material and fate of scrapie prions in compost. **Journal Environmental Science Health**. Part A. Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering. v. 3, n. 48, p. 26-36, 2013.
- YOU, Y.; RANKIN, S. C.; ACETO, H. W, *et al.* Survival of *Salmonella enterica* serovar Newport in manure and manure-amended soils. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 72, p. 5777-5783, 2006.
- ZHANG, L. *et al.* Antibiotic administration routes significantly influence the levels of antibiotic resistance in gut microbiota. **Antimicrob Agents Chemother**, v. 57, p. 3659-3666, 2013.

CAPÍTULO 4

Limites ambientais para reciclagem dos dejetos como fertilizantes

Daniel João Dall'Orsoletta, Gustavo Brunetto, Luciano Colpo Gatiboni, Djalma Eugênio Schimitt e Gildean Portela Morais

Introdução

A produção de carne, principalmente em ambiente confinado, se caracteriza por uma alta concentração de animais em áreas pequenas. Esse grande número de animais tende a concentrar também os resíduos dessa atividade, como fezes e urina, os quais, se descartados de forma inadequada ou acima da capacidade de suporte do ambiente, podem contaminar o solo e as águas superficiais e subterrâneas. O mercado se mostra cada vez mais exigente quanto aos padrões de produção, ao passo que a sociedade se mostra cada vez mais consciente sobre a necessidade de preservação ambiental nos diversos setores produtivos. Nesse contexto, o principal alvo das pressões sobre a produção animal está no destino de seus resíduos, incluso os dejetos animais.

Dentre os diferentes dejetos animais, os dejetos líquidos de suínos apresentam maior destaque relacionado à contaminação ambiental por causa do grande volume gerado e a viabilidade de sua aplicação apenas em locais próximos das unidades geradoras, por estarem na forma líquida e possuírem baixa concentração de nutrientes. Os dejetos de suínos são constituídos principalmente por fezes, urina, restos de ração

e água de lavagem das instalações, sendo a concentração de nutrientes no dejetos variável de acordo com o manejo adotado, categoria animal e tipo de ração, entre outros. A quantidade de dejetos produzidos varia de 4,5 litros para animais em terminação até 47 litros por animal por dia, isso considerando o ciclo completo de produção (Santa Catarina, 2014). A principal forma de descarte desse resíduo é sua aplicação em áreas agrícolas de pastagem e grãos, já que o mesmo possui nutrientes essenciais às plantas (Manual..., 2016). O aproveitamento desses resíduos pode contribuir para a sustentabilidade da produção agrícola, substituindo parcialmente os fertilizantes agrícolas comerciais (ver Capítulo 1 do volume I desta série de livros) e, inclusive, melhorar propriedades físicas (Comin *et al.*, 2013), químicas (Brunetto *et al.*, 2012) e biológicas do solo (Tiecher *et al.*, 2017) (ver Capítulos 3, 6 e 7 do volume I desta série de livros). Por outro lado, os dejetos de animais apresentam composição variável de nutrientes, sendo que a sua aplicação ao solo pode acumular algum nutriente em detrimento da falta de outro. Por isso, realizar a aplicação desses resíduos no solo é muito mais desafiador quando comparado ao uso de fertilizantes minerais, visto que o grande número de formulações disponíveis do fertilizantes minerais facilita a escolha por uma fonte que atenda a demanda das culturas sem excedentes ou faltas. O uso do solo como destino dos resíduos, principalmente no caso dos dejetos de suínos, através de sua aplicação indiscriminada, sem observância de critérios técnicos, como teor de nutrientes, época de aplicação, tipo de cultura, tipo e declividade do solo, pode gerar impacto ambiental grave, como contaminação do solo, do ar (ver Capítulo 1 deste volume) e de águas superficiais e subterrâneas (ver Capítulo 2 deste volume).

É muito fácil pensar em poluição quando uma área está contaminada por produtos químicos, combustíveis ou outros materiais sintéticos. Muito mais difícil, contudo, é pensar em poluição a partir de um resíduo de origem orgânica e com propriedades fertilizantes. A concentração de elementos nutrientes nos dejetos suínos, como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), é semelhante. Contudo, as quantidades desses nutrientes absorvidas pelas plantas não são uniformes (Manual..., 2016). Desse modo, se aplicado para atender o nutriente de maior

exigência, normalmente o N, nutrientes como P, K e outros serão acumulados nos solos, por causa da baixa exportação pela produção (ver Capítulo 4 do volume I desta série de livros). A situação é ainda mais grave quando consideramos micronutrientes, elementos que as plantas exigem em gramas ou miligramas por hectare e apresentam concentrações consideráveis nos dejetos suínos. Entre eles, destacam-se o cobre (Cu) e o zinco (Zn) (ver Capítulo 5 do volume I desta série de livros), comumente adicionados na formulação de rações para aumentar a conversão alimentar dos animais (Liu *et al.*, 2018).

Quando pensamos na aplicação de nutrientes visando o atendimento das necessidades das culturas agrícolas, nos deparamos com os conceitos de dose de suficiência e de nível crítico de elemento no solo. A dose de suficiência se aplica principalmente ao N, que devido a sua dinâmica no ambiente apresenta reduzido efeito residual, ou seja, a cada novo ciclo agrícola praticamente todo o N requerido pelas plantas deverá ser fornecido via adubação (Manual..., 2016). Por outro lado, o nível crítico de um elemento, empregado para nutrientes como P, Cu e Zn, representa o teor no solo a partir do qual as necessidades da cultura são atendidas e aplicações adicionais não trarão incremento considerável de rendimento (Mumbach *et al.*, 2020). Sendo assim, a aplicação de doses acima da necessidade das culturas e em solos com teores acima do nível crítico não trarão benefício à produção agrícola e caracterizam o uso do solo como local de descarte de resíduo.

Mesmo assim, o uso do solo como local de descarte de resíduos não caracteriza a sua contaminação. Pela legislação vigente, o solo será considerado contaminado em nível local quando os teores de um determinado elemento comprometer o desempenho de suas funções, como, por exemplo, atingir níveis tóxicos às plantas, prejudicar a saúde humana ou causar dano a algum bem ou à ordem social (Brasil, 2009). Esse entendimento difere do conceito de poluição, que é definido como a degradação das características físicas ou químicas do ecossistema por meio da remoção ou adição de substâncias. Assim, um solo poluído devido ao descarte de resíduos orgânicos não necessariamente estará contaminado. Para diferenciar essas condições, alguns elementos e

substâncias possuem valores orientadores definidos pela resolução do Conama nº 420/2009 (Brasil, 2009). Contudo, mesmo em valores inferiores aos definidos para a contaminação do solo, o aumento da concentração de elementos tais como o P, Cu e Zn eleva sua solubilidade, facilitando seu transporte para fora do ambiente agrícola. Esse tipo de condição se caracteriza como uma fonte de poluição difusa para águas subterrâneas e superficiais e de difícil controle, impactando negativamente sua qualidade (Sharpley *et al.*, 2013).

Pelo exposto, fica claro a necessidade de determinação de um limite ambiental para a concentração de determinado elemento no solo, que pode ser caracterizado como o teor desse elemento acima do qual sua transferência aumente exacerbadamente (Gatiboni *et al.*, 2015) e, com isso, eleve também o risco de contaminação de áreas contíguas e águas superficiais. Entre os elementos com maior potencial poluente podemos destacar o N, P, Cu e Zn. No entanto, a dinâmica do N no solo dificulta a determinação de um limite ambiental, sendo mais efetivo para esse elemento a limitação da dose máxima de aplicação. Por outro lado, devido a suas reações de adsorção junto aos constituintes orgânicos e minerais do solo, é possível com bom grau de segurança determinar os limites ambientais de P, Cu e Zn no solo, motivo do foco desse capítulo.

O P pode ser encontrado no solo em formas orgânicas e inorgânicas, sendo as últimas predominantes em áreas que recebem aplicação frequente de dejetos suínos (Boitt *et al.*, 2018). A dinâmica do P no solo é controlada por uma série de fatores, como pH, teor de matéria orgânica e mineralogia, entretanto é sua adsorção na superfície de óxidos de Fe e Al que prevalecem em solos brasileiros (Fink *et al.*, 2014; Bortoluzzi *et al.*, 2015). O processo de adsorção de P ocorre quando esse se liga fortemente à superfície dos óxidos de Fe e Al, constituintes comuns nas partículas da fração argila do solo ($\varnothing < 0,002$ mm) (Gérard, 2016). Como consequência desse processo, a solubilidade do P em solos naturais brasileiros é extremamente baixa e limitante à produção agrícola. Devido à adsorção, a eficiência da adubação fosfatada é baixa, havendo a necessidade de aplicação de doses elevadas do nutriente para satisfazer a demanda das culturas (Roy *et al.*, 2017). Contudo, a capacidade

de adsorção de P de um solo é uma grandeza virtualmente finita e, à medida que novas adições de P são realizadas, acontece a saturação de grupos funcionais de superfície de óxidos e outros adsorventes com o elemento, fato que, paulatinamente, eleva sua solubilidade e disponibilidade às plantas e, em última instância, seu potencial de transferência para fora das áreas agrícolas (Withers *et al.*, 2018). Desse modo, o teor de argila está diretamente associado à solubilidade de P, constituindo fator importante na determinação de um limite ambiental para esse elemento (Gatiboni *et al.*, 2015, 2020).

Assim como o P, o Cu e o Zn podem ser encontrados no solo em formas orgânicas e inorgânicas. Normalmente, a maior parte do Cu está adsorvido em grupos funcionais de partículas orgânicas, seguido de partículas inorgânicas. Já o Zn tende a ser mais adsorvido a grupos funcionais de partículas inorgânicas, mas também uma parte considerável pode ser observada em partículas orgânicas (Tiecher *et al.*, 2013). Do mesmo modo que para o P, a solubilidade do Cu e Zn no solo será inversamente proporcional à concentração de seus adsorventes, sejam eles os minerais da fração argila ou a matéria orgânica do solo (Agbenin; Olojo, 2004). Sendo assim, para a determinação de limites ambientais de Cu e Zn em solos, esse ponto deve ser considerado.

Mas, convém destacar que mesmo partículas de solo orgânicas e inorgânicas parcialmente saturadas com P, Cu ou Zn podem ser transportadas para fora do ambiente agrícola (DeLaune; Moore, 2016; Dall'Orsoletta *et al.*, 2021). Por isso, além de parâmetros de solubilidade dos elementos, a concepção de limites ambientais deve considerar fatores de transporte com destaque para aqueles vinculados ao aumento do escoamento superficial e erosão, como manejo do solo, presença de obras conservacionistas, declividade, comprimento de rampa e distância entre área fonte e seu sistema de drenagem (Dodd; Sharpely, 2016). Mais detalhes sobre os processos de transferência de P, Cu e Zn do solo para fora das áreas agrícolas são apresentados no Capítulo 2 deste volume.

Limite crítico ambiental de elementos no solo

Como exposto, a aplicação indiscriminada de dejetos suínos eleva os teores de nutrientes no solo que apresentam elevado potencial de causar poluição ambiental, com destaque para o P, Cu e Zn. Devido aos problemas ambientais associados aos excessos de P, Cu e Zn, faz-se necessário a determinação de valores orientadores para prevenção da contaminação do solo, ou seja, teores dos elementos abaixo dos quais a perda de funções importantes do solo seja pouco provável. Esses valores devem indicar o teor do elemento no solo a partir do qual há aumento significativo do potencial de transferência do elemento para fora da área agrícola. Esse valor pode ser chamado de Limite Crítico Ambiental (LCA) ou, em alguns casos, Limite Crítico de Transferência (LCT).

Como visto anteriormente, existem muitos fatores envolvidos na solubilidade de P, Cu e Zn no solo, além de outros envolvidos no processo de transferência desses elementos para fora da área agrícola, e muitos outros ainda poderiam ser adicionados à lista. Porém, o objetivo não é esgotar o assunto e sim introduzi-lo como algo que merece ser avaliado de perto. A grande variabilidade de condições encontradas em áreas agrícolas, como diferentes tipos de solo, teores de argila e matéria orgânica, mineralogia, topografia, clima e manejo, torna difícil qualquer generalização na tentativa de mitigar a transferência de elementos dessas áreas. Seja a estipulação de um valor limite para a sua aplicação ou qualquer outra restrição arbitrária.

O primeiro passo para se estabelecer o LCA de um elemento no solo é a identificação eficiente da solubilidade e do risco de perdas que o solo de cada área agrícola apresenta. Para isso, em nível de pesquisa é necessário quantificar a solubilidade do elemento em função de cada característica do solo envolvida no processo de adsorção, ou do conjunto de algumas características, e gerar modelos capazes de prever as condições em que a solubilidade será elevada. Do mesmo modo, há a necessidade de se quantificar a contribuição dos fatores envolvidos no processo de perda, individualmente ou em conjunto, para criar modelos

predictivos das condições em que as perdas serão elevadas. Em nível de propriedade rural, é necessário aplicar a combinação desses modelos e identificar quais fatores presentes são responsáveis pelo aumento das perdas de elementos. Por isso, faz-se necessário a construção de ferramentas intuitivas, fáceis de serem utilizadas por agências de controle ambiental, assistência técnica e produtores rurais e que permitam acessar caso a caso o limite crítico ambiental de P, Cu e Zn de uma área agrícola. Uma alternativa é utilizar como referência os modelos de predição de perdas variáveis presentes em uma análise de solo. Assim, o produtor ou técnico responsável poderá avaliar a disponibilidade de nutrientes do solo para realizar a recomendação de fertilizantes e monitorar os limites críticos ambientais de elementos no solo.

Limite crítico ambiental de fósforo no solo

O principal problema ambiental associado ao excesso de P no solo é sua transferência para recursos hídricos, onde é precursor do processo de eutrofização. A eutrofização consiste na produção exacerbada de algas e cianobactérias, as quais consomem o oxigênio da água, reduzem a penetração de luz solar e podem produzir compostos tóxicos, causando mortandade de peixes e perda irreversível da qualidade da água.

Inúmeros modelos de identificação de risco, ou mesmo de quantificação de perdas de P, foram desenvolvidos ao longo dos anos em vários locais do mundo, principalmente nos Estados Unidos e Europa. Esses modelos variam quanto à complexidade e objetivo, desde modelos empíricos com poucas entradas de dados, com o objetivo de classificar o risco de pequenas áreas, até modelos complexos que exigem uma grande entrada de dados, e visam quantificar a perda de grandes bacias hidrográficas. Porém, a grande maioria desses modelos são internacionais, com destaque para o modelo Índice de Fósforo ou "P-Index", utilizado nos EUA, Canadá e países da Europa, como Dinamarca e Noruega, e a Matriz de Risco de Exportação de Nutrientes ("NERM", na sigla em inglês), utilizado no Reino Unido, ambos comentados na sequência.

O P-index é uma ferramenta de classificação de risco ambiental onde fatores de solo e de transporte (ver Capítulo 2 deste volume) ganham pesos, que representa o quanto eles contribuem para o processo de perda. A condição apresentada pela área avaliada para cada um dos fatores ganha uma nota, variando normalmente de 0 a 8. A nota 0 é atribuída a condições em que a contribuição de um fator é nula e 8 quando é muito alta. As notas são então multiplicadas pelo peso que um determinado fator apresenta para a perda de P e os resultados são somados ou multiplicados, dependendo da versão do P-index utilizado, gerando uma pontuação. Em função dessa pontuação, uma área pode ser classificada como apresentando baixo ou muito alto risco de perda de P. Para cada classificação há uma recomendação de manejo e indicação da quantidade de P que pode ser aplicada, variando desde a manutenção do manejo atual e ausência de restrição à aplicação de P até a implantação de medidas mitigatórias às perdas e proibição de qualquer adição. Para melhor compreender o funcionamento do P-index, a Tabela 1 traz um exemplo de valoração de fatores e a Tabela 2 de classificação de risco.

Os sistemas P-index, utilizados nos EUA, variam de estado para estado, desde sistemas mais simples a sistemas complexos de modelagem. Osmond *et al.* (2017) compararam sistemas P-index utilizados nos 12 estados da região sudeste dos EUA com modelos complexos de predição de perdas de P e concluíram que ambos são suficientemente robustos para classificação do potencial de perdas de áreas agrícolas.

Outro modelo utilizado no Canadá e alguns países da Europa é o NERM, que, por sua vez, consiste em uma matriz de múltiplas entradas de dados que, assim como o P-index, relaciona características do solo, como fonte de P e o potencial de transferência de P das áreas agrícolas para os ambientes aquáticos (Heathwaite; Burke; Quinn, 2003; Hewett *et al.*, 2004). O NERM pode ser representado como na Figura 1, sendo que cada eixo do cubo representa a combinação dos principais fatores ligados à perda de P de uma determinada localidade, que juntos gerarão a classificação de risco de perdas de uma área.

Tabela 1. Índice de perda de P descrito por Lemunyon & Gilbert (1993).

Fator ⁽¹⁾	Peso do fator	Classificação do fator (valor)				
		Nulo (0)	Baixo (1)	Médio (2)	Alto (4)	Muito Alto (8)
Teor de P no solo	1,0	Nulo ⁽⁵⁾	Baixo	Médio	Alto	Excessivo
Erosão do solo (t.ha ⁻¹) ⁽²⁾	1,5	Nulo	<12	12-25	25-37	>37
Escoamento superficial	0,5	Nulo ⁽⁶⁾	Muito baixo ou baixo	Médio	Alto	Muito Alto
Taxa de aplicação de P mineral (kg.ha ⁻¹) ⁽³⁾	0,75	Não aplicado	1-34	35-100	101-168	>168
Método de aplicação de P mineral	0,5	Não aplicado	No local de plantio com profundidade maior que 5 cm ⁽⁴⁾	Incorporado imediatamente antes do plantio	Incorporado >3 meses antes do plantio ou aplicado superficialmente <3 meses antes do plantio	Aplicado superficialmente para pastagem ou >3 meses antes do plantio
Taxa de aplicação de P orgânico (kg.ha ⁻¹) ⁽³⁾	1,0	Não aplicado	1-34	35-67	67-100	>100

Continua...

Tabela 1. Continuação

Fator ⁽¹⁾	Peso do fator	Classificação do fator (valor)				
		Nulo (0)	Baixo (1)	Médio (2)	Alto (4)	Muito Alto (8)
Método de aplicação de P orgânico	1,0	Não aplicado	Injetado em profundidade maior que 5 cm ⁽⁴⁾	Incorporado imediatamente <3 meses antes do plantio	Incorporado >3 meses antes do plantio ou aplicado superficialmente <3 meses antes do cultivo	Aplicado superficialmente em pastagem ou aplicado >3 meses antes do plantio

$$IP = \sum \text{valor do fator} \times \text{peso do fator}$$

Fonte: Oliveira et al., (2010)

⁽¹⁾Além dos fatores descritos acima, a metodologia IP original inclui também o fator erosão causada pela irrigação, o qual não foi considerado neste estudo; ⁽²⁾Unidade transformadas de t arc⁻¹ para t ha⁻¹; ⁽³⁾Unidade transformadas de lbs arc⁻¹ para kg ha⁻¹; ⁽⁴⁾Unidades transformadas de polegadas para cm; ⁽⁵⁾O teor de P no solo foi interpretado de acordo com SBCS (2004); ⁽⁶⁾O escoamento superficial foi obtido através de Faching (2006).

Tabela 2. Interpretação dos riscos de perda de P propostos por Lemunyon e Gilbert (1993).

Risco de perda de P	IP
Baixo	<8
Médio	8-14
Alto	15-32
Muito alto	>32

Fonte: Adaptado de Oliveira *et al.*, (2010)

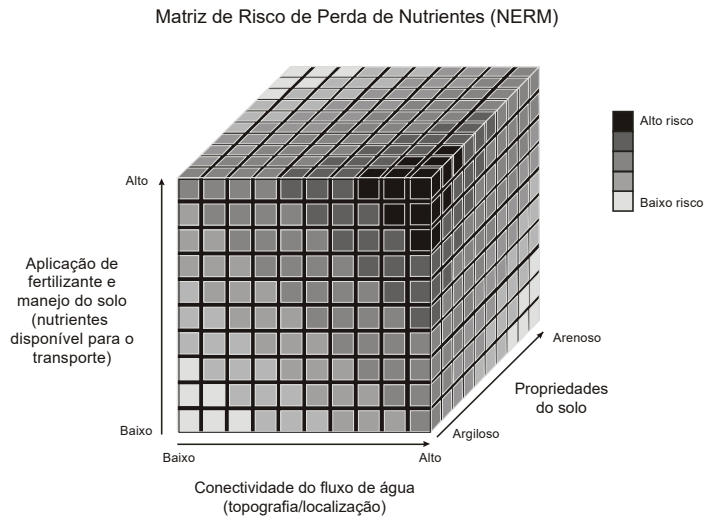


Figura 1. Representação esquemática da classificação de risco de perda de P pelo modelo NERM.

Fonte: Adaptado de Heathwaite *et al.*, (2003)

Porém, todos os sistemas supracitados de identificação e classificação do potencial poluidor de uma área agrícola são suportados por uma ampla base de dados, que vão desde mapas de solo e levantamentos topográficos a séries históricas de precipitação, mapas de perdas de solo e calibrações em nível local (Sharpley *et al.*, 2003; Bolster *et al.*, 2012; Ketterings *et al.*, 2017). Existem algumas iniciativas de aplicação desses modelos em condições brasileiras (Oliveira *et al.*, 2010; Couto *et al.*, 2015, 2018; Goularte *et al.*, 2020), contudo, a ausência de uma base

de dados robusta dificulta a calibração dos mesmos e, ainda, esses são muito complexos para aplicação imediata para técnicos e produtores que não estão habituados com sua utilização. A experiência internacional sobre sistemas de identificação de risco ambiental nos mostra que é preciso investir no entendimento dos processos de perdas e no impacto de cada fator em nível local para construir modelos robustos para as condições brasileiras. E apesar de ainda termos muito caminho pela frente nesse entendimento, não estamos começando da estaca zero. A seguir falaremos sobre as iniciativas brasileiras nesse sentido.

Uma das iniciativas que merece destaque é a de Oliveira *et al.* (2010). Esses autores avaliaram quatro versões do P-index utilizadas nos EUA, a versão original de Lemunyon e Gilbert (1993) e as versões adaptadas para os estados da Pensilvânia, Novo México e Alabama, todas tal qual como utilizadas naquele país, para avaliar a aplicabilidade delas para as condições brasileiras. Para alimentar os modelos com dados e tornar possível sua avaliação, esses autores compilaram resultados de pesquisa de outras publicações brasileiras. Essas precisavam obrigatoriamente apresentar dados de formas de P perdidas por escoamento superficial, erosão do solo, teor de P no solo e dos métodos de aplicação de P. Sem muita surpresa, esses autores só obtiveram dados da região Sul do Brasil, destacando a importância das perdas de P para essa região. Como resultado, esses autores concluíram que a versão original do P-index foi a que melhor se correlacionou com as perdas de P observadas. Contudo, as correlações obtidas foram baixas, demonstrando a necessidade de adaptação dessa metodologia para seu uso nessa região.

Uma adaptação do P-index original foi aplicada às condições brasileiras por Couto *et al.* (2015). Esses autores avaliaram áreas de uma microbacia em Braço do Norte (SC) com diferentes históricos de aplicação de dejetos líquidos de suínos, estimando ou medindo *in situ* os dados necessários para alimentar o modelo, como perda de solo, distância do corpo hídrico receptor, histórico de aplicação de P e teor de P no solo. Adicionalmente, esses autores compararam a determinação da disponibilidade de P pelo método Mehlich-1, com a utilização de um método de fracionamento de P, que estima vários compartimentos

de diferentes solubilidades do nutriente. Como resultado, encontraram boas correlações dos valores de P-index com a concentração de P perdido de forma dissolvida na água de enxurrada, principalmente quando o método de fracionamento foi utilizado para determinar a disponibilidade de P. Contudo, mesmo apresentando resultados melhores que os relatados por Oliveira *et al.* (2010), principalmente com a adaptação do método original, deve-se considerar a dificuldade de obtenção desses resultados que necessitam de dispendiosa análise laboratorial e coleta de dados a campo.

Uma terceira e mais recente adaptação do P-index original foi proposta por Goulart *et al.* (2020). Esses autores substituíram os parâmetros ligados ao transporte de P, volume de escoamento e perda de solo, difíceis de obter em nível local, pelas variáveis cobertura vegetal, matéria orgânica e avaliação visual da estrutura do solo, facilmente determinados. Adicionalmente, utilizaram o teor de P disponível pelo método da resina trocadora de ânions e teor de argila do solo, como parâmetros ligados ao solo como fonte de contaminação. Com base em análise estatística de componentes principais, derivaram a equação para o cálculo do P-index e sua respectiva classificação de risco de perda de P solúvel em água e perdido junto às partículas de solo. Apesar de ser uma iniciativa promissora, que ao contrário das anteriores é alimentada com dados facilmente obtidos em nível local, apresenta limitações como qualquer outro método, necessitando de calibração de campo intensa, principalmente quanto à declividade, a qual no presente estudo variou de 7 a 12%. Por conta disso, antes de ser endossada como alternativa viável para a identificação de risco ambiental de contaminação com P, deve ser testada em uma amplitude maior de condições. Adicionalmente, para ser implementada, tal iniciativa demanda pessoas qualificadas no uso da ferramenta, por ser menos intuitiva e exigir a utilização de cálculos de moderada complexidade.

Apesar de louváveis e de apresentarem resultados promissores, todas as iniciativas apresentadas até aqui esbarram na grande demanda de dados ou de cálculos e fórmulas pouco intuitivas para o consumidor final desses modelos, que são produtores rurais e assistentes técnicos.

Um agravante para essa situação é a falta de familiaridade desses agentes tanto com a preocupação com a poluição ambiental com P quanto com a utilização de ferramentas para a identificação desse risco.

Com base no exposto, podemos considerar que, assim como ocorreu para os países mais experientes na construção de modelos de identificação de risco de poluição com P, também no Brasil deve-se começar por modelos mais simples e amigáveis aos usuários. Nesse sentido, também existem algumas iniciativas no Sul do Brasil que buscam apenas determinar um limite crítico ambiental de P no solo ao invés de adaptar um modelo complexo de identificação de risco ambiental para as condições brasileiras. Esse limite é caracterizado pelo teor de P disponível no solo acima do qual a solubilidade do nutriente se eleva abruptamente, elevando também o risco de perda desse elemento de áreas agrícolas para os ambientes aquáticos. Com essa abordagem destacam-se os trabalhos de Bortolon *et al.* (2016) e Gatiboni *et al.* (2015, 2020).

O trabalho de Bortolon *et al.* (2016) determinou o grau de saturação do solo com P a partir da razão entre o teor de P e os teores de Fe e Al, todos avaliados no extrator Mehlich-1, devido ao fato de Fe e Al serem os principais responsáveis pela redução da solubilidade do P em solos. Esses autores relacionaram os valores de grau de saturação obtidos com os valores de P solúvel em água, determinados em amostras de solo, e obtiveram relações fortes significativas. Contudo, definiram arbitrariamente o valor de 4% como limite para a saturação de P no solo por considerarem que solos acima desse valor apresentam quantidades solúveis de P deletérias ao ambiente.

Já os estudos de Gatiboni *et al.* (2015, 2020) determinaram o limite crítico ambiental de P para os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, respectivamente. No modelo proposto por esses autores, a determinação do limite crítico ambiental de P considera apenas o teor de argila por entenderem ser essa a principal característica associada à solubilidade de P no solo. O modelo proposto para Santa Catarina é calculado pela Equação 1:

$$LCA - P = 40 + A \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

LCA-P = teor de P disponível extraído pelo método Mehlich-1, em mg.kg⁻¹, que representa seu limite crítico ambiental

A = teor de argila do solo, em porcentagem, avaliado pelo método do densímetro

A variável argila é rotineiramente apresentada em laudos de análise de solo para interpretar os valores de P em cultivos agrícolas. Assim, o usuário final dessa ferramenta necessita apenas conhecer o teor de argila do solo, na camada de 0-10 cm, e o respectivo teor de P do solo extraído por Mehlich⁻¹. Por exemplo, se um solo apresenta 50% de argila e 105 mg.dm⁻³ de P, ele está acima do limite estipulado, que é igual a 90 mg.dm⁻³. Devido à facilidade de uso desse modelo, ele foi incorporado à legislação catarinense que versa sobre a suinocultura, sendo impostas restrições à aplicação de dejetos líquidos de suínos em solos que se apresentam acima desse limite (Santa Catarina, 2014).

No mesmo sentido, uma equação similar à apresentada anteriormente foi proposta por Gatiboni *et al.* (2020) para o estado do Rio Grande do Sul. Para esse estado, o limite crítico de P no solo é calculado pela Equação 2:

$$LCA - P = 20 + A \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

LCA-P = teor de P disponível extraído pelo método Mehlich-1, em mg.kg⁻¹, que representa seu limite crítico ambiental

A = teor de argila do solo, em porcentagem, avaliado pelo método do densímetro ou pipeta

A discrepância entre os modelos propostos para Santa Catarina e Rio Grande do Sul pode ser atribuída ao uso de solos construídos com mineralogia homogênea no primeiro, enquanto no segundo foram utilizados solos naturais. Modelos similares ao apresentado para o Rio Grande do Sul também estão sendo determinados para outros estados do Brasil, a saber, Paraná e Mato Grosso do Sul, além da revisão do modelo para Santa Catarina, considerando solos naturais.

Os modelos de limite crítico ambiental de P têm como vantagem sobre os modelos de P-index a simplicidade de uso e facilidade de adoção imediata, por necessitarem de poucos dados de entrada. Além disso, são determinísticos, ou seja, existe um valor máximo que não deve ser ultrapassado. Em contrapartida, consideram apenas parte do problema, que é a solubilidade do P, ou seja, o fator solo como fonte de contaminação, desconsiderando os fatores de transporte de P. Por conta disso, se faz necessário adicionar a esses modelos variáveis vinculadas ao fator transporte de P. Desse modo, assim como ocorreu em outros países, os modelos vão se tornando mais complexos à medida que novas pesquisas são conduzidas e uma base de dados mais ampla vai sendo formada.

Um exemplo disso é o modelo proposto por Dall'Orsoletta *et al.* (2021) para o estado de Santa Catarina. Nesse estudo, uma série de experimentos a campo foram conduzidos avaliando o impacto da declividade do terreno em solo argiloso e arenoso sobre a perda de P por escoamento superficial. Foi observado que com o aumento da declividade do terreno há aumento linear nas perdas de P por escoamento superficial. Contudo, em declividades superiores a 25%, essa perda se eleva em uma taxa três vezes maior. Além disso, foi ponderado que em solos argilosos há um enriquecimento superficial com P devido a sua maior capacidade de adsorção, o que combinado com a menor taxa de infiltração desses solos agrava a perda por escoamento superficial. Como resultado disso, um fator de agravamento, considerando a declividade do terreno e o teor de argila do solo, foi adicionado ao modelo proposto por Gatiboni *et al.* (2015) para solos com declividade de até 25% e para solos com declividade superior a 25%, como simplificado nas Equações 3 e 4 e ilustrado na Figura 2.

Para $D \leq 25\%$

$$LCA - P = (42,3 + A) - (0,23 A + 0,01 A D) \quad \text{Equação 3}$$

Para $D > 25\%$

$$LCA - P = (42,3 + A) - (-0,44 A + 0,04 A D) \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

D = declividade do terreno em porcentagem

$LCA-P$ = teor de P disponível extraído pelo método Mehlich¹, em $mg.kg^{-1}$, que representa seu limite crítico ambiental

A = teor de argila do solo, em porcentagem, avaliado pelo método do densímetro.

Desse modo, Dall'Orsoletta *et al.* (2021) propõem a adição de um fator restritivo ligado ao transporte de P ao modelo anterior, o qual considera apenas as características do solo como fonte. Os valores estimados pelo modelo vão ao encontro aos resultados experimentais, restringindo solos argilosos mais severamente em função do aumento da declividade.

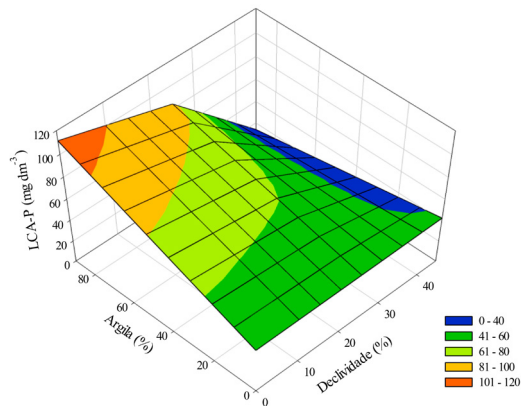


Figura 2. Limite crítico ambiental de P em solos catarinenses (LCA-P) considerando efeitos restritivos em função da declividade e teor de argila.

Fonte: Dall'Orsoletta *et al.*, (2018).

Considerando a declividade média das microbacias catarinenses, de 22,5% (Martini, 2012), o LCA-P pode variar de 42,3 a 96,8 $mg.dm^{-3}$, em função do teor de argila, e não limita a produção agrícola para culturas de grãos, pastagens e culturas perenes, pois apresenta valores superiores ao nível crítico de P para esses grupos de plantas, como estabelecido no Manual de Calagem e Adubação para os Estados do RS e SC (Manual..., 2016) e indicado na Tabela 3.

Tabela 3. Nível crítico de fósforo no solo determinado por Mehlich-1 em função de seu teor de argila para três grupos de culturas.

Culturas	Teor de argila (%)			
	≤ 20	21 a 40	41 a 60	≥ 61
	----- (mg dm ⁻³) -----			
Grupo 1 ⁽¹⁾	51	30	21	15
Grupo 2 ⁽²⁾	30	18	12	9
Grupo 3 ⁽³⁾	15	9	6	4,5

Fonte: Adaptado de Manual..., (2016).

⁽¹⁾Alho, beterraba, cenoura, mandiocinha-salsa, tomateiro, batata, batata-doce e roseira de corte; ⁽²⁾Cultura de grãos, pastagens, frutíferas e hortaliças (exceto culturas do Grupo 1); ⁽³⁾Demais culturas não incluídas nos Grupos 1 e 2.

Limite crítico ambiental de cobre e zinco no solo

Solos com longo histórico de aplicações de dejetos de animais, inclusive com dejetos líquidos de suínos no mundo e no Brasil, possuem acúmulo de Cu e Zn, além de outros metais pesados, como o Mn (Couto *et al.*, 2015; Drescher *et al.*, 2021). Porém, os solos de regiões tropicais e subtropicais do Brasil são ácidos, possuem baixos teores de matéria orgânica e muitos são arenosos. Isso, diferentemente de vários solos do mundo, potencializa a disponibilidade de Cu e Zn, inclusive acima da necessidade das plantas, causando a toxidez (Tiecher *et al.*, 2016, 2018; De Conti *et al.*, 2021). A toxidez é causada pelo incremento de Cu e Zn na solução do solo, que está em equilíbrio com a forma trocável. Em solos com aplicações de dejetos de animais têm sido registrado o incremento de formas solúveis e trocáveis de Cu e Zn, além de outras presentes na matéria orgânica e na fração mineral (Couto *et al.*, 2015; Drescher *et al.*, 2021).

Porém, se por um lado os estudos sobre acúmulo de formas de Cu e Zn em solos, bem como o potencial de toxidez em plantas, têm avançado no Brasil, em especial por grupos de pesquisa na região Sul, por outro, nas últimas décadas, os estudos sobre níveis críticos ambientais ou níveis críticos de transferência de Cu e Zn eram escassos ou inexistentes. Por isso, posteriormente ao início dos estudos sobre níveis críticos ambientais de P em solos, capitaneados por grupos de pesquisa

da UDESC, Campus de Lages (SC) (Gatiboni *et al.*, 2014), foram iniciados estudos sobre o mesmo tema com Cu e Zn. Os estudos iniciaram na UFSC, em Florianópolis (SC), e seguiram na UFSM, em Santa Maria (RS), em colaboração com a UDESC. Assim, como já detalhado anteriormente para o P, o limite crítico de transferência (LCT) para Cu e Zn indica a partir de qual valor uma porção do elemento presente em solos poderá ser transferida para outros compartimentos, como águas (Reimann *et al.*, 2018). Isso auxiliará na predição do risco de contaminação em solos (Li *et al.*, 2016; Peng *et al.*, 2018; Mishra *et al.*, 2017).

A obtenção do LCT é possível através da relação entre teores de Cu e Zn extraídos por um determinado extrator, como o Mehlich-1 (Mehlich, 1978), que normalmente é usado em laboratórios de análises de solo, com as concentrações de Cu e Zn na solução. A partir destas duas variáveis são ajustados modelos de regressão segmentada, em que as funções matemáticas são de dois segmentos, utilizando o método de mínimos quadrados, onde o ponto de intersecção entre os dois segmentos representa o LCT. Morais *et al.* (2020) e colaboradores estabeleceram o LCT para Cu e Zn, em solos com diferentes teores de argila e matéria orgânica. Para isso, avaliaram seis solos com teores de argila variando de 4 até 70% e seis solos com teores de matéria orgânica variando de 1,8 até 9,5%.

Para a obtenção do LCT-Cu, a relação entre os teores de argila e matéria orgânica com os valores de Cu em solução se ajusta a um modelo matemático do tipo potencial. Por medidas de segurança, os valores de LCT-Cu representam 80% do valor encontrado no modelo matemático, ou seja, há uma redução do valor final em 20% em relação ao estimado pelo modelo, sendo obtidos pela Equação 5:

$$LCT - Cu = 75 [A^{0,34}] [MOS^{0,39}] \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

LCT-Cu = teor de Cu disponível extraído pelo método Mehlich-1, em mg.kg⁻¹, que representa seu limite crítico de transferência

A = teor de argila do solo, em percentagem, avaliado pelo método do densímetro

MOS = teor de matéria orgânica do solo, em percentagem

Esta equação representada por um modelo potencial foi bastante eficiente para caracterizar os dados que deram origem à fórmula do LCT-Cu, apresentando coeficiente de determinação de 0,95 e significativo ao nível de significância de $p < 0,01$ (Figura 3).

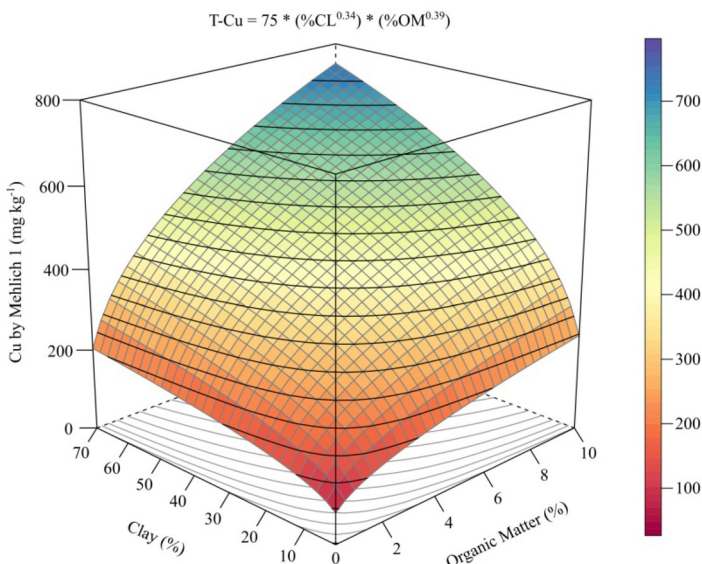


Figura 3. Limite crítico de transferência de Cu (LCT-Cu) em função do teor de argila e matéria orgânica.

Fonte: Morais (2020).

No entanto, a mesma equação não se aplica para o estabelecimento dos valores do limite crítico de transferência de Zn (LCT-Zn). Isso porque, ao submeter os teores de argila e matéria orgânica, de forma simultânea, à análise de regressão múltipla, não foi possível determinar um modelo com parâmetros significativos. Então, para o estabelecimento do LCT-Zn optou-se pelo uso de equações individuais para cada tipo de solo com base nos teores de argila ou matéria orgânica. Desta forma, verificou-se que a relação entre os teores de argila com os valores LCT-Zn permitiu o ajuste de um modelo matemático do tipo linear (Figura 4).

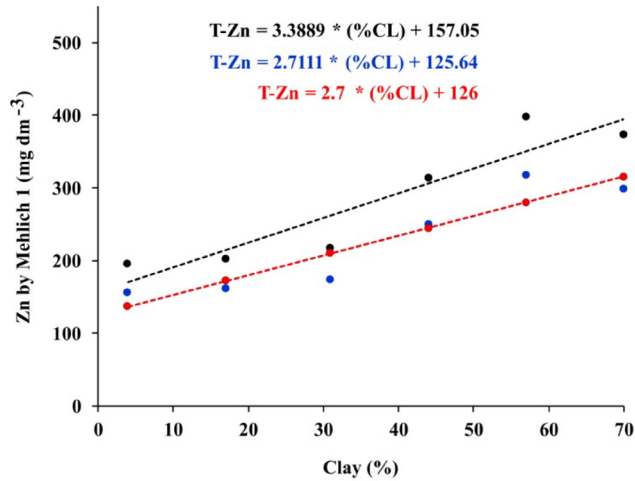


Figura 4. Limite crítico de transferência de Zn (LCT-Zn) em função do teor de argila. Equação em preto: limite do conteúdo de Zn para aumentar a liberação de Zn na água; Equação em azul: 80% de LCT-Zn; Equação em vermelho: função simplificada para calcular LCT-Zn.

Fonte: Moraes (2020).

Assim como o Cu, para o estabelecimento dos valores dos limites críticos de transferência (LCT-Zn) foi considerado 80% do valor do LCT-Zn e, desta maneira, a equação que representa o LCT-Zn com base no teor de argila é:

$$LCT - Zn = 2,7 A + 126 \quad \text{Equação 6}$$

Onde:

LCT-Zn = teor de Zn disponível extraído pelo método Mehlich-1, em mg.kg⁻¹, que representa seu limite crítico de transferência

A = teor de argila do solo, em porcentagem, avaliado pelo método do densímetro.

Os dados que deram origem à equação 6 apresentaram coeficiente de determinação de 0,83 (Figura 4). Considerando a relação entre os teores de matéria orgânica (MOS) com os valores LCT-Zn, a equação que representa o LCT-Zn se ajustou a um modelo matemático quadrático:

$$LCT - Cu = 75 [A^{0,34}] [MOS^{0,39}] \quad \text{Equação 7}$$

Onde:

LCT-Zn = teor de Zn disponível extraído pelo método Mehlich-1, em mg.kg^{-1} , que representa seu limite crítico de transferência

MOS = teor de matéria orgânica do solo em percentagem

Os dados que deram origem à equação apresentaram coeficiente de determinação de 0,98 (Figura 5).

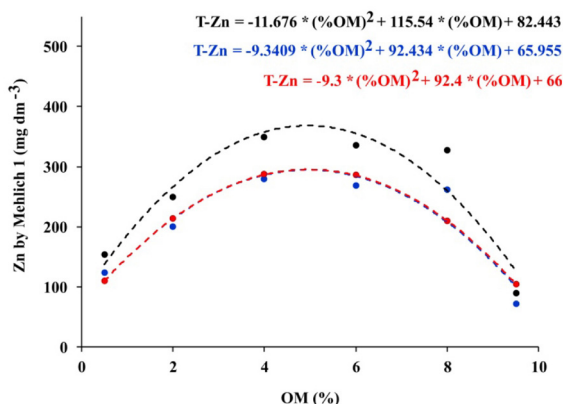


Figura 5. Limite crítico de transferência de Zn (LCT-Zn) em função do teor de matéria orgânica do solo (MOS). Equação em preto: limite do conteúdo de Zn para aumentar a liberação de Zn na água; Equação em azul: 80% de LCT-Zn; Equação em vermelho: função simplificada para calcular LCT-Zn.

Fonte: Morais (2020).

A partir destas variáveis e determinação dos teores de Cu e Zn por Mehlich⁻¹, foi proposto que para os solos com diferentes teores de argila o LCT-Cu variou de 232 a 1.498 mg.kg^{-1} de Cu, enquanto que para o Zn variou de 170 a 1.346 mg.kg^{-1} de Zn, isso considerando solos com teores de argila variando de 4 até 70%, respectivamente. Para os solos com diferentes teores de matéria orgânica, o LCT-Cu variou de 272 a 1.206 mg.kg^{-1} de Cu, enquanto que para o Zn variou de 598 a 1.788 mg.kg^{-1} de Zn, considerando solos com teores de matéria orgânica do solo variando de 1,8 a 9,5%, respectivamente. Esses valores são de duas a oito vezes maiores que os valores orientadores de prevenção estabelecidos por Oliveira (2019) para Cu e Zn em solos de Santa Catarina.

Os valores obtidos poderão ser norteadores de normativas, por exemplo, elaboradas por agências ambientais reguladoras e auxiliar na predição dos riscos potenciais à contaminação de águas e até de toxicidade às plantas (Li *et al.*, 2016; Peng *et al.*, 2018; Mishra *et al.*, 2017). Os estudos sobre os valores de referência de metais pesados, como os limites críticos de transferência de Cu e Zn, são iniciais e devem ser realizados para outros solos, considerando outras variáveis, como já realizado para o P.

Considerações finais

É louvável todo o esforço dos grupos de pesquisa junto à cadeia produtiva de suínos, principalmente nos estados da Região Sul do país, para aumentar a eficiência da produção e para mitigar os impactos ambientais inerentes a essa atividade. Vimos nesse capítulo como o entendimento da dinâmica dos elementos com elevado potencial contaminantes, como o P, Cu e Zn, pode auxiliar na definição de seus limites ambientais no solo, evitando que se solubilizem exacerbadamente e sejam transportados de áreas agrícolas para ambientes adjacentes, como as águas superficiais.

Nesse sentido, entendemos que há necessidade da adoção imediata de parâmetros para nortear normativas que visem regulamentar a atividade suinícola. Mas para isso, é necessário que os modelos adotados sejam intuitivos, se utilizem de variáveis de fácil obtenção e sejam amigáveis ao usuário final, sejam técnicos ou produtores rurais. Modelos como o proposto por Dall'Orsoletta *et al.* (2021) para o limite crítico ambiental de P (LCA-P) no solo são um bom exemplo de ponto de partida para pesquisas futuras que vierem a acrescentar variáveis envolvidas no processo de transferência de P a partir de áreas agrícolas.

O modelo de LCA-P proposto tem aderência com os princípios de transporte de P de áreas agrícolas para os ambientes aquáticos, sendo mais limitante em condições em que se espera maior transporte (Heathwaite; Burke; Quinn, 2003; Heathwaite; Quinn; Hewett, 2005; Heckrath *et al.*, 2008; Sharma; Bell; Wong, 2017). No entanto, devido à extrapo-

lação dos resultados, há situações em que o LCA-P se torna negativo, como em condição de declividade maior ou igual a 50%. Para contornar esse problema, pode ser definido, para essas condições, que o LCA-P seja o nível crítico de P no solo para a produção de culturas florestais, perenes ou pastagens naturais (Manual..., 2016). Deste modo, os limites definidos vão ao encontro da capacidade de uso do solo de áreas com declividade superiores a 45% (Lepsch *et al.*, 2015). Os valores propostos como LCA-P são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Limite crítico ambiental de P em solos catarinenses (LCA-P)⁽¹⁾⁽²⁾ em função do teor de argila do solo e da declividade do terreno.

Declividade (%)	Argila (%)										
	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
----- P disponível, mg.dm ⁻³ -----											
0	42	50	58	65	73	81	88	96	104	112	119
5	42	49	56	64	71	78	85	92	99	106	113
10	42	49	55	62	68	75	81	88	94	101	107
15	42	48	54	60	66	72	77	83	89	95	101
20	42	48	53	58	63	68	74	79	84	89	95
25	42	47	52	56	61	65	70	75	79	84	89
30	42	45	48	50	53	56	58	61	64	66	69
35	42	43	44	44	45	46	47	47	48	49	49
40	42	41	40	39	37	36	35	34	32	31	30
45	42	39	36	33	30	26	23	20	17	14	10
50	42	37	32	27	22	17	12	6	4,5	4,5	4,5
60	42	33	24	15	9	6	6	4,5	4,5	4,5	4,5
70	42	29	16	9	9	6	6	4,5	4,5	4,5	4,5
80	42	25	15	9	9	6	6	4,5	4,5	4,5	4,5
90	42	22	15	9	9	6	6	4,5	4,5	4,5	4,5
100	42	18	15	9	9	6	6	4,5	4,5	4,5	4,5

Fonte: Dall’Orsoletta, et al., (2018).

⁽¹⁾Teor máximo de fósforo extraído por Mehlich 1, da camada de 0-10 cm do solo, antes que haja alto risco de poluição ambiental por fósforo. ⁽²⁾Valores em verde são maiores que os teores críticos para qualquer cultura (Grupos 1, 2 e 3) considerada no Manual de calagem e adubação para os estados do RS e SC (Manual..., 2016); valores em amarelo são maiores que os teores críticos para culturas do Grupo 2 e Grupo 3; e valores em vermelho são maiores que os teores críticos para culturas do Grupo 3. (Grupo 1: Alho, beterraba, cenoura, mandioquinha-salsa, tomateiro, batata, batata-doce e roseira de corte; Grupo 2: culturas de grãos, pastagens, frutíferas e hortaliças, exceto culturas do Grupo 1; Grupo 3: Demais culturas).

Do mesmo modo que descrito para P, o limite de transferência de Cu (LCT-Cu) e Zn (LCT-Zn) proposto por Morais *et al.* (2020) e colaboradores apresentados simplificadaamente nas Tabelas 5 e 6, respectivamente, são facilmente determinados, necessitando de dados tradicionalmente obtidos em análises que visam avaliar a fertilidade do solo. Os modelos LCT-Cu e LCT-Zn para uma ampla variação de combinações de teor de argila e de matéria orgânica dos solos não são restritivos à produção agrícola, estando acima dos níveis tidos como adequados pelas recomendações regionais (Manual..., 2016), o que reitera a possibilidade de preservação ambiental e produção agrícola caminharem lado a lado. Entretanto, vale destacar que esses mesmos valores de LCT-Cu e LCT-Zn, na grande maioria das situações, estão acima dos valores de investigação para solos agrícolas definidos pela Resolução Conama nº 420/2009, ou seja, acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado. Outra ponderação a ser feita é a existência de dois modelos de LCT-Zn, um considerando o teor de argila e outro considerando o teor de matéria orgânica do solo, devendo para cada caso calcular ambos e adotar o valor mais restritivo como verdadeiro.

A definição de limites ambientais de P, Cu e Zn no solo, como proposto nesse capítulo, vai ao encontro das demandas da cadeia produtiva de suínos e da sociedade de um modo geral, por ser um passo importante, mesmo que inicial, no sentido da sustentabilidade socioeconômica e ambiental dessa atividade. Contudo, além de tentar identificar o potencial de risco de perdas de P, Cu e Zn de áreas agrícolas para ambientes aquáticos, os modelos apresentados até aqui têm por objetivo trazer ao público a preocupação com esse processo, podendo ser utilizados como indicativo da necessidade de mudanças de manejo de áreas agrícolas, além de habituar os usuários à utilização de ferramentas com esse propósito e, de certo modo, prepara o terreno para os modelos cada vez mais complexos. Mas, destacamos que estudos sobre os limites críticos ambientais devem continuar, especialmente, referentes ao Cu e Zn, onde os estudos já realizados no Brasil são em menor número que aqueles já publicados para o P.

Tabela 5. Limite crítico de transferência de Cu (LCT-Cu)⁽¹⁾⁽²⁾⁽³⁾ em função do teor de argila e de matéria orgânica do solo.

Matéria Orgânica (%)	Argila (%)						
	10	20	30	40	50	60	70
----- Cu disponível, mg.dm ⁻³ -----							
1	164	208	238	263	284	302	318
2	215	272	312	344	372	395	417
3	252	319	366	403	435	463	488
4	282	357	409	451	487	518	546
5	307	389	447	492	531	565	596
6	330	418	479	529	570	607	640
7	350	444	509	562	606	644	679
8	369	467	536	592	638	679	715
9	387	489	562	619	668	711	749
10	403	510	585	645	696	741	781

Fonte: Morais et al. (2021).

⁽¹⁾Teor máximo de cobre extraído por Mehlich 1, da camada de 0-10 cm do solo, antes que haja alto risco de transferência de cobre do solo para a solução do solo. ⁽²⁾Todos os valores de LCT-Cu são maiores que os teores críticos para qualquer cultura (Grupos 1, 2 e 3) considerada no Manual de calagem e adubação para os estados do RS e SC (Manual..., 2016).

⁽³⁾Valor em verde está abaixo do valor de investigação estabelecido para solos agrícolas pela resolução Resolução CONAMA N° 420/2009; valores em amarelo estão acima do limite de investigação estabelecido para solos agrícolas pela resolução Resolução CONAMA N° 420/2009, ou seja, acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado.

Tabela 6. Limite crítico de transferência de Zn (LCT-Zn)⁽¹⁾⁽²⁾ em função do teor de argila e do teor de matéria orgânica do solo.

Argila (%)	Zn disponível (mg.dm ⁻³)	Matéria orgânica (%)	Zn disponível (mg.dm ⁻³)
5	140	1	149
10	153	2	214
15	167	3	260
20	180	4	287
25	194	5	296
30	207	6	286
35	221	7	257
40	234	8	210
45	248	9	144
50	261	10	60

Continua...

Tabela 6. Continuação

Argila (%)	Zn disponível (mg.dm ⁻³)	Matéria orgânica (%)	Zn disponível (mg.dm ⁻³)
55	275	-	-
60	288	-	-
65	302	-	-
70	315	-	-

Fonte: Morais *et al.*, (2021).

⁽¹⁾Teor máximo de zinco extraído por Mehlich 1, da camada de 0-10 cm do solo, antes que haja alto risco de transferência de zinco do solo para a solução do solo. ⁽²⁾Todos os valores de LCT-Zn são maiores que os teores críticos para qualquer cultura (Grupos 1, 2 e 3) considerada no Manual de calagem e adubação para os estados do RS e SC (Manual..., 2016); e estão abaixo do valor de investigação estabelecido para solos agrícolas pela resolução Resolução Conama nº 420/2009.

Referências

- AGBENIN, J. O.; OLOJO, L. A. Competitive adsorption of copper and zinc by a Bt horizon of a savanna Alfisol as affected by pH and selective removal of hydrous oxides and organic matter. **Geoderma**, v. 119, p. 85-95, 2004. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00242-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00242-8)
- BANDINELLI, M. B.; PAVARINI, S. P.; GOMES, D. C.; BASSUINO, D. M.; WURSTER, F.; WOUTERS, F.; DA CRUZ, C. E. F.; DRIEMEIER, D. Intoxicação aguda por cobre em ovinos. **Ciência Rural**, v.43, p. 1862-1865, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782013001000021>
- BOITT, G. *et al.* Fate of phosphorus applied to soil in pig slurry under cropping in southern Brazil. **Geoderma**, v. 321, p. 164-172, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.010>
- BOLSTER, C. H. *et al.* Using a Phosphorus Loss Model to Evaluate and Improve Phosphorus Indices. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, p. 1758, 2012. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0457>
- BORTOLON, L. *et al.* Degree of phosphorus saturation threshold for minimizing P losses by runoff in cropland soils of Southern Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p.1088-1098, 2016. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900008>
- BORTOLUZZI, E. C. *et al.* Occurrence of iron and aluminum sesquioxides and their implications for the P sorption in subtropical soils. **Applied Clay Science**, v. 104, p. 196-204, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2014.11.032>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 420 de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, n. 249, 30 dez. 2009.

BRUNETTO, G. *et al.* Changes in soil acidity and organic carbon in a sandy typic hapludalf after medium-term pig-slurry and deep-litter application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1620-1628, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000500026>

COMIN, J. J. *et al.* Physical properties and organic carbon content of a Typic Hapludult soil fertilised with pig slurry and pig litter in a no-tillage system. **Soil Research**, v. 51, p. 459-470, 2013. <https://doi.org/10.1071/SR13130>

COUTO, R. da R. *et al.* Accumulation of copper and zinc fractions in soil following the application of pig slurry for three to thirty years in a microwatershed of southern Brazil. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 1, n. 2, 2015.

COUTO, R. da R. *et al.* Vulnerability to contamination by phosphorus in a zero-order basin with a high density of pigs and a history of slurry addition: extrapolation of an index. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, p. 144, 2018. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7301-1>

COUTO R. da R. *et al.* Environmental vulnerability and phosphorus fractions of areas with pig slurry applied to the soil. **Journal of Environmental Quality**, v. 44, p. 162-73, 2015. <https://doi.org/10.2134/jeq2014.08.0359>

DALL'ORSOLETTA, D. J. *et al.* Soil slope and texture as factors of phosphorus exportation from pasture areas receiving pig slurry. **Science of the Total Environment**, v. 761, p. 144004, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144004>

DALL'ORSOLETTA, D. J. *et al.* Do enzyme inhibitors dicyandiamide and NBPT influence the microbial immobilization of phosphorus in Humic Cambisol? [Inibidores enzimáticos dicianodiamida e NBPT influenciam a imobilização microbiana de fósforo em Cambissolo Húmico?]. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 22, p. 788-792, 2018.

DE CONTI, L. *et al.* Tolerance and phytoremediation potential of grass species native to South American grasslands to copper-contaminated soils. **International Journal of Phytoremediation**, v. 23, n. 7, p. 726-735, 2021. DOI: 10.1080/15226514.2020.1852528

DELAUNE, P. B.; MOORE, P. A. Copper and zinc runoff from land application of composted poultry litter. **Journal of Environmental Quality**, v. 45, p. 1565-1571, 2016. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.09.0499>

DODD, R. J.; SHARPLEY, A. N. Conservation practice effectiveness and adoption: unintended consequences and implications for sustainable phosphorus management. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 104, p. 373-392, 2026. <https://doi.org/10.1007/s10705-015-9748-8>

DRESCHER, G.; BUENO, J. M. M. B.; MARCHEZAN, C.; FERREIRA, P. A. A.; CERETTA, CARLOS A.; De Conti L.; DANTAS, M. L.; BRUNETO, GUSTAVO. Copper and Zinc fractions and adsorption in sandy soil with long-term pig manure application. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 10, p. 1, 2021

FINK, J. R. *et al.* Mineralogy and phosphorus adsorption in soils of south and central-west Brazil under conventional and no-tillage systems. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 36, p. 379-387, 2014. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v36i3.17937>

GATIBONI, L. C. *et al.* Establishing environmental soil phosphorus thresholds to decrease the risk of losses to water in soils from Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, e0200018, 2020. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20200018>

GATIBONI, L. C. *et al.* **Proposta de limites críticos ambientais de fósforo para solos de Santa Catarina.** UDESC/CAV, Lages-SC. Boletim técnico nº 2, 2014, 38 p. Disponível em: https://www.cav.udesc.br/arquivos/id_submenu/622/boletim_tecnico_2014_proposta_de_limites_criticos_ambientais_de_fosforo_para_solos_de_santa_catarina.pdf Acesso em: 19 jan. 2024.

GATIBONI, L. C. *et al.* 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. <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20140461>

GÉRARD, F. Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils - a myth revisited. **Geoderma**, v. 262, p. 213-226, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.036>

GOULARTE G. D. *et al.* Phosphorus loss index for conservation agriculture systems in Southern Brazil: a new approach to environmental risk assessment.

Science of the Total Environment, v. 717, n. 137229, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137229>

HEATHWAITE, A. L.; BURKE, S.; QUINN, P. The Nutrient Export Risk Matrix (NERM) for strategic application of biosolids to agricultural land. **IAHS-AISH**, publ, 285, p. 61-69, 2003.

HEATHWAITE, A. L.; QUINN, P. F.; HEWETT, C. J. M. Modelling and managing critical source areas of diffuse pollution from agricultural land using flow connectivity simulation. **Journal of Hydrology**, v. 304, p. 446-461, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.07.043>

HECKRATH G. *et al.* Review of indexing tools for identifying high risk areas of phosphorus loss in Nordic catchments. **Journal of Hydrology**, v. 349, p. 68-87, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.10.039>

HEWETT, C. J. M, *et al.* Towards a nutrient export risk matrix approach to managing agricultural pollution at source. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 8, p. 834-845, 2004. <https://doi.org/10.5194/hess-8-834-2004>

KETTERINGS, Q. M. *et al.* Restructuring the P Index to Better Address P Management in New York. **Journal of Environmental Quality**, v. 46, p. 1372, 2017. <https://doi.org/10.2134/jeq2016.05.0185>

LEMUNYON, J. L.; GILBERT, R. G. The Concept and Need for a Phosphorus Assessment Tool. **Journal of Production Agriculture**, v. 6, n. 4, p. 483-486, 1993. <https://doi.org/10.2134/jpa1993.0483>

LESPCH *et al.* **Manual para levantamento utilitário e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2015. 170 p.

LI, S.; BEIYUAN, J.; TSANG, D. C. *Et al.* FENDORF. Arsenic-containing soil from geogenic source in Hong Kong: leaching characteristics and stabilization/solidification. **Chemosphere**, v. 182, p. 31-39, 2017.

LIU, Y.; ESPINOSA, C. D.; ABELILLA, J. J.; CASAS, G. A.; LAGOS, L. V.; LEE, S. A.; KWON, W. B.; MATHAI, J. K.; NAVARRO, D. M. D. L.; JAWORSKI, N. W.; STEIN, H. H. Non-antibiotic feed additives in diets for pigs: A review. **Animal Nutrition**. v. 4, p. 113-25, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.aninu.2018.01.007>

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.

MARTINI, L. C. P. Características morfométricas de microbacias hidrográficas rurais de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 13, p. 65-72, 2012.

MEHLICH, A. New extractant for soil test evaluation of phosphorus, potassium, magnesium, calcium, sodium, manganese and zinc. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, 1978. V. 9, p. 477-492.

MISHRA, S. R. *et al.* Kinetics and isotherm studies for the adsorption of metal ions onto two soil types. **Environmental Technology and Innovation**, v. 7, p. 87-101, 2017.

MORAIS, G. P. *et al.* **Limites de transferência de cobre e zinco para a solução em solos**. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021. 20 p. (Boletim Técnico)

MORAIS, G. P. **Fracionamento e quantificação de limites críticos de transferência de cobre e zinco para a solução de solos com diferentes teores de argila e matéria orgânica**. 2020. 122 p. Tese (Doutorado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

MUMBACH, G. L. *et al.* Agronomic efficiency of organomineral fertilizer in sequential grain crops in southern Brazil. **Agronomy Journal**, v. 112, p. 3037-3049, 2020. <https://doi.org/10.1002/agj2.20238>

OLIVEIRA, D. A. **Valores orientadores de prevenção para cobre e zinco em solos do estado de Santa Catarina**. 2019. 205 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Lages, SC

OLIVEIRA, M. F. M. de *et al.* Estimativa do potencial de perda de fósforo através da metodologia “P Index” Estimating P loss potencial by P Index. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 267-273, 2010.

OSMOND D, *et al.* Southern phosphorus indices, water quality data, and modeling (APEX, APLE, and TBET) results: a comparison. **Journal of Environmental Quality**, v. 46, n. 1296, 2017. <https://doi.org/10.2134/jeq2016.05.0200>

PENG, S. *et al.* Predicting heavy metal partition equilibrium in soils: roles of soil components and binding sites. **Soil Science Society of America Journal**, v. 82, n. 4, p. 839-849, 2018.

REIMANN C, *et al.* GEMAS: establishing geochemical background and threshold for 53 chemical elements in European agricultural soil. **Applied Geochemistry**, v. 88, p. 302-318, 2018.

ROY, E. D, *et al.* Soil phosphorus sorption capacity after three decades of intensive fertilization in Mato Grosso, Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 249, p. 206-214, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.08.004>

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico e Sustentável. Instituto do Meio Ambiente. **Instrução normativa nº 11:** suinocultura. Florianópolis: IMA (órgão sucessor da FATMA), 2022. Disponível em: <https://in.ima.sc.gov.br/>. Acesso em: 19 jan. 2024.

SHARMA, R.; BELL, R. W.; WONG, M. T. F. Dissolved reactive phosphorus played a limited role in phosphorus transport via runoff, throughflow and leaching on contrasting cropping soils from southwest Australia. **Science of the Total Environment**, v. 577, p. 33-44, 2017.

SHARPLEY, A. N. *et al.* Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. **Journal of Environmental Quality**, v. 42, n. 1308, 2013. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.03.0098>

SHARPLEY A. N. *et al.* Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 58, p. 137-152, 2003.

TIECHER T. L. *et al.* Chemical, biological, and biochemical parameters of the soil P cycle after long-term pig slurry application in no-tillage system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, e0170037, 2017. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20170037>

TIECHER, T. L. *et al.* Forms and accumulation of copper and zinc in a sandy Typic Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep litter. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 812-824, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000300028>

TIECHER T. L. *et al.* Physiological and nutritional status of black oat (*Avena strigosa* Schreb.) grown in soil with interaction of high doses of copper and zinc. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 106, p. 253-263, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2016.05.015>.

TIECHER T. L. *et al.* The interaction of high copper and zinc doses in acid soil changes the physiological state and development of the root system in young grapevines (*Vitis vinifera*). **Ecotoxicology And Environmental Safety**, v. 148, p. 985-994, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.074>

TIECHER T. L. *et al.* Tolerance and translocation of heavy metals in young grapevine (*Vitis vinifera*) grown in sandy acidic soil with interaction of high doses of copper and zinc. **Scientia Horticulturae**, v. 222, p. 203-212, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2017.05.026>

WITHERS, P. J. A. *et al.* Transitions to sustainable management of phosphorus in Brazilian agriculture. **Scientific Reports**, v. 8, p. 1-13, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-20887-z>

CAPÍTULO 5

Dimensionamento de rebanhos de suínos por balanço de nutrientes

Rodrigo da Silveira Nicoloso

Introdução

A produção de suínos em confinamento gera uma grande quantidade de resíduos orgânicos que devem ser geridos adequadamente de modo a mitigar seus potenciais impactos no ambiente, notadamente o dejetos líquido de suínos (DLS). Além disto, os cadáveres de animais que morrem durante o ciclo de produção também requerem tratamento e destinação adequada, embora representem um volume menor em comparação ao DLS. O DLS é composto por fezes, urina, pelos dos animais, sobras de ração e água (desperdiçada dos bebedouros, utilizada no controle da ambiência e na higienização das instalações), além de detritos (areia, cimento) oriundos do desgaste da granja. Também contribuem para aumento de volume gerado de DLS as eventuais entradas de água no sistema de escoamento e nas estruturas de armazenamento, principalmente quando estas não são cobertas (Vilas-Boas *et al.*, 2016).

As fezes e urina dos suínos em confinamento aportam quantidades significativas de carbono (C), macronutrientes (nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), enxofre (S), cálcio (Ca), magnésio (Mg)) e micronutrientes (cobre (Cu) e zinco (Zn), entre outros) ao DLS, o que torna interessante a sua reciclagem como adubo orgânico na agricultura. Histo-

ricamente, esta tem sido a prática preferencial para manejo e destinação do DLS no Brasil e no mundo. Quando utilizado seguindo critérios agrônômicos, o DLS promove a melhoria da fertilidade do solo e, consequentemente, o aumento da produtividade das culturas agrícolas (Manual..., 2016). Além de ser fonte de nutrientes às plantas, o DLS e demais adubos orgânicos gerados em granjas de suínos contribuem com o incremento dos teores de matéria orgânica do solo (MOS), favorecendo a atividade biológica e a agregação do solo, melhorando a sua estrutura, aeração, drenagem e capacidade de armazenamento de água. No entanto, estes benefícios dependem da quantidade e continuidade do uso da adubação orgânica e são verificados no longo prazo, principalmente quando esse uso é associado a práticas conservacionistas de manejo do solo.

Apesar destas vantagens, a concentração de nutrientes no DLS é geralmente baixa, o que demanda a aplicação de doses de DLS muito maiores, em comparação aos fertilizantes minerais, para suprir a mesma quantidade de nutrientes às plantas. Isto implica em maior custo de transporte e aplicação em comparação aos fertilizantes minerais. Em consequência, é comum a aplicação, ou mesmo o seu descarte, em doses excessivas nas áreas agrícolas mais próximas da granja, o que aumenta significativamente o risco de poluição ambiental, tanto pelo acúmulo e transferência de C e nutrientes do solo para os recursos hídricos (causando eutrofização) como pelas emissões gasosas de amônia (NH_3), óxido nitroso (N_2O), metano (CH_4) e maus odores para a atmosfera (Aita *et al.*, 2014; Gatiboni *et al.*, 2015; Grave *et al.* 2015, 2018). Neste sentido, a compatibilização entre a produção de DLS e a oferta de nutrientes contidos nestes com a demanda de nutrientes nas áreas agrícolas disponíveis para a sua reciclagem como fertilizante é a principal estratégia de gestão ambiental das granjas de suínos quando o solo é utilizado como destino deste resíduo.

Características dos resíduos gerados em granjas de suínos

A produção de DLS varia conforme o sistema de produção utilizado, nutrição dos animais, uso da água na granja e categoria animal alojada, impactando significativamente na concentração de nutrientes no DLS. A Embrapa Suínos e Aves caracterizou e modelou matematicamente a excreção de nutrientes em diferentes sistemas de produção de suínos utilizados no Brasil (Miele, 2019; Oliveira *et al.*, 2017, 2020; Tavares, 2016), o que permite estimar com boa precisão a produção de dejetos e a oferta de nutrientes nas granjas de suínos (Tabela 1).

A partir dos dados médios de mortalidade de animais em granjas de suínos de SC (Miele, 2019) e quantidade de nutrientes contidos nas carcaças de suínos (Nicoloso *et al.*, 2017), também é possível estimar a quantidade e qualidade deste tipo de resíduo gerado nos diferentes sistemas de produção de suínos em confinamento (Tabela 2). Ao comparar os resultados apresentados nas Tabelas 1 e 2, verifica-se que, em termos de volume, as carcaças de animais mortos representam, no máximo, 0,8% da quantidade de DLS gerado nos diferentes sistemas de produção. Quanto aos equivalentes em N, P na forma de pentóxido de fósforo (P_2O_5) e K na forma de óxido de potássio (K_2O) contidos nas carcaças de animais mortos, estes representam em média 3,1, 1,7 e 0,7% das quantidades dos respectivos nutrientes excretados via DLS.

O sistema de manejo, tratamento ou armazenamento do DLS empregado na granja pode promover reduções significativas dos teores de sólidos pela decomposição do material orgânico. Além disso, o N contido no DLS também pode ser perdido principalmente pela volatilização de NH_3 e de gases oriundos dos processos de nitrificação e desnitrificação, conforme a tecnologia de tratamento empregada. Tran *et al.* (2011) observaram perdas de 60-70% do N do DLS armazenado em tanques por 90 dias, enquanto Petersen *et al.* (1998) observaram perdas de 46-58% do N contido em esterco sólido de suínos armazenado por 90-120 dias. Perdas similares de N (50-60%) foram observadas por Vivan *et al.* (2010) após o tratamento do DLS por biodigestão e o seu armaze-

Tabela 1. Produção de dejetos e excreção de sólidos e macronutrientes nos dejetos líquidos gerados por animal alojado em sistemas especializados de produção de suínos no Estado de Santa Catarina.

Sistema de Produção	Unidade	Produção de dejetos, sólidos e macronutrientes					
		Volume	ST	SV	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
		m ³ .ano ⁻¹ ————— kg.no ⁻¹					
Unidade de Terminação ¹	suíno	1,53	88,8	66,5	8,1	4,2	4,0
Creche ²	leitão	0,47	19,5	14,9	1,6	0,8	1,1
Unidade de Produção de Desmamados (UPD) ^{3,9}	matriz	4,16	142,9	90,0	15,3	9,5	7,4
Unidade de Produção de Leitões (UPL) ^{4,9}	matriz	5,70	205,7	137,7	20,3	12,0	10,9
Ciclo Completo ^{5,9}	matriz	18,49	950,0	695,3	88,1	47,1	44,8
Wean-to-finish single stock ⁶	leitão	1,30	73,3	54,9	6,6	3,4	3,4
Wean-to-finish double stock ⁷	leitão	0,72	39,4	29,6	3,5	1,8	1,9
Machos ⁸	macho	2,38	125,4	80,0	10,9	8,2	5,4

¹Medido pela observação de 13.276 suínos alojados em granjas comerciais de terminação, totalizando 3,26 lotes por ano com duração de 105 dias por lote e intervalo de 7 dias entre lotes, segundo Tavares (2016) e Oliveira et al. (2017). ²Medido pela observação de 26.695 leitões alojados em granjas comerciais do tipo creche, totalizando 8,69 lotes por ano com duração de 35 dias por lote e intervalo de 7 dias entre lotes, segundo Tavares (2016). ³Medido pela observação de 5.142 matrizes alojadas em granjas comerciais de produção de leitões desmamados (UPD) com média de 2,59 partos por ano em ciclos de 141 dias, sendo 36 dias em gaiólas de gestação, 70 dias em baias de gestação coletiva e 35 dias em baias de maternidade, segundo Oliveira et al. (2020). ⁴Calculado a partir dos dados medidos em UPD e creche, considerando dados médios de 11,7 leitões nascidos vivos por parto e mortalidade de 7,8% dos leitões em maternidade, segundo Miele (2019). ⁵Calculado a partir de UPD, creche e terminação, considerando dados médios de 11,7 leitões nascidos vivos por parto, mortalidade de 7,8% dos leitões em maternidade e mortalidade de 2,2% dos leitões em creche, segundo Miele (2019). ⁶Calculado a partir de creche e terminação mantendo-se a mesma lotação de animais alojados em ambas as fases. ⁷Calculado a partir de creche e terminação, reduzindo lotação de animais pela metade na fase de terminação. ⁸Fonte: Oliveira et al. (dados não publicados). ⁹Não inclui os reprodutores machos. Caso presentes, adicione as quantidades de água consumida e de dejetos produzidos pelos machos alojados na unidade de produção.

Tabela 2. Taxa de mortalidade média e quantidade de carcaças e nutrientes associados gerados em sistemas especializados de produção de suínos no Estado de Santa Catarina.

	Sistema de Produção ¹		Mortalidade e quantidade de carcaças e nutrientes			
	Unidade	Taxa	Carcaças	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
		%	kg ano ⁻¹	kg.ano ⁻¹		
Unidade de Terminação	suíno	2,30	5,4	0,156	0,048	0,018
Creche	leitão	2,20	2,9	0,083	0,025	0,009
Unidade de Produção de Desmamados (UPD) ²	matriz	7,76	33,9	0,573	0,165	0,082
Unidade de Produção de Leitões (UPL) ²	matriz	5,18	43,7	0,853	0,250	0,114
Ciclo Completo ²	matriz	4,24	87,2	2,101	0,627	0,261
Wean-to-finish single stock ³	leitão	2,25	4,9	0,140	0,041	0,017
Wean-to-finish double stock ⁴	leitão	2,23	2,8	0,082	0,025	0,010

¹Calculado a partir dos fatores de produção disponíveis em Miele (2019) e peso médio e concentração de nutrientes em carcaças de suínos disponíveis em (Nicoloso *et al.*, 2017). ²Inclui leitões na maternidade, creche e terminação, conforme o tipo de granja. ³Mantém a mesma lotação de animais alojados em ambas as fases de creche e terminação. ⁴Reduz a lotação de animais pela metade na fase de terminação.

namento em lagoa anaeróbia. Angnes *et al.* (2013) observaram perdas de N de 60-70% quando o DLS foi tratado por sistema de compostagem automatizada em substrato de serragem e maravalha. Como para o P e K não ocorre a produção e emissão de formas gasosas, não se consideram haver perdas significativas destes nutrientes, independentemente do sistema de manejo de dejetos empregados na granja.

Um aspecto importante a se destacar é que os sistemas de manejo, tratamento ou armazenamento do DLS podem promover a segregação do N, P e K nos efluentes e resíduos gerados, conforme a tecnologia empregada. Oliveira (2009) verificou que o uso de um decanter para separação de fases do DLS promoveu a segregação de 15, 55 e 25% do N, P e K, respectivamente, os quais ficaram retidos no resíduo sólido obtido por este processo. Dalla Costa *et al.* (2015) observaram que um equipamento de peneira com escovas rotativas teve eficiência de 5, 12 e 3% na separação de N, P e K para a fase sólida do DLS, respectivamente. O armazenamento do DLS em esterqueiras e lagoas também pode promover a segregação dos nutrientes devido à deposição da fração sólida no fundo destas estruturas. Vivan *et al.* (2010) verificaram uma redução de 77-80% nos teores de P, Cu e Zn de efluentes de biodigestores armazenados em lagoas anaeróbicas. Os autores atribuíram estes resultados à deposição de sólidos verificada tanto no interior do biodigestor como na lagoa de armazenamento. Caso parte dos nutrientes segregados do DLS, especialmente aqueles retidos nos resíduos sólidos (fração sólida de sistemas de separação de fases de dejetos, lodos de biodigestores, etc.), sejam coletados e exportados da propriedade rural para serem reciclados como fertilizantes orgânicos em áreas agrícolas de outros estabelecimentos, estas quantidades de nutrientes devem ser descontadas da oferta de nutrientes do DLS computada para fins de balanço de nutrientes e dimensionamento de rebanhos.

Crítérios para reciclagem dos dejetos de suínos na agricultura

A aplicação dos adubos orgânicos em solos agrícolas deve obedecer aos mesmos critérios agronômicos estabelecidos para fertilizantes minerais. A maioria dos Estados ou regiões brasileiras possuem sistemas de recomendações oficiais de adubação que, embora apresentem diferenças entre si, seguem os mesmos critérios agronômicos para definição de doses e recomendação de uso de fertilizantes (Manual..., 2016; Ribeiro; Guimarães; Alvarez, 1999; Sousa; Lobato, 2004; Van Raij *et al.* 1997; Pauletti; Motta, (2019).

De maneira geral, as recomendações de adubação têm por objetivo estabelecer as doses de maior eficiência técnica e econômica de N, P₂O₅ e K₂O para as diferentes culturas agrícolas. 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 normalmente 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 (e.g. lixiviação, volatilização) 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 (e.g. adsorção, escoamento superficial, 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” (Figura 1), que representa a concentração necessária destes nutrientes no solo necessária para um rendimento de 80 ou 90% da produção máxima da cultura a ser adubada (Manual..., 2016; Sousa; Lobato, 2004). Abaixo deste teor crítico, o rendimento das culturas agrícolas apresenta alta probabilidade de resposta à adubação e ao incremento dos teores de P e K no solo. Para solos dos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, as doses de correção variam de 40 a 160 kg.P₂O₅.ha⁻¹ e 30 a 120 kg.K₂O.ha⁻¹, de acordo com a classe de disponibilidade (muito baixo, baixo ou médio) destes nutrientes no solo (Manual..., 2016). Já para solos do Cerrado, as doses de correção de P dependem da textura, classe de disponibilidade deste nutriente no solo (muito baixo, baixo ou médio) e sistema de cultivo (sequeiro ou irrigado), variando de 15 kg.P₂O₅.ha⁻¹ para cultivos de sequeiro em solos arenosos com disponibilidade média de P a até 420 kg.P₂O₅.ha⁻¹ de cultivos irrigados em solos muito argilosos e com disponibilidade muito baixa de P (Sousa; Lobato, 2004). Segundo o mesmo documento, as doses de correção de K para solos do Cerrado variam de 25 a 100 kg.K₂O.a⁻¹, de acordo com a classe de disponibilidade deste nutriente (baixo ou médio) e a faixa de CTC_{pH7} (capacidade de troca de cátions a pH 7) do solo a ser corrigido.

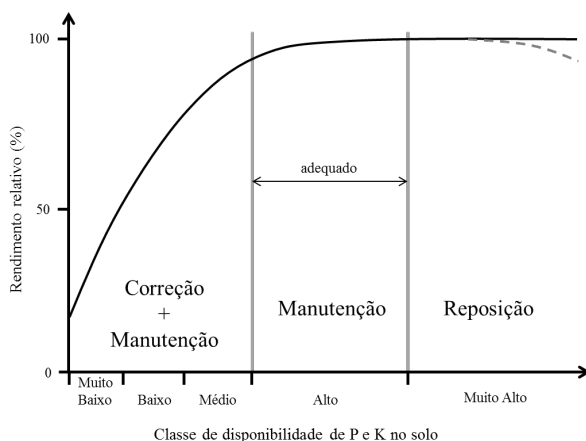


Figura 1. Rendimento relativo das culturas agrícolas em função do teor de P e K no solo e as indicações de adubação de correção, manutenção e reposição. Fonte: Adaptado de Gatiboni *et al.*, (2016).

Destaca-se que estas doses recomendadas para correção da fertilidade do solo foram determinadas para se elevar os teores de nutrientes do solo, desconsiderando que parte destes nutrientes vai ser absorvido e exportado pelas plantas. Portanto, à esta dose de correção deve ser adicionada uma dose de manutenção, visando atender também 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, passa-se a utilizar apenas a adubação de manutenção, que tem por objetivo apenas adicionar as quantidades de P e K removidas pelas culturas e exportadas através dos grãos, forragem ou biomassa, além de repor as perdas destes nutrientes no solo, mantendo os teores de P e K estáveis em uma faixa considerada adequada ao desenvolvimento das culturas (Manual..., 2016; Sousa; Lobato, 2004). 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 3 constam as quantidades de P_2O_5 e K_2O sugeridas para a adubação de manutenção das principais culturas de grãos e pastagens cultivadas no Brasil.

Os dados da Tabela 3 permitem determinar as doses de manutenção de P e K a serem aplicadas às culturas agrícolas mencionadas, considerando a expectativa de rendimento projetada para a área agrícola a ser adubada. No entanto, ainda é importante considerar que os adubos orgânicos podem ter eficiência reduzida em relação aos fertilizantes minerais, pois parte dos nutrientes encontra-se em formas indisponíveis para as plantas (Manual..., 2016). De maneira geral, adubos 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 frangos apresenta índice de eficiência agrônômica para N de 50% (Tabela 4). Isto significa que apenas

Tabela 3. Adubação de manutenção de fósforo e potássio para as principais culturas de grãos e pastagens cultivadas no Brasil.

Culturas	Produtividade Referencial ¹	Adubação de Manutenção ²		Incremento ³ (kg.t ⁻¹)	
		P ₂ O ₅	K ₂ O	P ₂ O ₅	K ₂ O
Manual... (2016) ----- kg.ha ⁻¹					
Aveia ⁴	3,0	45	30	15	10
Cevada ⁴	3,0	45	30	15	10
Milho ⁴	6,0	90	60	15	10
Soja ⁴	3,0	45	75	15	25
Trigo ⁴	3,0	45	30	15	10
Milho para silagem ⁵	12,0	110	220	10	20
Gramíneas anuais de inverno ⁵	6,0	60	60	10	10
Gramíneas perenes de verão ⁵	12,0	80	100	10	10

Continua...

Tabela 3. Continuação

Culturas	Produtividade Referência ¹	Adubação de Manutenção ²		Incremento ³ (kg.t ⁻¹)	
		P ₂ O ₅	K ₂ O	P ₂ O ₅	K ₂ O
----- t.ha ⁻¹ ----- kg.ha ⁻¹ -----					
Aveia ⁴	2,0	20	15	15	15
Cevada ⁴	3,5	20	20	15	15
Milho safra ⁴	8,0	60	30	7,5	10
Soja ⁴	3,0	35	40	30	30
Trigo ⁴	2,5	25	15	15	15
Milho para silagem ⁶	40,0	60	140	1,5	3,0
Pastagem de aveia ⁵	3,0	0	25	5	5
Pastagem de <i>Panicum</i> spp. ⁵	10,0	0	0	5	5

Continua...

Tabela 3. Continuação

Culturas	Produtividade Referência ¹	Adubação de Manutenção ²		Incremento ³ (kg.t ⁻¹)	
		P ₂ O ₅	K ₂ O	P ₂ O ₅	K ₂ O
Sousa; Lobato, (2004)					
t.ha ⁻¹ kg.a ⁻¹					
Algodão	3,0	100	80	20	20
Aveia ⁴	2,0	60	30	10	10
Cevada ⁴	3,0	60	40	10	15
Milho ⁴	6,0	60	60	10	15
Soja ⁴	3,0	60	60	20	20
Trigo ⁴	3,0	60	30	10	10

Fonte: Adaptado de Manual..., (2016); Sousa; Lobato, (2004); Pauletti; Motta, (2019)
¹Rendimento de referência é a produtividade mínima considerado pelo sistema de recomendação de adubação. ²Adubação de manutenção para P₂O₅ e K₂O em função da produtividade de referência. ³Incremento na dose de P₂O₅ e K₂O para cada tonelada de grãos ou forragem produzida acima da produtividade de referência. ⁴Culturas de grãos cuja unidade de produtividade é t de grãos ha⁻¹. ⁵pastagens, cuja unidade de produtividade é t de matéria seca ha⁻¹. ⁶Unidade de produtividade é t de massa verde ha⁻¹. ⁷As recomendações de adubação do Pauletti e Motta (2019) são organizadas por faixas de rendimentos e não por produtividade de referência, sendo que os valores aqui citados são aproximados.

Tabela 4. Valores médios de eficiência dos nutrientes de diferentes fertilizantes orgânicos aplicados no solo em dois cultivos sucessivos.

Adubos orgânicos	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
Dejeito líquido de suínos	1º cultivo	0,8	0,9	1,0
	2º cultivo	0,0	0,1	0,0
Dejeito líquido de bovinos	1º cultivo	0,5	0,8	1,0
	2º cultivo	0,2	0,2	0,0
Composto orgânico de dejeito de suínos ²	1º cultivo	0,2	0,7	1,0
	2º cultivo	0,0	0,3	0,0
Digestato de dejeito de suínos ³	1º cultivo	1,0	1,0	1,0
	2º cultivo	0,0	0,0	0,0

Fonte: Adaptado de Manual..., (2016)

¹Nutrientes totais (mineral + orgânico). ²Considerando como substrato a maravalha e/ou a serragem. ³Efluente de biodigestor tratando dejetos de suínos (Nicoloso et al., dados não publicados).

50% da quantidade de N total presente no fertilizante estará disponível para o primeiro cultivo após a aplicação no solo (efeito imediato), em comparação à ureia e demais fertilizantes minerais nitrogenados, cujo teor de N aplicado estará inteiramente disponível (100%) para a cultura adubada logo após sua aplicação ao solo. 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), o que não é observado para fertilizantes minerais nitrogenados. Já no caso do DLS, espera-se que este apresente, em média, índice de eficiência de 80% para o N, não apresentando efeito residual. Na Tabela 4, estão listados os índices de eficiência agrônômica de alguns adubos orgânicos frequentemente disponíveis em regiões de produção animal intensiva.

Balanço de nutrientes para dimensionamento de rebanhos

A determinação da quantidade de área agrícola necessária para destinação do DLS gerado em uma unidade de produção de suínos agrega os conceitos discutidos anteriormente neste capítulo, quais sejam: oferta de nutrientes por animal alojado, perdas ou segregação de nutrientes conforme os sistemas de manejo do dejetos, eficiência agrônômica do adubo orgânico e a dose de nutrientes requerida para adubação das culturas empregadas em cada área agrícola disponível na propriedade rural ou seu entorno. Utilizando-se os mesmos princípios, pode-se também fazer o cálculo reverso para se dimensionar a quantidade máxima de suínos alojáveis em uma granja considerando a demanda de nutrientes nas áreas agrícolas disponíveis em uma propriedade rural, ou no seu entorno, para a reciclagem do DLS. Esta análise pode ser aplicada em diferentes escalas, como nos exemplos citados anteriormente, onde a análise é focada em uma granja de suínos ou propriedade rural, ou para contabilizar o balanço de nutrientes em um conjunto de granjas em função da área agrícola disponível para aplicação do DLS em uma microbacia ou município, por exemplo.

Conforme discutido anteriormente neste capítulo, 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 se determinar a demanda de nutrientes nas áreas agrícolas da propriedade. Considerando que a adubação de manutenção tende a um equilíbrio entre aportes e exportações de nutrientes das áreas agrícolas, o dimensionamento da capacidade de alojamento de animais por este índice tende a manter os teores de nutrientes no solo estáveis e o empreendimento sustentável no longo prazo (Nicoloso; Oliveira, 2016). A opção pelo cálculo da demanda de nutrientes considerando as recomendações de correção da fertilidade do solo ocasionaria o acúmulo gradual de nutrientes no solo, o que potencialmente poderia provocar valores excessivos no longo prazo, com reflexos negativos ao ambiente. Da mesma forma, o dimensionamento da oferta de nutrientes apenas em função das recomendações de reposição promoveria a gradual redução da fertilidade do solo e, no longo prazo, a necessidade do aporte de fertilizantes minerais de maneira complementar, visto que estas recomendações não preveem as perdas de nutrientes que ocorrem no solo. Considerando o exposto, o dimensionamento da oferta e demanda de nutrientes em uma propriedade rural onde está ou será instalada a produção de suínos pode, então, ser determinada a partir da seguinte equação (adaptado de Nicoloso; Oliveira, 2016):

$$nS \times PN \times (100 - RE)/100 \times EA = DN - ON \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

nS = número de animais alojados ou alojáveis na granja de acordo com os sistemas de produção listados na Tabela 1 (suínos, leitões ou matrizes)

PN = produção anual de nutrientes (N, P₂O₅ ou K₂O) por animal alojado ou alojável na granja de acordo com os sistemas de produção listados na Tabela 1 (kg.ano⁻¹)

RE = perdas, remoção e exportação de nutrientes (N, P₂O₅ ou K₂O) que ocorrem de acordo com o sistema de manejo de dejetos empregado na granja (%)

EA = índice de eficiência agrônômica dos nutrientes (N, P₂O₅ ou K₂O) dos adubos orgânicos (Tabela 5)

DN = demanda média anual de nutrientes conforme recomendação de adubação de manutenção de N, P₂O₅ ou K₂O nas áreas agrícolas disponíveis para reciclagem dos DLS gerado na granja (kg.ano⁻¹)

ON = oferta média anual de nutrientes via fertilizantes minerais ou outros adubos orgânicos não oriundos da suinocultura que são utilizados na adubação das mesmas áreas agrícolas disponíveis para reciclagem do DLS (kg.ano⁻¹)

Para a determinação da demanda média anual de nutrientes nas áreas agrícolas da propriedade rural ou do empreendimento em análise é necessário considerar que os sistemas de culturas empregados nestas áreas normalmente apresentam variação ao longo dos anos. Assim, o ideal é que se realize um planejamento de longo prazo (>4 anos) do sistema de culturas a ser empregado nestas áreas a fim de se determinar a demanda média anual de nutrientes destas áreas (Santa Catarina, 2022). Outro fator importante é determinar qual dos nutrientes (N, P₂O₅ ou K₂O) será utilizado como limitante no balanço de nutrientes. 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; Casagrande; Nicoloso, 2014). Para resíduos de origem animal, recomenda-se utilizar o P como nutriente limitante, pois a sua oferta neste tipo de resíduo atende à demanda por este nutriente para a maioria das culturas, sem promover aporte excessivo de N ou K ao solo. A exceção é quando se emprega sistema de tratamento de DLS que permite a remoção de N ou P do efluente tratado, como aqueles que promovem a remoção de N por nitrificação/desnitrificação e a remoção de P por precipitação química de fosfato de cálcio. Neste caso, o nutriente limitante pode ser o N ou aquele que atende à demanda das culturas agrícolas sem promover aporte excessivo dos demais (Nicoloso; Oliveira, 2016; Santa Catarina, 2022).

Limites ambientais para aplicação do DLS

A aplicação excessiva de fertilizantes, independentemente se de 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; Casagrande; Nicoloso, 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 restringir a aplicação de qualquer fonte de nutrientes ao solo, incluindo o DLS e demais resíduos da produção agropecuária ou mesmo de 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 agrônomo (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 no 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 estão associados a MOS e, portanto, os teores de N total não se constituem em 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 N na forma 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.N-NO₃.ha⁻¹, de acordo com classes de uso do solo. Na Europa, a “Nitrates Directive 91/676/EEC” não estabelece limites de NO₃ 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.N.ha⁻¹, de acordo com o país, nas zonas identificadas como vulneráveis à contaminação do lençol freático por este nutriente na forma de NO₃. O objetivo desta legislação é garantir que o teor de NO₃ nas águas subterrâneas e superficiais destas regiões não atinja o limite crítico de 50 mg.L⁻¹ (Van Grinsven *et al.*, 2012). No Brasil, a Resolução Conama nº 420/2009, com base em Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde, estabelece em 10 mg.L⁻¹ o teor limite de NO₃ em águas subterrâneas (Brasil, 2009). Ressalta-se que este valor não deve ser confundido como um limite para a concentração de NO₃ na solução do solo.

Quanto ao P, Gatiboni *et al.* (2015; 2020) estabeleceram os limites críticos ambientais (LCA-P) em solos que recebem aplicações frequentes de resíduos orgânicos para Santa Catarina e Rio Grande do Sul (para mais detalhes, ver Capítulo 4 deste volume). 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. Segundo este método, o LCA-P foi ajustado em 40 e 20 mg.dm⁻³ de P para cada 1% de argila na camada 0-10 cm de solos de SC e RS, respectivamente (Gatiboni *et al.*, 2015, 2020). Assim, solos arenosos são mais sensíveis, ao passo que os solos mais argilosos podem suportar quantidades maiores de P sem disponibilizar esse nutriente em grandes quantidades para o ambiente.

Segundo o modelo proposto por Gatiboni *et al.* (2015; 2020), 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 (Santa Catarina, 2022). 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 por escoamento superficial, promove a eutrofização dos reservatórios

superficiais de água. Essa metodologia é atualmente utilizada pelo Instituto do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (Santa Catarina, 2022) para a classificação de risco ambiental dos solos com aplicação de dejetos de suínos. Segundo esta normativa, solos que apresentam teores de P disponível iguais ou abaixo ao LCA-P podem receber adubação fosfatada de origem orgânica ou mineral segundo recomendação agrônômica, sem restrições. As áreas agrícolas que apresentam teores de P disponível até 20% acima do LCA-P podem receber adubação fosfatada de no máximo 50% da dose de manutenção das culturas agrícolas, sendo também necessária a adoção de medidas mitigatórias que reduzam o risco de perdas de P do solo para o ambiente por escoamento superficial. Já o uso de adubos fosfatados, independentemente de sua origem, é vedado naquelas áreas com teores de P disponível mais de 20% acima do LCA-P, sendo também obrigatória a adoção de medidas mitigatórias para contenção das perdas de P do solo. Neste sentido, o LCA-P pode impor limites à disposição de DLS no solo e, conseqüentemente, afetar o dimensionamento do rebanho de suínos alojáveis em uma propriedade rural cujas áreas agrícolas apresentam teores de P no solo acima do tolerado (Santa Catarina, 2022).

Apesar de, na grande maioria das situações, o K não ser considerado um nutriente com alto potencial de impacto ambiental, 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; Casagrande; Nicoloso, 2014). O aumento dos teores de K no solo também ocasiona maior mobilidade deste nutriente no perfil do 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 (CETESB) 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 cm - 80 cm de profundidade do solo.

Para outros elementos, especialmente os micronutrientes e metais pesados, ainda existem poucos trabalhos regionalizados no Brasil no sentido do estabelecimento de LCAs (ver Capítulo 4 deste volume). No entanto, a Resolução Conama nº 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 Estado do RS, 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 DLS ou qualquer outro resíduo agropecuário ou agroindustrial em “áreas de sacrifício”, embora aceito no passado (Decreto-Lei nº 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 senti-

do, exigindo o licenciamento ambiental das áreas de aplicação de resíduos agroindustriais de acordo com o porte do empreendimento (CETESB, 2006; Santa Catarina, 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.

Balanço de nutrientes em uma microbacia: caso de Itapiranga-SC

O impacto da metodologia de balanço de nutrientes no dimensionamento de rebanho de suínos pode ser avaliado pela análise da capacidade de alojamento de animais em granjas de suínos instaladas em 10 propriedades rurais de uma microbacia de Itapiranga, no extremo oeste do Estado de Santa Catarina (Tabela 5). Estas propriedades participaram do projeto “Arranjo Técnico e Comercial para Geração de Energia Elétrica conectada à Rede a partir do Biogás oriundo de dejetos de suínos no município de Itapiranga em Santa Catarina”, financiado através da chamada pública ANEEL nº 014/2012. As granjas instaladas nestas propriedades eram de pequeno a médio porte, com alojamento máximo de até 1.000 suínos em terminação, 1.500 leitões em creche, 400 matrizes em UPL e 150 matrizes em ciclo completo. Conforme parâmetros da IN11/2009 (IMA-SC), a produção anual de DLS variava entre 599 a 4.251 m³ano⁻¹, totalizando 19.642 m³ano⁻¹ no conjunto das 10 granjas de suínos instaladas nesta microbacia.

A área agrícola disponível para reciclagem do DLS como fertilizante variava de 2,0 a 11,4 ha por propriedade, totalizando 71,5 ha. A densidade de animais, conforme a categoria de referência de cada tipo de granja, variava entre 13,4 a 76,9 matrizes por hectare de área agrícola disponível para as propriedades do tipo UPL, 28,0 a 375,0 suínos por hectare para as propriedades do tipo terminação, 13,2 matrizes por hectare para ciclo completo e 208,3 leitões por hectare para creche. Estes valores de densidade de animais estavam bem acima da densi-

Tabela 5. Análise da demanda de área agrícola para reciclagem do DLS em função de um limite de aplicação de 50 m³.ha⁻¹.ano⁻¹ (IN11/2009 IMA-SC) e por balanço de fósforo (P₂O₅) em 10 propriedades rurais com produção de suínos em confinamento em microbacia do município de Itapiranga-SC.

Tipo	Granjas instaladas				IN11/2009 IMA-SC						Balanço de nutrientes							
	Aloj. ⁵	Cat.	Area ⁶	Dens. ⁷	DLS ⁸	DAA ⁹	DM ¹⁰	Exc. ¹¹	Oferta de DLS e P ₂ O ₅			Demanda P ₂ O ₅ = 230 kg ha ⁻¹ .ano ⁻¹			Demanda P ₂ O ₅ = 460 kg ha ⁻¹ .ano ⁻¹			
									DLS ¹²	kg P ₂ O ₅ ano ⁻¹	kg P ₂ O ₅ ano ⁻¹	ha	n ha ⁻¹	%	kg P ₂ O ₅ ano ⁻¹	ha	n ha ⁻¹	%
UPL ¹	280	matrizes	7,2	38,9	2.314	46,3	6,1	84,4	1.595	3.360	1.656	14,6	19,2	50,7	3.312	7,3	38,3	1,4
UPL ¹	400	matrizes	5,2	76,9	3.305	66,1	6,1	92,1	2.278	4.800	1.196	20,9	19,2	75,1	2.392	10,4	38,3	50,2
UPL ¹	300	matrizes	8,3	36,1	2.479	49,6	6,1	83,3	1.709	3.600	1.909	15,7	19,2	47,0	3.818	7,8	38,3	-6,1
Term. ²	250	suínos	3,0	83,3	599	12,0	20,9	75,0	382	1.050	690	4,6	54,8	34,3	1.380	2,3	109,5	-31,4
Term. ²	750	suínos	2,0	375,0	1.797	35,9	20,9	94,4	1.145	3.150	460	13,7	54,8	85,4	920	6,8	109,5	70,8
Term. ²	1.000	suínos	6,7	149,3	2.396	47,9	20,9	86,0	1.526	4.200	1.541	18,3	54,8	63,3	3.082	9,1	109,5	26,6
Term. ²	260	suínos	9,3	28,0	623	12,5	20,9	25,4	397	1.092	2.139	4,7	54,8	-95,9	4.278	2,4	109,5	-291,8
UPL ¹	150	matrizes	11,2	13,4	1.239	24,8	6,1	54,8	854	1.800	2.576	7,8	19,2	-43,1	5.152	3,9	38,3	-186,2

Continua...

Tabela 5. Continuação

Granjas instaladas			IN11/2009 IMA-SC					Balanço de nutrientes										
Tipo	Aloj. ⁵	Cat.	Área ⁶	Dens. ⁷	DLS ⁸	DA ⁹	DM ¹⁰	Exc. ¹¹	Oferta de DLS e P ₂ O ₅			Demanda P ₂ O ₅ = 460 kg ha ⁻¹ .ano ⁻¹						
									DLS ¹²	Of.P ₂ O ₅	Dem.P ₁₄	DA ¹⁵	DM ¹⁰	Exc. ¹¹	Dem.P ₁₆	DA ¹⁵	DM ¹⁰	Exc. ¹¹
CC ³	150	matrizes	11,4	13,2	4.251	85,0	1,8	86,6	2.773	7.065	2.622	30,7	4,9	62,9	5.244	15,4	9,8	258
Creche ⁴	1.500	leitões	7,2	208,3	639	12,8	117,4	43,6	717	1.200	1.656	5,2	287,5	-38,0	3.312	2,6	575,0	-176,0
Totais	-	-	71,5	-	19.642	392,8	-	81,8	13.375	31.317	16.445	136,2	-	47,5	32.890	68,1	-	-5,0

¹Unidade de produção de leitões; inclui 27,92 leitões em creche (35 dias) por matriz alojada por ano. ²Unidade de terminação de suínos com 3,26 lotes por ano (105 dias). ³Unidade de produção de suínos em ciclo completo, inclui 27,92 leitões em creche (35 dias) e 27,31 suínos terminados (105 dias) por matriz alojada por ano. ⁴Creche de leitões com 8,69 lotes por ano (35 dias). ⁵Número de animais alojados conforme categoria (Cat.) de referência por tipo de granja. ⁶Área agrícola disponível na propriedade rural. ⁷Densidade de animais conforme categoria de referência por tipo de granja em função da área agrícola disponível na propriedade rural. ⁸Produção anual de DLS, conforme parâmetros do IMA, Santa Catarina (2009); 7L/dia para suínos em terminação; 1,4 L/dia para leitões em creche; 27 L/dia para matrizes com leitões na maternidade e 16,2 L/dia para matrizes em gestação. ⁹Demanda de área agrícola conforme limite de aplicação de 50 m³ ha⁻¹.ano⁻¹. ¹⁰Densidade máxima de animais alojáveis conforme categoria de referência por tipo de granja em função da DAA. ¹¹Excedente de DLS calculado em função da DAA e área agrícola disponível na propriedade rural. ¹²Produção anual de DLS, conforme parâmetros da Tabela 1 (Miele, 2019; Oliveira et al., 2017, 2020; Tavares, 2016). ¹³Oferta anual de P₂O₅ via DLS, conforme parâmetros da Tabela 1 (Miele, 2019; Oliveira et al., 2017, 2020; Tavares, 2016). ¹⁴Demanda anual de P₂O₅ na área agrícola disponível na propriedade rural para um sistema de culturas de milho (10 t.grãos.ha⁻¹) e pastagem anual de gramíneas de inverno (8 t.matéria seca.ha⁻¹) com demanda média anual de P₂O₅ de 230 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ (Manual..., 2016). ¹⁵Demanda anual de P₂O₅ na área agrícola disponível na propriedade rural para um sistema de culturas com milho para silagem (24 t.matéria seca ha⁻¹), milho para grãos (10 t.grãos.ha⁻¹) e pastagem anual de gramíneas de inverno (8 t.matéria seca ha⁻¹) com demanda média anual de P₂O₅ de 460 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ (Manual..., 2016).

dade máxima derivada do limite de aplicação de $50 \text{ m}^3.\text{DLS}.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, conforme a IN11/2009 (IMA-SC), que era 6,1 e 1,8 matrizes por hectare para granjas do tipo UPL e ciclo completo, 117,4 leitões por hectare para creche e 20,9 suínos por hectare para unidades de terminação. A demanda de área agrícola, também conforme a IN11/2009 (IMA-SC), para reciclagem dos $19.642 \text{ m}^3.\text{DLS}.\text{ano}^{-1}$ gerados na microbacia era de 392,8 ha, ou 5,5 vezes maior do que a área agrícola efetivamente utilizada para reciclagem do DLS como adubo orgânico. Desta maneira, o excedente de DLS nas propriedades variava de 25,4 até 94,4%, o que em valores médios representava 81,8% do DLS gerado na microbacia. Ainda conforme a IN11/2009 (IMA-SC) que vigorou até 2014 em SC, a adequação ambiental desta microbacia requereria a destinação do excedente DLS para outros 321,3 ha de áreas agrícolas até que fosse satisfeita a demanda de 392,8 ha para reciclagem do DLS dentro do limite de $50 \text{ m}^3.\text{DLS}.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Na inviabilidade de se aumentar a área de disposição do DLS, seria necessária a instalação de um sistema de tratamento para $16.067 \text{ m}^3.\text{DLS}.\text{ano}^{-1}$ que permitisse a exportação do adubo orgânico para outras regiões.

Considerando os valores de produção de DLS e excreção de P_2O_5 por animal alojado (Tabela 1), conforme medido em granjas comerciais de SC (Miele, 2019; Oliveira *et al.*, 2017, 2020, 2020; Tavares, 2016), foi possível estimar com maior precisão a oferta de DLS e de P_2O_5 nas propriedades rurais da microbacia em análise. Verificou-se uma redução de 32% na estimativa de produção de DLS na microbacia, para $13.375 \text{ m}^3.\text{ano}^{-1}$. A redução na produção de DLS foi atribuída à melhoria dos sistemas de produção de suínos, com a implementação de tecnologias mais eficientes de gestão de água na granja (Vilas-Boas *et al.*, 2016). A oferta de P_2O_5 variou de 1.196 até $2.576 \text{ kg}.\text{P}_2\text{O}_5.\text{ano}^{-1}$ para as granjas do tipo UPL, 460 até $2.139 \text{ kg}.\text{P}_2\text{O}_5.\text{ano}^{-1}$ para as unidades de terminação de suínos, $7.065 \text{ kg}.\text{P}_2\text{O}_5.\text{ano}^{-1}$ para a granja de ciclo completo e $1.200 \text{ kg}.\text{P}_2\text{O}_5.\text{ano}^{-1}$ para a creche. No total das 10 granjas, a oferta anual de P_2O_5 foi estimada em $31.317 \text{ kg}.\text{ano}^{-1}$.

Em entrevista com os produtores rurais, verificou-se que o principal sistema de culturas empregado nas áreas agrícolas destas propriedades era a produção de milho no verão, com produtividade média de 10 t.grãos.ha⁻¹, e de pastagem de gramíneas anuais de inverno, com estimativa de produção de 8 t.matéria seca.ha⁻¹. A demanda de P₂O₅, conforme recomendações de adubação de manutenção para este sistema de culturas é de 230 kg.P₂O₅ ha⁻¹.ano⁻¹ (Manual..., 2016), o que corresponde a uma demanda total de 16.445 kg.P₂O₅.ano⁻¹ para os 71,5 ha disponíveis deste sistema de culturas no conjunto das 10 propriedades da microbacia. Considerando esta demanda de P₂O₅ por hectare, seriam necessários 136,2 ha deste sistema de culturas para absorver a oferta de P₂O₅ via DLS gerado na microbacia, o que indica um excedente de DLS equivalente a 47,5% da produção anual de DLS. No entanto, verificou-se que três propriedades passaram a ter demanda de P₂O₅ nas áreas agrícolas maior do que a oferta deste nutriente via DLS gerado nas granjas instaladas nestas propriedades. Desta maneira, estas propriedades poderiam receber parte do DLS gerado nas demais propriedades em um programa integrado de gestão ambiental desta microbacia.

As áreas agrícolas disponíveis nas 10 propriedades rurais participantes deste estudo também foram amostradas para análise da fertilidade do solo para fins de recomendação de adubação (dados não apresentados). Verificou-se que 9,6% dos 71,5 ha apresentavam teores de P disponível (Mehlich-1) na camada 0-10 cm do solo classificados como baixos ou médios, segundo Manual... (2016). Outros 23,1% desta área foram classificados com teores altos de disponibilidade de P, enquanto que 67,3% da área já apresentava teores de P considerados muito altos (Manual..., 2016). Estes dados refletem o histórico de uso intensivo de DLS nestas áreas, com aporte de P₂O₅ ao solo acima da demanda das culturas agrícolas.

A adequação ambiental desta microbacia requereria, portanto, a destinação deste excedente de DLS para outros 64,7 ha de área agrícola, até ser satisfeita a demanda de 136,2 ha para reciclagem do DLS em função do balanço de nutrientes nas 10 propriedades avaliadas nesta microbacia. Uma alternativa seria a intensificação do sistema de cul-

turas a fim de se aumentar a demanda de P_2O_5 por hectare, reduzindo então a demanda de área agrícola para reciclagem do DLS. Finalmente, também seria possível a instalação de um sistema de tratamento para $6.353 \text{ m}^3 \cdot \text{DLS} \cdot \text{ano}^{-1}$ que permitisse a exportação do adubo orgânico para outras regiões.

Referências

AITA, C. *et al.* Aproveitamento dos dejetos de suínos e bovinos como fertilizantes: impactos ambientais e estratégias de mitigação. *In*: PALHARES, J. C. P.; GEBLER, L. (org.). **Gestão Ambiental na Agropecuária**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2014. p. 199–234.

ANGNES, G. *et al.* Correlating denitrifying catabolic genes with N_2O and N_2 emissions from swine slurry composting. **Bioresource Technology**, v. 140, p. 368–375, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.04.112>

BRASIL. Decreto-Lei nº 303, de 28 de Fevereiro de 1967. Cria o Conselho Nacional de Controle da Poluição Ambiental e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: Seção 1, p. 2480, 28 fev. 1967.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 420 de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, n. 249, 30 dez. 2009.

CETESB. **Vinhaça**: Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo: CETESB, 2006, p. 1-12. (P4.231).

DALLA COSTA, M.; NICOLOSO, R. da S.; FEDDERN, V. Eficiência da peneira de escova rotativa para remoção de sólidos e nutrientes dos dejetos líquidos de suínos. *In*: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS, 4., 2015, Rio de Janeiro, RJ. **Anais...** Brasília: Embrapa, 2015.

ESCOSTEGUY, P. A. V. *et al.* 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 331-351.

FEPAM. Portaria FEPAM nº 85 de 5 de setembro de 2014. Dispõe sobre o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) dos solos para nove elementos químicos naturalmente presentes nas diferentes províncias geomorfológicas /geológicas do Rio Grande do Sul. **Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, 11 set 2014.

GATIBONI, L. C. *et al.* Establishing environmental soil phosphorus thresholds to decrease the risk of losses to water in soils from Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, e0200018, 2020. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20200018>

GATIBONI, L. C. *et al.* Limites críticos ambientais de fósforo no solo para avaliar seu risco de transferência para águas superficiais no estado de Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1225-1234, 2015. Doi: 10.1590/01000683rbcs20140461.

GRAVE, R. A. *et al.* Short-term carbon dioxide emission under contrasting soil disturbance levels and organic amendments. **Soil and Tillage Research**, v. 146, p. 184–192, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.10.010>

GRAVE, R. A. *et al.* Determining the effects of tillage and nitrogen sources on soil N₂O emission. **Soil and Tillage Research**, v. 175, p. 1-12, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.08.011>

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.

MIELE, M. **Custos de produção de suínos em 2018 nos países da rede InterPIG**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 18 p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 565).

MOREIRA, A.; MOTTA, A. C. V.; COSTA, A.; MUNIZ, A. S.; CASSOL, L. C.; ZANÃO JÚNIOR, L. A.; BATISTA, M. A.; MÜLLER, M. M. L.; HAGER, N.; PAULETTI, V. (ed.). **Manual de adubação e calagem para o Estado do Paraná**. Curitiba: SBCS, Núcleo Estadual do Paraná, 2017. 482 p. il. color.

NICOLOSO, R. da S. *et al.* **Tecnologias para destinação de animais mortos na granja**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2017. 34 p. 1 cartilha. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/156996/1/final8459.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2024.

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

OLIVEIRA, P. A. V. de *et al.* Modélisation du volume de lisier produit par les truies en maternité et en gestation au Brésil In: JOURNÉES DE LA RECHERCHE PORCINE, 52., 2020, Paris. **Résumés et textes**. IFIP; INRAE, 2020. p. 325-329..

OLIVEIRA, P. A. V. de *et al.* Modélisation du volume et de la composition du lisier des porcelets en post-sevrage au Brésil. In: 49 ÈMES JOURNÉES DE LA RECHERCHE PORCINE, 49., 2017, Paris. **Résumés et textes**. Association Française de Zootechnie: INRA: IFIP, 2017. p. 251-256.

PAULETTI, V.; MOTTA, A. C. V. (ed.) **Manual de adubação e calagem para o Estado do Paraná**. 2 ed. Curitiba: NEPAR-SBCS, 2019. 289 p.

PETERSEN, S. O.; LIND, A. M.; SOMMER, S. G. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. **Journal of Agricultural Science**, [s. l.], v. 130, n. 1, p. 69–79, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S002185969700508X>

RIBEIRO, A. C.; GUIMARAES, P. T. G.; ALVAREZ V. V. H. (ed.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**: 5. Aproximação. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. 359 p.

ROCHA, P. N. Hipercalemia. **Jornal Brasileiro de Nefrologia**, v. 31, n. 1, p. 5-5, 2009. Disponível em: https://bjnephrology.org/wp-content/uploads/2019/08/jbn_v31n2a2.pdf. Acesso em: 18 jan. 2024.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico e Sustentável. Instituto do Meio Ambiente. **Instrução normativa nº 11:** suinocultura. Florianópolis: IMA (órgão sucessor da FATMA), 2022. Disponível em: <https://in.ima.sc.gov.br/>. Acesso em: 19 jan. 2024.

SOARES, J. C.; CASAGRANDE, M. R.; 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**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2014. v. 2. p. 145–198.

SOUSA, D. M. G. de; LOBATO, E. (ed.). **Cerrado:** correção do solo e adubação. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004. 416 p. il.

TAVARES, J. M. R. **Modelagem do consumo de água, produção de dejetos e emissão de gases de efeito estufa e amônia na suinocultura**. 229 f. 2016. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis.

TRAN, M. T. *et al.* Nitrogen turnover and loss during storage of slurry and composting of solid manure under typical Vietnamese farming conditions. **Journal of Agricultural Science**, v. 149, n. 3, p. 285–296, 2011. <https://doi.org/10.1017/S0021859610000699>

VAN GRINSVEN, H. J. M. *et al.* Management, regulation and environmental impacts of nitrogen fertilization in northwestern Europe under the Nitrates Directive: a benchmark study. **Biogeosciences**, v. 9, n. 12, p. 5143–5160, 2012. <https://doi.org/10.5194/bg-9-5143-2012>

VAN RAIJ, B. *et al.* (ed). **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**. 2.ed.rev.atual. Campinas: IAC, 1997. 285 p. (IAC. Boletim Técnico, 100).

VILAS-BOAS, J. *et al.* **Gestão da Água na Suinocultura**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2016. 32 p. 1 cartilha. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/160645/1/Gestao-Agua.pdf>. Acesso em: 5 mar. 2024.

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. *et al.* Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 320–325, 2010. <https://doi.org/10.1590/s1415-43662010000300013>

CAPÍTULO 6

Uma visão geoespacial para o licenciamento da suinocultura em âmbito municipal

Carlos Gustavo Tornquist e Tiago Broetto

Introdução

A aplicação de dejetos de suínos, após tratamento simplificado (como o seu armazenamento em esterqueiras), em solos agrícolas é a alternativa de destino final usualmente recomendada pelos órgãos ambientais licenciadores da atividade. Esta destinação pode causar impactos ambientais, especialmente nas águas e nos solos. O licenciamento ambiental da atividade muitas vezes carece de uma visão integrada, com a espacialização das unidades produtoras e glebas que receberão os dejetos. Uma abordagem possível para sanar essa deficiência seria estabelecer indicadores para avaliação do impacto ambiental da atividade suinícola em escala municipal (ou de pequena bacia hidrográfica) que pudessem ser usados pelos órgãos licenciadores da atividade. Um estudo de caso foi conduzido no município de Quinze de Novembro (RS). Uma base de dados geoespacial foi criada em ambiente de SIG (sistemas de informações geográficas), apoiada em levantamento sistemático da suinocultura e das glebas (lavouras) que recebem dejetos líquidos de suínos, conduzido a campo, incluindo as propriedades suinícolas (localização das glebas, lagoas de tratamento de dejetos, quantidade

de dejetos aplicados), uso atual das terras, solos, rede de drenagem e modelo digital do terreno. Um conjunto de 15 indicadores agroambientais foi derivado com o apoio de ferramentas de geoprocessamento. A interpretação destes indicadores aplicados à situação de Quinze de Novembro possibilita avaliar de forma abrangente os impactos ambientais potenciais da suinocultura como conduzida atualmente no município, identificando situações de maior risco. A abordagem permite qualificar e refinar a sistemática de licenciamento ambiental da atividade suinícola, mitigando impactos potenciais atuais e, especialmente, futuros desta relevante atividade produtiva.

A atividade suinícola possui grande importância econômica no Brasil, com crescimento continuado há décadas e contribuições importantes para a balança comercial brasileira (ABPA, 2021). De outra parte, esta atividade produtiva tem sido historicamente associada a impactos ambientais, especialmente pela produção de dejetos e emissões de odores. Os dejetos líquidos de suínos (DLS) possuem elevado potencial poluidor, requerendo manejo e destinação adequados. Os órgãos de licenciamento ambiental usualmente recomendam a aplicação dos DLS em solos agrícolas. Entretanto, a utilização contínua de grandes volumes de DLS provoca modificações importantes nos solos. Por exemplo, tem sido observado acúmulo de macro e micronutrientes nas camadas mais superficiais dos solos, eventualmente ocorrendo migração para camadas mais profundas (Guardini *et al.*, 2012; Broetto *et al.*, 2014; Grohskopf *et al.*, 2016). Nessa situação, é incrementado o risco ambiental de contaminação das águas superficiais pelo escoamento superficial (Allen; Mallarino, 2008; Giroto *et al.*, 2010a). Essas situações descritas têm forte componente locacional, ou seja, são afetadas por aspectos biogeofísicos e pedológicos das glebas agrícolas (lavouras) que recebem o DLS.

Alguns estudos iniciais com abrangência municipal ou regional no Sul do Brasil relacionaram os aspectos produtivos e biogeofísicos de pequenas bacias hidrográficas com os impactos ambientais decorrentes da aplicação de DLS (Miranda, 2007; Rech; Shoenhals; Follador, 2008). A ausência de informações espacialmente explícitas, como a localização das propriedades e identificação das lavouras que recebem DLS, limitava o alcance das conclusões e recomendações e, por sua vez, restringia a

aplicabilidade para fins de licenciamento ambiental da atividade suinícola. Mais recentemente, Bernardo *et al.* (2020) avançou neste detalhamento e mostrou que os riscos ambientais são efetivamente diferenciados conforme os aspectos biogeofísicos das lavouras onde são aplicados os DLS. Os impactos ambientais locais poderiam ser subestimados ou até ignorados em uma análise que desconsiderasse a localização das propriedades e suas lavouras usadas para destinação dos DLS.

As revisões de legislação, como a Lei 12.272/2012 (Lei de Proteção da Vegetação Natural - LPVN), também conhecida como Novo Código Florestal, estabeleceram restrições e condicionantes ao uso das terras em zonas ambientalmente sensíveis nas propriedades rurais. Ao mesmo tempo, normas ambientais estaduais específicas para a atividade suinícola, tais como a do Rio Grande do Sul (FEPAM, 2014) e de Santa Catarina (Santa Catarina, 2022), estabelecem igualmente regras para licenciamento da atividade. Todas essas normas têm forte componente geoespacial, o que demanda conhecimento detalhado da paisagem onde se inserem as propriedades rurais. Nesta situação, a ampla disponibilidade de computadores pessoais, softwares de mapeamento e visualização espacial, bases de dados e conexão com a Internet sugerem claramente a utilização de abordagens baseadas em ferramentas de geoprocessamento. A partir da definição de indicadores ambientais específicos para a suinocultura, é possível correlacionar os processos ecossistêmicos nos solos com a localização das unidades produtivas (galpões e esterqueiras) e lavouras que recebem DLS e realizar avaliações de forma expedita sobre o impacto ambiental da suinocultura que possam ser utilizados pelos órgãos licenciadores ambientais municipais ou estaduais.

Considerando a disponibilidade de dados geoespaciais na região Sul do Brasil, propusemos 15 indicadores espacialmente explícitos e de fácil obtenção para apoiar a avaliação de impactos da suinocultura que incluem parâmetros biogeofísicos e produtivos, além dos aspectos legais incidentes sobre a atividade. Estes indicadores propostos foram agrupados em dois níveis de detalhamento: microbacias e glebas agrícolas (Tabela 1).

Tabela 1. Indicadores desenvolvidos em duas escalas (bacia e lavouras) para avaliação do impacto da aplicação de dejetos suínos.

Indicador	Descrição
para bacias	
IB1	Área com uso agrícola nas microbacias
IB2	Área das microbacias com aplicação de DLS
IB3	Área agrícola das microbacias com aplicação de DLS
IB4	APP originais de 30 m nas microbacias que requerem recuperação ambiental
IB5	APP originais de 5 m nas microbacias que requerem recuperação ambiental
IB6	APP a recuperar que atualmente recebem DLS
para lavouras	
IL1	Taxa de aplicação de DLS na lavoura ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$)
IL2	Classificação da lavoura quanto a resistência do solo à degradação
IL3	Declividade da lavoura que recebe DLS (%)
IL4	Distância entre o centroide da lavoura e o curso d'água mais próximo (m)
IL5	Distância entre o limite da lavoura com aplicação de DLS e curso d'água próximo (m)
IL6	Largura da faixa com potencial de amortecimento para DLS entre gleba e curso d'água (m)
IL7	Distância entre instalação suinícola e o curso d'água mais próximo (m)
IL8	Conflito entre as instalações atuais e APP (ha)
IL9	Áreas que requerem recuperação ambiental com aplicação de DLS (ha)

Estudo de Caso

O estudo foi realizado no município de Quinze de Novembro, na região do Planalto Sul-riograndense no estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Figura 1). O clima é subtropical úmido, com verão quente (Köppen Cfa), temperatura média anual de 18 °C e precipitação anual de 1.750 mm. Os solos são principalmente Latossolo Vermelho e a associação Neossolo Regolítico/Chernossolos Argilúvicos (Tornquist, 2009). Atualmente, mais de 80% da área terrestre do município apresenta uso agrícola, sendo cultivados principalmente soja e milho no verão e aveia e trigo no inverno, sob sistema de plantio direto (Tornquist, 2009).



Figura 1. Localização da região de estudo: município de Quinze de Novembro, RS.

Quando do levantamento de dados, a suinocultura era empreendida em 16 estabelecimentos com licenciamento ambiental, totalizando um rebanho de 7.475 animais em terminação e 4.120 em outras fases do sistema de produção, conforme dados do ano-base de 2010. Conforme estabeleci-

do nas licenças ambientais registradas nos órgãos municipais e estaduais responsáveis, a aplicação de DLS é realizada em glebas próprias dos suinocultores ou de vizinhos cadastrados.

O estudo utilizou dados espaciais digitais: camadas vetoriais extraídas de cartas topográficas na escala 1:50.000 (Hasenack; Weber, 2010) e limites municipais (IBGE, 2010); modelo digital do terreno do SRTM (Shuttle Radar Topography Mission); e mosaico georeferenciado e ortoretilificado de imagens orbitais de alta resolução (Garmin, 2014). O processamento e análise dos dados geoespaciais foi realizado no software ArcGIS 10.2 (ESRI, 2013).

Inicialmente, foi realizado um levantamento in situ de todos os suinocultores licenciados no município, que incluiu a atualização da população de suínos para o ano-base 2010, a localização (com GPS de navegação) das lagoas de tratamento dos DLS (esterqueiras) e das lavouras com aplicação de dejetos (Figura 2). O volume anual de DLS produzido nas propriedades foi estimado conforme Bordin *et al.* (2005), o qual pondera o rebanho de criação e terminação em 300 dias de alojamento de suínos. ano⁻¹: 7,5 L de DLS por suíno.ano⁻¹. Em sequência, uma etapa de geoprocessamento delimitou manualmente as glebas agrícolas e fragmentos de vegetação original (matas) mediante interpretação visual das imagens de satélite de alta resolução para a obtenção de um mapa simplificado de uso atual do solo. Adicionalmente, foi atualizada a localização de nascentes e da rede de drenagem da cartografia digital, disponível em escala 1:50:000. As microbacias hidrográficas do município foram delimitadas de forma automatizada no SIG, a partir do SRTM, e depois seus limites (no arquivo vetorial obtido) foram suavizados e corrigidos manualmente com base na rede de drenagem previamente atualizada. Aspectos atuais da legislação ambiental, como Áreas de Preservação Permanente (APP), Áreas Consolidadas e áreas degradadas a recuperar conforme a LPVN (Brasil, 2012) foram também delimitadas. Os critérios para recuperação de APP ripárias levam em conta o tamanho da propriedade e a dimensão transversal do curso d'água, sendo no mínimo 5 m desde às margens para pequenas propriedades como na região de estudo.

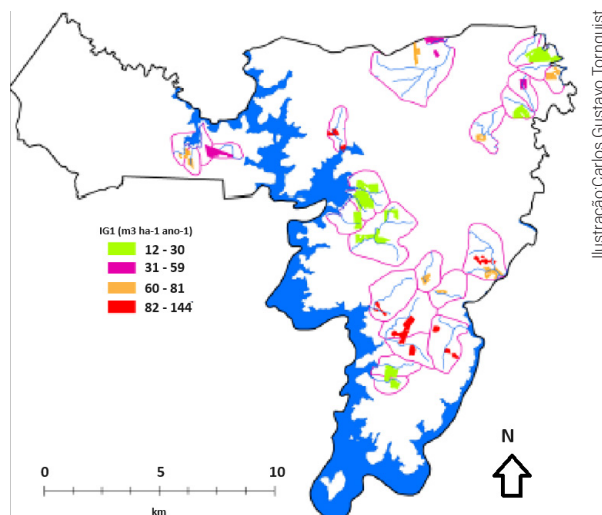


Figura 2. Glebas com aplicação de dejetos de suínos em Quinze de Novembro, RS.

Os resultados obtidos na análise das pequenas bacias hidrográficas em Quinze de Novembro (Tabela 3) com produção de suínos mostram que a atividade agrícola domina a área destas bacias (IB1), o que revela potenciais impactos ambientais pré-existentes, normalmente associados com a agricultura intensiva (dentre os quais degradação dos solos, perda de solos, nutrientes, biodiversidade). Neste contexto, a aplicação de DLS atinge uma área pouco expressiva em relação à área total (IB2) ou mesmo considerando apenas a área agrícola que efetivamente é cultivada (IB3), o que minimiza o potencial de contaminação das águas superficiais por poluição difusa, incluindo-se nesta os DLS (Tabela 2). De outra parte, fica evidente a necessidade de adequação a LPVN, pois as APP foram em parte degradadas (IB4 e IB5) ao longo de décadas de exploração agrícola. Mesmo assim, apenas uma pequena parte destas áreas a recuperar atualmente recebem DLS (IB6), o que sugere que as ações de recuperação previstas no LPVN não dificultam o manejo dos DLS produzidos.

Tabela 2. Dados geográficos e ambientais do município de Quinze de Novembro e das microbacias afetadas pela produção suínica.

Dados	
Município	Área (ha)
Área total	22.350
Área Agrícola	14.060
Área com fragmentos florestais, vegetação em estágio avançado de sucessão natural e reflorestamento	824
APP existente ¹	
30 m	2.615
5 m	1.394
Área consolidada	1.583
APP total a ser recuperada	869
Bacias com produção comercial de suínos	
Área total	4.848
Área com uso agrícola	3.464
Área com fragmentos florestais ou estágio avançado de sucessão natural	824
Área com aplicação de dejetos de suínos	501
APP existente	
30 m	493
	Continua...

Tabela 2. Continuação

Dados		Área (ha)
5 m		190
Área agrícola consolidada		299
APP total a ser recuperada		126
Área com aplicação de DLS a ser recuperada		10.0

¹¹Todos os cursos d'água foram considerados como tendo seção transversal menores ou igual a 10 m, e, portanto, com APP ripária de no mínimo 30 m, conforme LPVN (2012). Parte significativa das APP mapeadas não alcançou os 30 m requeridos por estar sendo usada para atividades agrícolas, sendo então considerados áreas (agrícolas) consolidadas. Neste caso foram calculados os remanescentes de vegetação original até 5m.

A taxa de aplicação de DLS por área foi por muito tempo utilizada no licenciamento da atividade suinícola por órgãos ambientais (por exemplo, Santa Catarina, 2022). Efetivamente, evidências derivadas de estudos indicavam que taxas de aplicação de DLS superiores a $80 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ poderiam ser mais impactantes (Ceretta *et al.*, 2005; Giroto *et al.*, 2010b; Mattias *et al.*, 2010). No trabalho realizado em Quinze de Novembro, o indicador IL1 mede a dose média anual estimada de aplicação de DLS em cada estabelecimento suinícola (Tabela 3). A média calculada para as glebas abrangidas pelo estudo ($62,3 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, com uma gleba recebendo $140 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) seria inadequada à luz de recomendações baseadas em volume aplicado (Santa Catarina, 2022). Atualmente, a definição de taxa de aplicação permitida ou recomendada baseada em volumes fixos está sendo superada por recomendações mais robustas. A FEPAM (2014) recomenda o cálculo do volume baseado no teor N, de forma a atender a cultura-alvo. A revisão da norma de Santa Catarina (Instrução Normativa nº 11 do IMA, 2022) indica a avaliação do P, tanto no DLS como no solo que o receberá, definindo um critério ambiental robusto para a recomendação de aplicação.

Tabela 3. Indicadores ambientais em escala de microbacias com suinocultura, considerados em relação ao município (Quinze de Novembro) em estudo de caso, para avaliação do impacto ambiental potencial da atividade suinícola.

Indicador para Bacias	Descrição	%
IB1	Área com uso agrícola nas microbacias	71
IB2	Área das microbacias com aplicação de DLS	10
IB3	Área agrícola das microbacias com aplicação de DLS	14
IB4	APP originais de 30 m nas microbacias que requerem recuperação ambiental	26
IB5	APP originais de 5 m nas microbacias que requerem recuperação ambiental	66
IB6	APP a recuperar que atualmente recebem DLS	8

Para avaliar de forma mais abrangente o aspecto edáfico, incorporamos um indicador categórico (IL2), aplicando a classificação técnica proposta por Kämpf *et al.* (2008). Esta classificação interpretativa pode ser desenvolvida para qualquer região a partir de levantamentos de solo conforme os critérios explicitados na publicação citada. No caso da região de estudo (Quinze de Novembro), após a reclassificação do levantamento de solos, a maioria dos solos nas glebas utilizadas para disposição de DLS (Latosolos Vermelho) foi classificada como de alta resistência a impactos ambientais. Latossolos Vermelhos distróficos com horizonte superficial franco-arenoso e outras classes de solos, como Chernossolos e Neossolos, ocupam aproximadamente 1.500 ha (7% da área municipal; 18% das glebas com aplicação de DLS), enquadrados como de média resistência a impactos ambientais. Estes solos apresentam, portanto, maior risco de degradação e demandariam monitoramento constante, o que a priori não recomendaria a aplicação de DLS. De outra parte, poderia o licenciamento ambiental estabelecer condicionantes limitando a produção de suínos (e portanto, DLS) por bacia ou por propriedade.

Outro indicador proposto é a declividade média da gleba (IL3), um dos fatores determinantes do potencial de escoamento superficial e erosão hídrica. Na situação da região de estudo, as glebas que recebem DLS têm declividade entre 3,5 e 8,5% (Tabela 4), o que a priori indicaria baixa suscetibilidade à ocorrência de erosão (Ramalho Filho; Beek, 1995). Entretanto, eventos extremos de precipitação logo após a aplicação dos DLS nos solos poderão carrear nutrientes e contaminantes com coliformes para os cursos d'água. Então, indicadores que relacionem a distância entre glebas com aplicação de DLS e cursos d'água são úteis. Em geral, quanto maior esta distância, maior a probabilidade de atenuação da carga poluidora dos DLS por outros usos das terras, que podem funcionar como "zonas de amortecimento" no ambiente ripário (Lovell; Sullivan, 2006). Como glebas agrícolas usualmente têm geometria variável, desde formas retangulares até poligonais, inclusive com lados curvilíneos, esta avaliação pode ser de difícil execução. Para avaliar este aspecto posicional, utilizamos IL4, baseado no centróide da gleba, sintetizando em um ponto a área que recebe DLS; e IL5, que considera a linha de menor distância entre

a gleba até o curso d'água mais próximo. Ambos são obtidos com funções comuns em diversas implementações de SIG. Os valores calculados no caso em estudo indicaram situações de maior risco de transporte dos DLS por escoamento superficial até a rede de drenagem. Por exemplo, o IL5 com valor 0 indica uma gleba com aplicação de DLS que se estende até a margem do curso d'água (Tabela 4). A intersecção da linha de menor distância (IL5) e mapa de uso atual das terras com localização dos fragmentos de vegetação nativa permite estimar de maneira simplificada a ocorrência de faixas de amortecimento "naturais" (IL6). É importante considerar que a aplicação destes indicadores não prescinde de inspeção local, gleba a gleba, pois eventualmente podem ocorrer episódios de fluxo preferencial dentro das áreas de amortecimento.

O IL7 representa a distância das lagoas de tratamento anaeróbio (esterqueiras), onde são armazenados DLS por intervalos de semanas até meses, ao curso d'água mais próximo. Esterqueiras muito próximas dos cursos d'água apresentam risco de contaminação das águas superficiais no caso de acidentes, como transbordamento ou perdas de DLS no carregamento dos tanques distribuidores. O IL7 pode ser interpretado diretamente à luz das diretrizes ambientais existentes nos estados do Sul (IMA,2022; FEPAM, 2014). A média deste indicador para as propriedades da região foi de 183 m, indicando existirem instalações em desacordo com a norma vigente, que estabelece no mínimo 25 m para empreendimentos pequenos e 100 m para médios (FEPAM, 2014). Por exemplo, uma propriedade com empreendimento de médio porte apresentou 36 m entre esterqueira e o curso d'água. O mapa de uso atual das terras também permitiu identificar instalações de produção (galpões) existentes até 2008 ocupando APP, sendo, portanto, estas áreas definidas como "consolidadas", de acordo com o NCD. O IL8 mostra que as propriedades com produção de suínos em Quinze de Novembro têm intervenção mínima, no máximo atingindo 1 ha de APP. Finalmente, o IL9 identifica a área em conflito existente por conta de lavouras que recebem DLS, sendo este estimado em 0,2 ha em média para as glebas, com máximo de 1,7 ha. As glebas ou suas frações com este conflito de uso não devem mais receber aplicação de DLS, considerando que estas áre-

as deverão ser recuperadas proximamente com a implementação dos PRA (Planos de Recuperação Ambiental) estaduais previstos no LPVN.

Conclusões

Os indicadores propostos e testados neste estudo indicam reduzido impacto ambiental potencial da suinocultura em Quinze de Novembro. A análise destes indicadores na situação deste município permitiu uma visão sinótica da situação da suinocultura com foco ambiental. Evidenciou-se a necessidade de um exame detalhado das lavouras com indicadores com valores extremos, nas quais o risco ambiental seria mais elevado, podendo ser restringida ou mesmo vetada a aplicação de DLS.

A utilização dos indicadores propostos permite o mapeamento e a identificação de áreas que apresentam maior risco ambiental para a atividade suinícola em microbacias hidrográficas e que demandam maior atenção por parte do licenciador (e certamente do produtor). A ferramenta poderia ser utilizada para fundamentar a decisão de aprovar o licenciamento de um produtor desta área, mas com critérios mais rigorosos.

Convém destacar que é importante considerar que essa abordagem pressupõe a aplicação de DLS de acordo com as melhores práticas de manejo nas glebas selecionadas (solos cultivados) para receber dejetos. Da mesma forma, outros aspectos, como o sistema de cultivo adotado nas glebas (especialmente quanto a inclusão de culturas perenes), devem ser levados em conta.

O refinamento e a validação destes indicadores em outros municípios permitirão a consolidação de um protocolo espacialmente explícito para apoio à tomada de decisão no processo de licenciamento ambiental da suinocultura, em particular considerando cenários futuro de expansão da atividade, de grande utilidade para os órgãos licenciadores municipais ou estaduais.

Tabela 4. Dados geográficos e ambientais do município de Quinze de Novembro e das microrregiões afetadas pela produção suinícola.

Indicador para Glebas	Descrição	Estatística		
		Média	DP	Max. / Mín.
IL1	Taxa de aplicação de DLS na gleba ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$)	62	36	144 / 12
IL2	Classificação da gleba quanto a resistência à degradação pela aplicação de DLS	A	n.a.	A / B
IL3	Declividade da gleba que recebe DLS (%)	5,9	2,4	8,5 / 3,5
IL4	Distância entre o centroide da gleba e o curso d'água mais próximo (m)	187	149	754 / 4
IL5	Distância entre o limite da gleba com aplicação de DLS e o curso d'água mais próximo (m)	58	106	626 / 0
IL6	Largura da faixa com potencial de amortecimento para DLS entre gleba e curso d'água (m)	49	62	286 / 5
IL7	Distância entre instalação suinícola e o curso d'água mais próximo (m)	183	144	586 / 36
IL8	Conflito entre as instalações atuais ¹ e APP (ha)	0,3	0,4	1,0 / 0,0
IL9	Áreas que requerem recuperação ambiental com aplicação de DLS (ha)	0,2	0,4	1,7 / 0,0

DP = Desvio Padrão; Max. = Máximo; Mín. = Mínimo; A = ALTA; B = BAIXA; n.a. = não se aplica.

¹Considerando a situação mais usual de empreendimento de pequeno porte.

Referências

- ABPA. **Produção brasileira de carne suína**. Disponível em: [http://www. https://abpa-br.org/mercados/](http://www.https://abpa-br.org/mercados/). Acesso em: 27 abr. 2021.
- ALLEN, B. L.; MALLARINO, A. P. Effect of liquid swine manure rate, incorporation, and timing of rainfall on phosphorus loss with surface runoff. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 37, p. 125–137, 2008.
- BERNARDO, E. L. *et al.* Environmental risk assessment for the use of liquid swine manure as soil fertilizer. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 17, n. e17, 2020. <https://doi.org/10.21168/reg.a.v17e17>
- BORDIN, R. A.; PEREIRA, C. A. D.; EBOLI, M.; ARTILHEIRO, R.; FREITAS, C. A produção de dejetos e o impacto ambiental da suinocultura. **Revista de Ciências Veterinárias**, Valinhos, v. 3, n. 3, p. 1-4, 2005.
- BRASIL. Lei nº 12651, de 25 de maio de 2012. Código florestal brasileiro. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 28 maio 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm. Acesso em: 18 fev. 2014.
- BROETTO, C. G. *et al.* Soils and surface waters as affected by long-term swine slurry application in Oxisols of southern Brazil. **Pedosphere**, v. 24, n. 5, p. 585-594, 2014.
- CERETTA, C. A. *et al.* Dejeito líquido de suínos: I - perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, 2005.
- ESRI. **ArcGIS Professional GIS for the desktop**. versão 10.2. [s.l.], 2013.
- FEPAM. **Critérios técnicos para o licenciamento ambiental de novos empreendimentos destinados à suinocultura**. Porto Alegre, FEPAM, 2014. (Norma técnica). Disponível em: https://ww3.fepam.rs.gov.br/central/diretrizes/diret_suinovos.pdf. Acesso em: 22 fev. 2024.
- GARMIN. **BirdsEye®**. Disponível em: <https://buy.garmin.com/en-AU/AU/maps/on-the-trail-maps/birdseye/birdseye-satellite-imagery-subscription/prod70144.html>. Acesso em: 18 fev. 2014.

GIROTTO, E. *et al.* Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 955-965, 2010a.

GIROTTO, E. *et al.* Formas de perdas de cobre e fósforo em água de escoamento superficial e percolação em solo sob aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v. 40, p. 1948-1954, 2010b.

GUARDINI, R. *et al.* Phosphorus accumulation and pollution potential in a hapludult fertilized with pig manure. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1333-1342, 2012.

GROHSKOPF, M. A. *et al.* Copper and zinc forms in soil fertilized with pig slurry in the bean crop. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 9, p. 823-829, 2016. DOI:/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n9p823-829

HASENACK, H.; WEBER, E. (org.). **Base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul - escala 1:50.000**. Porto Alegre, UFRGS-IB-Centro de Ecologia. 2010. (Série Geoprocessamento, 3). Disponível em: http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo/index.php?option=com_content&view=article&id=75&Itemid=29. Acesso em: 18 fev. 2014.

IBGE. **Malha municipal digital do Brasil, situação em 2010**. Disponível em: <http://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/bases-cartograficas/mapas-municipais>. Acesso em: 18 fev. 2014.

IBGE. **Folha SH.22 Porto Alegre e parte das folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22. Lagoa Mirim: Geologia, geomorfologia, vegetação, uso potencial da terra**. Rio de Janeiro, 1986. (Levantamento de Recursos Naturais, 33).

IMA. Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina. **Instrução Normativa 11 - Suinocultura**. Norma técnica, 2022. Disponível em: <https://in.ima.sc.gov.br/>. Acesso em: 13 jun. 2022.

KÄMPF, N. *et al.* Metodologia para classificação de solos quanto à resistência a impactos ambientais decorrentes da disposição final de resíduos. **FEPAM em Revista**, Porto Alegre, v. 2, n.1, p. 11-17, 2008.

LOVELL, S. T.; SULLIVAN, W. C. Environmental benefits of conservation buffers in the United States: Evidence, promise, and open questions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 112, p. 249-260, 2006.

MATTIAS, J. L. *et al.* Copper, zinc and manganese in soils of two watersheds in Santa Catarina with intensive use of pig slurry. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1445-1454, 2010.

MIRANDA, C. R. Aspectos ambientais da suinocultura brasileira. In: SEGANFREDO, M. A. **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. p. 13-36.

RAMALHO FILHO, A.; BEEK, K. J. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras**. 3 ed. Rio de Janeiro, EMBRAPA-CNPS, 1995. 65 p.

RECH, C.; SHOENHALS, M.; FOLLADOR, F.A.C. Avaliação da capacidade de suporte para a atividade de suinocultura em uma microbacia hidrográfica do sudoeste do Paraná tendo em vista a prevenção da degradação ambiental. **Engenharia Ambiental**, v.5, n.3, p.220 – 233, 2008.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico e Sustentável. Instituto do Meio Ambiente. **Instrução normativa nº 11**: suinocultura. Florianópolis: IMA (órgão sucessor da FATMA), 2022. Disponível em: <https://in.ima.sc.gov.br/>. Acesso em: 19 jan. 2024.

CAPÍTULO 7

O licenciamento ambiental da suinocultura no Estado de Santa Catarina

*Diego Hemkemeier Silva, Gabriela Brasil dos Anjos,
Gabriela Casarin Ribeiro, Mariane Hatsuno Murakami
e Maristela Aparecida Silva*

Introdução

A Agência das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) em seu Food Outlook 2020 estimou uma produção para o ano de perto de 310 milhões de toneladas de carne bovina, de frango e suína. Impulsionado pelas importações de carne suína, as transações de exportação e importação situam-se em torno dos 35,5 milhões de toneladas, 2,60 e 9,57% a mais que o registrado em 2019 e 2018, respectivamente.

O Brasil apresentou uma expansão anual de 20% nas exportações de carne suína e de 9,3% nas de carne bovina, mas de apenas 1,66% nas de carne de frango (FAO, 2020). Atualmente, o Brasil possuiu 2.017.645 matrizes alojadas e produziu 3,983 milhões de toneladas de carne suína, conforme dados de 2019, ocupando o 4º lugar mundial (ABPA, 2020) (Figura 1). Neste ano, houve um aumento de 0,22% na produção nacional em relação ao ano anterior, sendo que 81% foram destinados ao mercado interno e 19% para exportação. Estes resultados

representaram um incremento de 16% nas exportações e um consumo per capita de carne suína de 15,3 kg (ABPA, 2020).

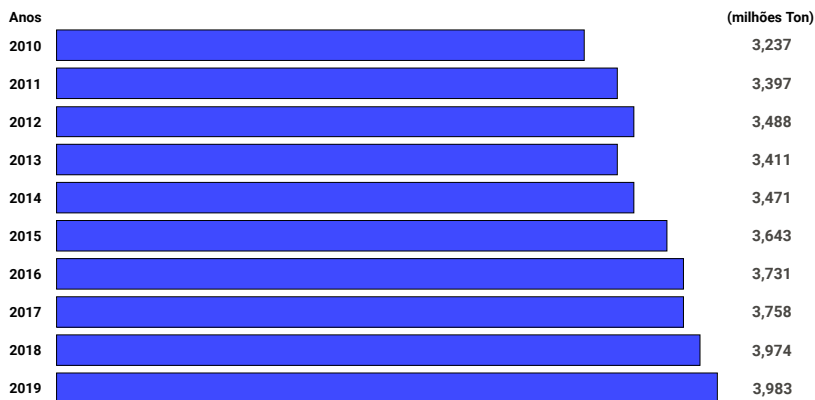


Figura 1. Produção brasileira de carne suína.

Fonte: ABPA, 2020.

Toda atividade econômica gera impactos ao meio ambiente, e a suinocultura é uma dessas atividades. Considerando a importância da produção de suínos, este capítulo apresenta um breve panorama da suinocultura no Brasil e especialmente no Estado de Santa Catarina, os impactos e o processo de licenciamento ambiental da atividade.

Licenciamento Ambiental¹

O Licenciamento Ambiental é um procedimento administrativo pelo qual o órgão ambiental competente licencia a localização, instalação, ampliação e a operação de empreendimentos e atividades utilizadoras de recursos ambientais consideradas efetiva ou potencialmente poluidoras, ou daquelas que, sob qualquer forma, possam causar degradação ambiental, considerando as disposições legais e regulamentares e as normas técnicas aplicáveis ao caso (Brasil, 1997).

¹Texto retirado do Portal Nacional de Licenciamento Ambiental do IBAMA.

No Brasil, a avaliação de impacto ambiental e o licenciamento de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras constituem instrumentos para a execução da Política Nacional de Meio Ambiente, Lei nº 6.938, editada em 31 de agosto de 1981. A avaliação de impacto ambiental é ainda matéria constitucional, prevista no Art. 225, § 1º, Inciso IV da Constituição Federal de 1988, que determina a realização de estudo prévio de impacto ambiental para a instalação no país de obras ou atividades potencialmente causadoras de significativa degradação do meio ambiente.

No âmbito da Lei nº 6.938/1981 foi instituído o Conselho Nacional do Meio Ambiente/Conama, órgão responsável pelo estabelecimento de normas e critérios para o licenciamento ambiental. Considerando a necessidade de se estabelecerem definições, responsabilidades, critérios básicos e diretrizes para o uso e implementação da avaliação de impacto ambiental, o Conama publicou, em 23 de janeiro de 1986, a Resolução nº 001 e submeteu o licenciamento ambiental de determinadas atividades modificadoras do meio ambiente à elaboração de estudo de impacto ambiental e respectivo relatório de impacto ambiental/EIA/RIMA.

A relevância adquirida pela questão ambiental no cenário brasileiro resultou, fato ímpar, em inclusão na Constituição Federal, promulgada em 5 de outubro de 1988, de um capítulo dedicado ao meio ambiente: o Capítulo VI, Art. 225, que define os direitos e deveres do Poder Público e da coletividade em relação à conservação do meio ambiente como bem de uso comum. No Parágrafo 1º, Inciso IV do Art. 225, a avaliação de impacto ambiental foi recepcionada pela Constituição Federal, devendo assim ser exigida pelo Poder Público para instalação de obra ou atividade potencialmente causadora de significativa degradação do meio ambiente.

A evolução das experiências de licenciamento nos órgãos de meio ambiente do país demonstrou pouco tempo após a promulgação da nova Constituição a necessidade de rever os procedimentos e critérios utilizados no sistema de licenciamento, dando ensejo à publicação, em 19 de dezembro de 1997, da Resolução do Conama nº 237.

A Resolução Conama nº 237/97 regulamentou, em normas gerais, as competências para o licenciamento nas esferas federal, estadual e distrital, as etapas do procedimento de licenciamento, entre outros fatores a serem observados pelos empreendimentos passíveis de licenciamento ambiental.

No ano seguinte, a edição da Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, conhecida como Lei dos Crimes Ambientais, elevou à condição de crime aquelas condutas lesivas ao meio ambiente, provenientes da não observância da regulamentação afeta ao licenciamento ambiental. Foram constituídos em crime ambiental a construção, reforma, ampliação, instalação ou funcionamento, em qualquer parte do território nacional, de estabelecimentos, obras ou serviços potencialmente poluidores sem licença ou autorização dos órgãos ambientais competentes, ou contrariando as normas legais e regulamentares pertinentes ao licenciamento (Art. 60 da Lei nº 9.605/1998).

O produto do Licenciamento Ambiental é a Licença ou a Autorização Ambiental. A licença ambiental é, portanto, uma autorização, emitida pelo órgão público competente, concedida ao empreendedor para que exerça o seu direito à livre iniciativa, desde que atendidas as precauções requeridas, a fim de resguardar o direito coletivo ao meio ambiente ecologicamente equilibrado. É obrigação do empreendedor, prevista em lei, buscar o licenciamento ambiental junto ao órgão competente, desde as etapas iniciais de seu planejamento e instalação até a sua efetiva operação.

As licenças são exigidas para empreendimentos e atividades que se enquadrem nos requisitos de utilizar recursos ambientais e/ou ser capaz de causar degradação ambiental. As atividades agropecuárias relacionadas à criação de animais, ao cultivo e à irrigação são consideradas potencialmente poluidoras do meio ambiente, sendo, portanto, passíveis de licenciamento ambiental. Os impactos ambientais dessas atividades são variados. A criação de animais, sobretudo quando praticada de forma extensiva, também contribui para o desmatamento, emissões de metano para a atmosfera e perda de biodiversidade. Outras

criações, como, por exemplo, a suinocultura, podem provocar impactos ambientais sobre o solo, os recursos hídricos e à saúde pela disposição inadequada dos efluentes gerados (Palhares, 2008).

Licenciamento ambiental da suinocultura em Santa Catarina

Nos anos 1990, houve tentativas de melhoria das práticas de manejo dos dejetos de suinocultura através de programas como o “Programa de Expansão da Suinocultura e Tratamento e Aproveitamento dos Dejetos” no Oeste do estado.

Após isso, o Ministério Público de Santa Catarina (MPSC), em conjunto com os principais atores envolvidos na cadeia produtiva (como o Governo do Estado, Epagri, Embrapa Suínos e Aves, ACCS e outras instituições relacionadas ao poder público e à atividade suinícola), formulou uma proposta de conduta a ser seguida pelos produtores e pelas agroindústrias, intitulado Termo de Ajustamento de Conduta – TAC.

O TAC da suinocultura, assinado em junho de 2004 pelos suinocultores e outros membros da cadeia produtiva na região dos municípios do Alto Uruguai Catarinense (AMAUC), foi um documento que buscou viabilizar o Licenciamento Ambiental para a produção de suínos. Na prática, o termo regulamentou as propriedades que não cumpriam as exigências previstas na Legislação Ambiental vigente, proporcionando um período de tempo viável para que os suinocultores pudessem adequar as suas propriedades, continuando com a atividade e conservando o meio ambiente.

O Instituto do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (IMA), na época Fundação do Meio Ambiente (FATMA), elaborou a Instrução Normativa nº 41, que define a documentação necessária para o Licenciamento/Autorização Ambiental para as atividades que integram os Termos de Compromisso de Ajustamento de Condutas da Suinocultura no Estado. Hoje, a IN está revogada.

A IN 41 foi substituída pela Instrução Normativa nº 11 (IN 11), que teve sua última atualização em junho de 2022. A mesma define os procedimentos e a documentação necessária ao licenciamento

ambiental da suinocultura em Santa Catarina. A instrução normativa estabeleceu critérios de apresentação dos projetos técnicos para o requerimento do licenciamento ambiental para implantação de unidades de produção de suínos de pequeno, médio e grande porte no Estado catarinense, incluindo gestão da água na suinocultura, manejo e armazenamento dos dejetos suínos, tratamento de resíduos líquidos, tratamento e disposição de resíduos sólidos e outros passivos ambientais, bem como o uso de fertilizantes orgânicos. Além disso, a nova versão trouxe a possibilidade do empreendimento ser licenciado por meio da expedição da LAC, licença ambiental por compromisso. A redação da IN 11 à época teve a participação de universidades, Epagri e da Embrapa.

A legislação ambiental principal a ser seguida para as análises dos processos de licenciamento ambiental para a suinocultura em nível de Estado e Município em Santa Catarina é o Código Estadual do Meio Ambiente (Lei nº 14.675/2009 alterada pelas Leis nº 16.342/2014 e nº 18.031/2020), a Resolução Consema nº 98/2017, a Resolução Consema nº 99/2017, a Resolução Consema nº 118/2017, a Resolução Consema nº 143/2019, o Código Sanitário da Secretaria Estadual de Saúde (Lei nº 6.320/1983, regulamentada pelo Decreto nº 24.980/1985, alterado pelo Decreto nº 4.085/2002), a Lei Estadual de Recursos Hídricos (Lei nº 9.748/94, alterada pela Lei nº 18.043/2021), Código Florestal Federal (Lei nº 12.651/12), Lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428/06), Decreto Federal nº 6.660/08 e Lei de Crimes Ambientais (Lei Federal nº 9.605/98).

Cabe salientar que desde o ano de 2017, através da Resolução Consema nº 118/2017, os municípios habilitados pelo Consema passaram a licenciar a atividade de suinocultura de porte ou potencial poluidor classificados como pequeno ou médio, seguindo os preceitos da Resolução Consema nº 143/2019.

Atualmente, o IMA conta com um sistema moderno e inovador, chamado de SGAS (Sistema de Gestão Ambiental da Suinocultura), desenvolvido pela Embrapa Suínos e Aves com dados obtidos no IMA-SC,

que está servindo de base para a padronização dos projetos da atividade. O SGAS possibilita que produtores de suínos e consultores realizem cálculos para determinação da excreção, oferta, perdas e concentração de nutrientes em efluentes da suinocultura, consumo de água, dimensionamento dos sistemas de tratamento dos efluentes, recomendação de adubação para reciclagem dos efluentes como fertilizantes, determinação da capacidade de alojamento de animais e demanda de áreas agrícolas. Além de facilitar e padronizar as análises, é possível através do sistema monitorar a capacidade de suporte dos nutrientes nos solos, tendo assim um maior controle em relação ao excesso de nutrientes aplicado nas áreas agrícolas. Com a publicação da nova versão da IN11/2022, todas as propriedades suinícolas são obrigadas a inserirem os dados no sistema SGAS, trazendo garantias reais de um projeto confiável e de qualidade.

O IMA possui um Sistema Informatizado, o Sinfat, o qual controla todos os dados do licenciamento ambiental. A Atividade de Suinocultura está caracterizada como “SUI” e possui seis atividades sujeitas ao Licenciamento Ambiental: 01.54.00 - Granja de suínos – terminação; 01.54.01 - Unidades de produção de leitão – UPL; 01.54.02 - Granja de suínos – creche; 01.54.03 - Granja de suínos de ciclo completo; 01.54.04 - Granja de suínos – “Wean to finish”; e 01.54.05 - Granja de suínos – Unidade de produção de desmamados.

O Sinfat, possui mais de 27 mil processos SUI formalizados até abril de 2024 (Figura 2). A atividade de suinocultura está distribuída em todo o Estado de Santa Catarina, com maior concentração no Oeste (Figura 3).

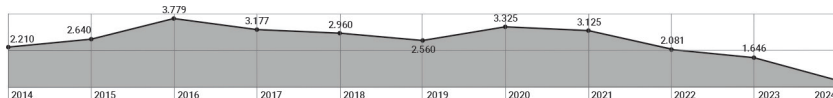


Figura 2. Número de solicitações de licenciamento ambiental formalizadas por ano.

Fonte: Business Intelligence- BI, Santa Catarina (2024).

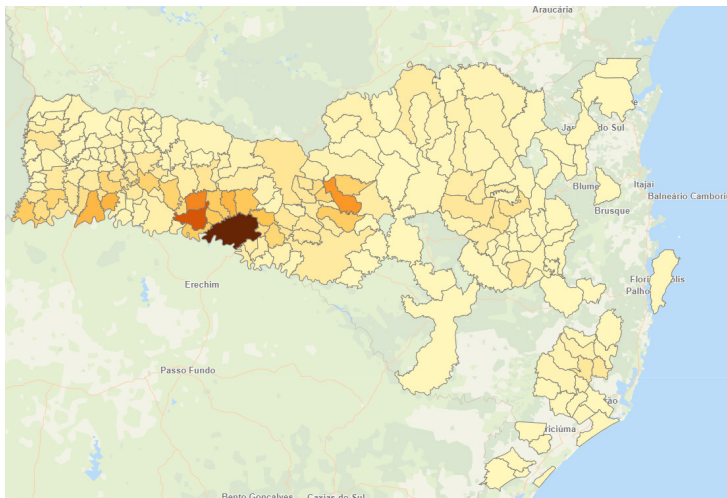


Figura 3. Distribuição das solicitações de licenciamento de suinocultura em SC.
Fonte: Business Intelligence - BI, Santa Catarina (2024).

Etapas do licenciamento ambiental em SC

O IMA utiliza alguns instrumentos técnicos no licenciamento da suinocultura previstos na IN 11, quais sejam: Estudo Ambiental Simplificado (EAS); Relatório Ambiental Prévio (RAP); e Estudo de Conformidade Ambiental (ECA). Esses instrumentos são exigidos dependendo do porte da propriedade.

Assim, são quatro as licenças expedidas pelo IMA. Há ainda a possibilidade de emissão de uma Autorização Ambiental (AuA) para propriedades que estejam dispensadas da apresentação dos estudos ambientais previstos na instrução normativa devido ao seu pequeno porte.

Autorização Ambiental (AuA): Instrumento de licenciamento ambiental simplificado, que prova a localização e concepção do empreendimento ou atividade, bem como sua implantação e operação.

Licença Ambiental Prévia (LAP): concedida na fase preliminar, no planejamento do empreendimento ou atividade, aprovando sua localização e concepção, atestando a viabilidade ambiental e estabelecendo os requisitos básicos e condicionantes a serem atendidos nas próximas fases de sua implementação (Figura 4).



Foto: Mariane Hatsuno Murakami

Figura 4. Área ser implantada a suinocultura.

Licença Ambiental de Instalação (LAI): autoriza a instalação do empreendimento ou atividade de acordo com as especificações constantes dos planos, programas e projetos aprovados, incluindo as 40 medidas de controle ambiental e demais condicionantes, da qual constituem motivo determinante (Figura 5).



Foto: Mariane Hatsuno Murakami

Figura 5. Fase de instalação da suinocultura

Licença Ambiental de Operação (LAO): autoriza a operação da atividade ou empreendimento após a verificação do efetivo cumprimento do que consta das licenças anteriores, com as medidas de controle ambiental e condicionantes determinados para a operação (Figura 6).



Foto: Gustavo de J.M.M. de Lima

Figura 6. Operação de uma atividade de suinocultura.

Licença Ambiental por Compromisso (LAC): Licença que autoriza a instalação e a operação de atividade ou empreendimento mediante declaração de adesão e compromisso do empreendedor aos critérios, pré-condições, requisitos e condicionantes ambientais estabelecidos pela autoridade licenciadora, desde que se conheçam previamente os impactos ambientais da atividade ou empreendimento, as características ambientais da área de implantação e as condições de sua instalação e operação. Para obtenção do licenciamento, o produtor conta com a Instrução Normativa nº 11, produzida pelo IMA e que apresenta as exigências requeridas para a obtenção da licença ambiental.

Para tanto, o produtor deve levantar dados da propriedade, tais como o rebanho, o volume e o local de destino dos dejetos. Deve informar ainda a localização das instalações em relação aos afastamentos previstos pelo Código Florestal e pelo Código Sanitário.

Além da instrução, encaminha-se um projeto técnico, elaborado por profissional habilitado, detalhando aspectos de como serão realizados o manejo, o tratamento e a deposição dos dejetos. O período de validade das licenças depende da confiabilidade do projeto e seus prazos máximos diferem de acordo com o tipo de licença requerido, sendo

prazos mesmos definidos pela Lei nº 14.675/2009 (e suas alterações) combinada com a Resolução Conama nº 237/97.

Empreendimentos passíveis de licenciamento ambiental

Toda pessoa física ou jurídica e as entidades das administrações públicas federal, estaduais e municipais, cujas atividades utilizam recursos primários ou secundários e possam ser causadoras efetivas ou potenciais de poluição ou de degradação ambiental e constante da Listagem de Atividades Potencialmente Causadoras de Degradação Ambiental, necessitam obrigatoriamente obter licenciamento ambiental para o início das atividades.

Instrumentos legais do processo de controle ambiental

Licença Ambiental Prévia (LAP): Com prazo de validade de no mínimo aquele estabelecido pelo cronograma de elaboração dos planos, programas e projetos relativos ao empreendimento ou atividade e não podendo ser superior a cinco anos, a LAP é concedida na fase preliminar do planejamento do empreendimento ou atividade, aprovando sua localização e concepção, atestando a viabilidade ambiental e estabelecendo os requisitos básicos e condicionantes a serem atendidos nas próximas fases de sua implementação. A LAP segue a Lei nº 14675/09 combinada com a Resolução Conama nº 237/97, art. 8º, inciso I.

Licença Ambiental de Instalação (LAI): Com prazo de validade de no mínimo aquele estabelecido pelo cronograma de instalação do empreendimento ou atividade, não podendo ser superior a seis anos, a LAI autoriza a instalação do empreendimento ou atividade de acordo com as especificações constantes dos planos, programas e projetos aprovados, incluindo as medidas de controle ambiental e demais condicionantes da qual constituem motivo determinante. A LAI segue a Lei nº 14675/09 combinada com a Resolução Conama nº 237/97, art. 8º, inciso II.

Licença Ambiental de Operação (LAO): Com prazo de validade de no máximo 10 anos, a LAO autoriza a operação da atividade ou empreendimento após a verificação do efetivo cumprimento do que consta das licenças anteriores, com as medidas de controle ambiental e condicionantes determinados para a operação (Lei nº 14.675/09 combinada com a Lei nº 14.262/07 e a Resolução Conama nº 237/97, art. 8º, inciso III). A Lei nº 14.262/07 estabeleceu a taxa para análise de LAO com prazo de validade de quatro anos, podendo, por decisão motivada, o prazo ser dilatado ou reduzido com aumento ou diminuição proporcional nos valores a serem cobrados pelo IMA.

Licença Ambiental por Compromisso (LAC): Com prazo de validade considerando lapso temporal suficiente para que se proceda a vistoria no empreendimento e/ou na atividade, devendo ser de, no mínimo, três anos e, no máximo, cinco anos, a LAC autoriza a instalação e a operação de atividade ou empreendimento mediante declaração de adesão e compromisso do empreendedor aos critérios, pré-condições, requisitos e condicionantes ambientais estabelecidos pela autoridade licenciadora, desde que se conheçam previamente os impactos ambientais da atividade ou empreendimento, as características ambientais da área de implantação e as condições de sua instalação e operação. O prazo de validade da LAC deverá seguir a Resolução Consema nº 98/2017 e Lei Estadual nº 14.675/2009.

Autorização Ambiental (AuA): Instrumento de licenciamento ambiental simplificado, previsto na Lei nº 14675/09 e em Resolução do Consema, constituído por um único ato, com prazo de validade de até quatro anos. Aprova a localização e concepção do empreendimento ou atividade, bem como sua implantação e operação.

Instrumentos técnicos utilizados no processo de licenciamento ambiental

O processo de licenciamento ambiental utiliza os seguintes instrumentos técnicos, que são exigidos conforme o tipo de licença a ser requerida e porte do empreendimento:

- Estudo Ambiental Simplificado (EAS).
- Relatório Ambiental Prévio (RAP).
- Estudo de Conformidade Ambiental (ECA).
- Projetos de Controle Ambiental.
- Planos e Programas Ambientais.
- Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD).

O procedimento de licenciamento ambiental em Santa Catarina, conforme o disposto na Resolução Conama nº 237/97, art. 10, deve obedecer às seguintes etapas:

1. Cadastramento do empreendedor e do empreendimento junto ao Sistema de Informações Ambientais – SinFAT.
2. Requerimento da licença ambiental pelo empreendedor, acompanhado dos documentos, projetos e estudos ambientais pertinentes, dando-se a devida publicidade.
3. Análise do IMA dos documentos, projetos e estudos ambientais apresentados e a realização de vistorias técnicas, quando necessárias.
4. Solicitação de esclarecimentos e complementações do IMA, em decorrência da análise dos documentos, projetos e estudos ambientais apresentados, quando couber, podendo haver a reiteração da mesma solicitação caso os esclarecimentos e complementações não tenham sido satisfatórios.
5. Emissão de parecer técnico conclusivo e, quando couber, parecer jurídico.
6. Deferimento ou indeferimento do pedido de licença, dando-se a devida publicidade quando do seu deferimento.

Este procedimento serve somente para as análises de licenciamento ambiental trifásico, ou seja, quando serão emitidas as três licenças ambientais, como LAP, LAI e LAO, ou AuA. Para os casos de LAC, não ocorrerá a análise de processo e a licença será emitida automaticamente após o cadastro e requerimento da mesma.

Enquadramento da atividade de suinocultura e os respectivos estudos conforme Resolução Consema 98/2017

Conforme a Resolução Consema nº 98/17, a atividade de suinocultura no Estado de Santa Catarina está dividida em seis códigos ou enquadramentos (Tabela 1), onde cada código, dependendo do porte, tem um estudo ambiental correspondente.

O código 01.54.00 é a fase final da criação (terminação) e os animais permanecem nela até atingir o peso de mercado. Geralmente, os suínos são abatidos pesando entre 100 e 120 kg, com 114 dias de alojamento (Ferreira, 2020).

A Capacidade máxima de cabeças ($C_{máxC}$) é o parâmetro técnico utilizado para a definição do Porte do empreendimento. Quando essa capacidade for abaixo de 500 cabeças, o licenciamento será por procedimento simplificado através de Autorização Ambiental, que não possui estudo correlato a ser apresentado.

A UPL (unidade de produção de leitão) entra com o código 01.54.01 e engloba o setor de reprodução, maternidade e desmame dos leitões, que ocorre aproximadamente entre 21 e 28 dias.

A Capacidade máxima de matrizes ($C_{máxM}$) é o parâmetro técnico utilizado para a definição do Porte do empreendimento. Quando essa capacidade for abaixo de 120 cabeças, o licenciamento será por procedimento simplificado por meio de Autorização Ambiental, que não possui estudo correlato a ser apresentado.

Após esses 28 dias, os leitões são levados à creche, código 01.54.02, local onde ficam até completar aproximadamente 10 semanas de vida. Costumam entrar pesando 8 kg e saem com aproximadamente 20 kg. É preciso que os leitões cheguem à creche com um bom peso de desmame, uma vez que isso influenciará no seu desempenho futuramente, dado que leitões desmamados mais pesados apresentam melhores resultados na creche e, por consequência, crescem mais.

Tabela 1. Indicação dos estudos ambientais e portes das atividades licenciadas através desta IN.

Código	Atividade	AuA	Porte		
			Pequeno (RAP)	Médio (RAP)	Grande (EAS)
01.54.00	Granja de suínos - terminação	$C_{máxC} < 500$	$500 \leq C_{máxC} \leq 900$	$900 < C_{máxC} < 2000$	$C_{máxC} \geq 2000$
01.54.01	Unidade de produção de leiteão - UPL	$C_{máxC} < 120$	$120 \leq C_{máxM} \leq 360$	$360 < C_{máxM} < 800$	$C_{máxM} \geq 800$
01.54.02	Granja de suínos - creche	$C_{máxC} < 1200$	$1200 \leq C_{máxC} \leq 3600$	$3600 < C_{máxC} < 8000$	$C_{máxC} \geq 8000$
01.54.03	Granja de suínos de ciclo completo	$C_{máxM} < 60$	$60 \leq C_{máxM} \leq 100$	$100 < C_{máxM} < 230$	$C_{máxM} \geq 230$
01.54.04	Granja de suínos - "Wean to finish"	$C_{máxC} < 500$	$500 \leq C_{máxC} \leq 1000$	$1000 < C_{máxC} < 3000$	$C_{máxC} \geq 3000$
01.54.05	Granja de suínos - Unidade de produção de desmamados	$C_{máxC} < 120$	$120 \leq C_{máxC} \leq 700$	$700 < C_{máxC} < 1200$	$C_{máxC} \geq 1200$

$C_{máxC}$ = capacidade máxima de cabeças; $C_{máxM}$ = capacidade máxima de matrizes

AuA = Autorização Ambiental; RAP = Relatório Ambiental Prévio; EAS = Estudo Ambiental Simplificado

A Capacidade máxima de cabeças ($C_{máxC}$) é o parâmetro técnico utilizado para a definição do Porte do empreendimento. Quando essa capacidade for abaixo de 1.200 cabeças, o licenciamento será por procedimento simplificado por meio de Autorização Ambiental, que não possui estudo correlato a ser apresentado.

Na produção de ciclo completo, código 01.54.03, a criação abrange todas as fases da produção e que tem como produto o suíno terminado com 100 a 120 kg. Esse é o tipo de produção mais usual em todo o país e independe do tamanho do rebanho.

A Capacidade máxima de matrizes ($C_{máxM}$) é o parâmetro técnico utilizado para a definição do Porte do empreendimento. Quando essa capacidade for abaixo de 60 cabeças, o licenciamento será por procedimento simplificado por meio de Autorização Ambiental, que não possui estudo correlato a ser apresentado.

Já o método Wean-to-finish, código 01.54.04, consiste na eliminação da fase de creche dentro do sistema de produção convencional, ou seja, os animais neste caso são desmamados e alojados em um galpão, onde permanecem até o abate. Dentro deste método de produção, os leitões são desmamados com 28 dias e permanecem em uma mesma instalação do desmame ao abate.

O sistema Wean-to-finish pode ser manejado em dois modelos: tradicional e com duplo alojamento. No modelo tradicional, os leitões são alojados em média com 6 kg e são mantidos até o peso de abate, em geral com peso variando entre 115 a 145 kg. Neste sistema, quando os leitões atingem 25 kg, metade dos animais alojados é transferida para uma terminação tradicional. Com isso, os animais criados no sistema WF tradicional são transferidos apenas uma vez, e no sistema WF com alojamento duplo metade dos animais é transferida apenas uma vez, enquanto a outra metade é transferida duas vezes (Ferreira, 2014).

A Capacidade máxima de cabeças ($C_{máxC}$) é o parâmetro técnico utilizado para a definição do Porte do empreendimento. Quando essa capacidade for abaixo de 500 cabeças, o licenciamento será por procedimento simplificado por meio de Autorização Ambiental, que não possui estudo correlato a ser apresentado.

Por último, temos o sistema de produção de leitões desmamados, código 01.54.05, onde o leitão pode ter em média 6 kg de peso vivo aos 21 dias, ou 10 kg aos 42 dias. O valor de comercialização do quilo desse leitão usualmente oscila entre 1,5 a 20 vezes o valor do quilo do suíno terminado.

A capacidade máxima de cabeças ($C_{máxC}$) é o parâmetro técnico utilizado para a definição do Porte do empreendimento. Quando essa capacidade for abaixo de 120 cabeças, o licenciamento será por procedimento simplificado por meio de Autorização Ambiental, que não possui estudo correlato a ser apresentado.

Após a realização do enquadramento da atividade em questão, é verificado o Porte do empreendimento e feita a elaboração do Estudo Ambiental correlato.

Tipos de estudos ambientais para o licenciamento ambiental

A Resolução Consema nº 01/2006, que *“Aprova a Listagem das Atividades Consideradas Potencialmente Causadoras de Degradação Ambiental passíveis de licenciamento ambiental no Estado de Santa Catarina e a indicação do competente estudo ambiental para fins de licenciamento”*, especifica e detalha os Estudos Ambientais a serem apresentados e os impactos que obrigatoriamente deverão ser descritos.

- 1. Relatório Ambiental Prévio (RAP):** que deverá ser elaborado e assinado por um ou mais profissionais legalmente habilitado(s), a depender das peculiaridades da atividade/empreendimento, e envolve necessariamente um diagnóstico e avaliação de impactos ambientais, além da proposição de medidas de controle, mitigação e compensatórias.
- 2. Estudo Ambiental Simplificado (EAS):** que deverá ser elaborado por equipe multidisciplinar, composta por profissionais legalmente habilitados, e abordará a interação entre os elementos do meio físico, biológico e socioeconômico, buscando a elaboração de um diagnóstico integrado da área de influên-

cia do empreendimento. O EAS deverá possibilitar a avaliação dos impactos resultantes da implantação do empreendimento e a definição das medidas mitigadoras, de controle ambiental e compensatórias.

Não caberá a exigência dos estudos mencionados nos artigos acima para fins de regularização de licenças ambientais de atividades em operação. Todavia, para fins de emissão de licença ambiental para fins de regularização deverá o órgão ambiental exigir um Estudo de Conformidade Ambiental (ECA) compatível com o porte e o potencial poluidor da atividade/empreendimento, compreendendo, no mínimo:

- Diagnóstico atualizado do ambiente.
- Avaliação dos impactos gerados pela implantação e operação da atividade/ empreendimento, incluindo os riscos.
- Medidas de controle, mitigação, compensação e de readequação, se couber.

O nível de abrangência dos estudos constituintes do ECA guardará relação de proporcionalidade com os estudos necessários para fins de licenciamento ambiental da atividade/empreendimento no âmbito da Licença Ambiental Prévia, servindo os anexos II e III da presente resolução (roteiros do RAP e EAS).

O tipo de Estudo será determinado conforme enquadramento da atividade, de acordo com a Resolução Consema nº 98/2017 e o Porte do empreendimento.

Termo de referência do Relatório Ambiental Prévio

O Relatório Ambiental Prévio (RAP) é um estudo técnico elaborado por um profissional habilitado ou mesmo equipe multidisciplinar e visa oferecer elementos para a análise da viabilidade ambiental de empreendimentos ou atividades consideradas potenciais ou efetivamente causadoras de degradação do meio ambiente. O objetivo de sua apresentação é a obtenção da Licença Ambiental Prévia (LAP).

O RAP deve apresentar uma caracterização da área com base na elaboração de um diagnóstico simplificado da área de intervenção do empreendimento ou atividade e de seu entorno. Deve conter a descrição

sucinta dos impactos resultantes da implantação do empreendimento ou atividade e a definição das medidas mitigadoras de controle e compensatórias, se couber. Mapas, plantas, fotos, imagens e outros documentos complementares deverão ser apresentados como anexo. Deve conter estudo geotécnico para fins de ocupação, uso do solo e urbanização para, no caso de áreas com possibilidade de subsidência, risco de deslizamento, de erosão, de inundação ou de qualquer suscetibilidade geotécnica. O conteúdo do RAP deverá seguir a seguinte estrutura de informação:

1. CARACTERIZAÇÃO DO EMPREENDIMENTO OU ATIVIDADE

1.1. Características técnicas.

1.2. Obras e ações inerentes à sua implantação.

1.3. Municípios afetados.

1.4. Indicadores do porte (área, capacidade produtiva, quantidade de insumos, entre outros).

1.5. Mão de obra necessária para implantação e operação.

1.6. Cronograma de implantação.

1.7. Valor estimado do investimento.

2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA

2.1. Bacia hidrográfica e dos corpos d'água e respectivas classes de uso.

2.2. Feições da área, presença de terrenos alagadiços ou sujeitos à inundação.

2.3. Suscetibilidade do terreno à erosão.

2.4. Cobertura vegetal, vegetação nativa e estágio sucessional, vegetação exótica, culturas (eucalipto, temporárias, entre outras).

2.5. Presença de fauna e sua identificação.

2.6. Área de preservação permanente (APP).

2.7. Unidades de conservação.

2.8. Uso do solo.

2.9. Existência de equipamentos urbanos.

3. IMPACTOS AMBIENTAIS E MEDIDAS MITIGADORAS DE CONTROLE OU DE COMPENSAÇÃO.

Para cada impacto indicado, descrever as medidas mitigatórias, de controle ou de compensações correspondentes a:

3.1. Processos erosivos associados à implantação do empreendimento ou atividade.

3.2. Impacto na qualidade das águas superficiais ou subterrâneas, identificando os corpos d'água afetados.

3.3. Impactos decorrentes das emissões atmosféricas, da emissão de ruídos e da geração de efluentes líquidos e de resíduos sólidos.

3.4. Impactos decorrentes da supressão de cobertura vegetal nativa.

3.5. Interferência em área de preservação permanente e demais áreas protegidas, inclusive supressão de vegetação (quantificar).

3.6. Interferência sobre infraestruturas urbanas.

3.7. Outros impactos relevantes.

4. CONCLUSÃO

Deve refletir os resultados das análises realizadas referentes às prováveis modificações na área de intervenção e entorno do empreendimento ou atividade, inclusive com as medidas mitigadoras, de controle ou compensatórias propostas, de forma a concluir quanto à viabilidade ambiental ou não do projeto proposto.

5. IDENTIFICAÇÃO DO(S) RESPONSÁVEL(IS) TÉCNICO(S) PELO ESTUDO

5.1. Nome.

5.2. CPF.

5.3. Qualificação profissional.

- 5.4. Nº do registro no conselho de classe e região.
- 5.5. Endereço e informações de contato (logradouro, nº, bairro, município, CEP, telefone, e-mail, etc.).
- 5.6. Local e data.
- 5.7. Assinatura do responsável técnico.
- 5.8. Número do documento de responsabilidade técnica do respectivo conselho de classe (ART, AFT, outros) e data de expedição.

Termo de referência do estudo ambiental simplificado

O Estudo Ambiental Simplificado (EAS) é um estudo técnico elaborado por equipe multidisciplinar que oferece elementos para a análise da viabilidade ambiental de empreendimentos ou atividades consideradas potenciais ou efetivamente causadoras de degradação do meio ambiente. O objetivo de sua apresentação é a obtenção da Licença Ambiental Prévia (LAP).

O EAS deve abordar a interação entre elementos dos meios físico, biológico e socioeconômico, buscando a elaboração de um diagnóstico integrado da área de influência do empreendimento ou atividade. Deve possibilitar a avaliação dos impactos resultantes da implantação do empreendimento ou atividade e a definição das medidas mitigadoras, de controle ambiental e compensatórias, quando couber. Deve conter estudo geotécnico para fins de ocupação, uso do solo e urbanização para, no caso de áreas com possibilidade de subsidência, risco de deslizamento, de erosão, de inundação ou de qualquer suscetibilidade geotécnica. O conteúdo do EAS deverá seguir a seguinte estrutura de informação:

1. OBJETO DE LICENCIAMENTO

Indicar natureza e porte do empreendimento ou atividade.

2. JUSTIFICATIVA DA ATIVIDADE OU EMPREENDIMENTO

Justificar a atividade ou empreendimento proposto em função da deman-

da a ser atendida demonstrando, quando couber, a inserção do mesmo no planejamento regional e do setor.

3. CARACTERIZAÇÃO DO EMPREENDIMENTO

- 3.1. Localizar o empreendimento considerando os municípios atingidos e bacia hidrográfica, com coordenadas geográficas.
- 3.2. Descrever o empreendimento ou atividade, apresentando suas características técnicas.
- 3.3. Descrever as obras, apresentando as ações inerentes à implantação.
- 3.4. Estimar a mão de obra necessária à sua implantação e operação.
- 3.5. Estimar o custo total do empreendimento.
- 3.6. Apresentar o cronograma de implantação.

4. DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DA ÁREA DE INFLUÊNCIA DIRETA (AID)

As informações a serem abordadas neste item devem propiciar o diagnóstico da área de intervenção e de influência direta do empreendimento ou atividade, refletindo as condições atuais dos meios físico, biológico e socioeconômico. Devem ser inter-relacionadas, resultando num diagnóstico integrado que permita a avaliação dos impactos resultantes da implantação do empreendimento ou atividade, com ênfase nos seguintes tópicos:

- 4.1. Delimitar a área de influência direta do empreendimento ou atividade.
- 4.2. Caracterizar o uso e a ocupação do solo atual.
- 4.3. Caracterizar a infraestrutura existente.
- 4.4. Caracterizar a cobertura vegetal e a fauna.
- 4.5. Caracterizar a área quanto à suscetibilidade de ocorrência de processos de dinâmica superficial, com base em dados geológicos e geotécnicos.
- 4.6. Caracterizar os recursos hídricos, enquadrando os corpos d'água e suas respectivas classes de uso.

5. IMPACTOS AMBIENTAIS E MEDIDAS MITIGADORAS DE CONTROLE OU DE COMPENSAÇÃO

Identificar os principais impactos na AID que poderão ocorrer em função das diversas ações previstas para a implantação e operação do empreendimento ou atividade, abordando:

- 5.1. Processos erosivos associados à implantação do empreendimento ou atividade.
- 5.2. Impacto na qualidade das águas superficiais ou subterrâneas, identificando os corpos d'água afetados.
- 5.3. Impactos decorrentes das emissões atmosféricas, da emissão de ruídos e da geração de efluentes líquidos e de resíduos sólidos.
- 5.4. Impactos decorrentes da supressão de cobertura vegetal nativa.
- 5.5. Interferência em área de preservação permanente e demais áreas protegidas, inclusive supressão de vegetação (quantificar).
- 5.6. Interferência sobre infraestruturas urbanas.
- 5.7. Outros impactos relevantes.

6. MEDIDAS MITIGADORAS, POTENCIALIZADORAS, DE CONTROLE E COMPENSATÓRIAS

Para cada impacto indicado, descrever as medidas mitigatórias, de controle ou de compensação correspondentes, além das potencializadoras dos impactos positivos.

7. PROGRAMAS AMBIENTAIS

Indicar os programas ambientais de monitoramento necessários para implementação das medidas do item 6.

8. CONCLUSÃO

Deve refletir os resultados das análises realizadas referentes às prováveis modificações na área de influência direta do empreendimento ou atividade, inclusive com as medidas mitigadoras, potencializadoras, de controle

ou compensatórias propostas, de forma a concluir quanto à viabilidade ambiental ou não do projeto proposto.

9. IDENTIFICAÇÃO DO(S) RESPONSÁVEL(IS) TÉCNICO(S) PELO ESTUDO

9.1. Nome.

9.2. CPF.

9.3. Qualificação profissional.

9.4. N° do registro no conselho de classe e região.

9.5. Endereço e informações de contato (logradouro, n°, bairro, município, CEP, telefone, e-mail, etc.).

9.6. Local e data.

9.7. Assinatura do responsável técnico.

9.8. Número do documento de responsabilidade técnica do respectivo conselho de classe (ART, AFT, outros) e data de expedição.

Estruturas da suinocultura exigidas e verificadas em campo

As Instalações da suinocultura devem levar em conta o menor impacto ambiental possível e o máximo de bem-estar animal.

Não é permitida, no perímetro urbano, a implantação ou funcionamento da atividade suinícola (Decreto Estadual nº 24.980/85 e alterações), estando a mesma vinculada à Declaração de Uso do Solo.

Quanto ao distanciamento das estruturas físicas, o produtor não poderá manter depósito de resíduos sólidos ou dejetos a uma distância menor que 20 metros de qualquer habitação rural (Decreto nº 4085/2002, art. 55).

Deverá ser mantido o distanciamento de 20 metros da área de criação e unidades de armazenamento e/ou tratamento de dejetos das divisas dos terrenos vizinhos (Decreto nº 4085/2002, art. 56, inc. I)".

Com relação ao distanciamento das áreas de criação e unidades de armazenamento e/ou tratamento de dejetos até as estradas, as distâncias previstas são:

- **Rodovias federais e estaduais:** 15 metros (área não edificante) além do limite de faixa de domínio;
- **Rodovias municipais:** 10 metros (área não edificante) além do limite da faixa de domínio;
- Para os municípios que não têm definida através de legislação a faixa de domínio das rodovias municipais, a distância será de 15 metros (Decreto nº 4085/2002, art. 56, inc. II).

Não se aplica às áreas rurais consolidadas, anteriores à publicação da Lei nº 14.675, de 13 de abril de 2009, assim consideradas aquelas nas quais existem atividades agropecuárias de forma contínua, inclusive por meio da existência de lavouras, plantações, construções ou instalação de equipamentos ou acessórios relacionados ao seu desempenho (conforme Decreto nº 2775/2009, art 56).

As instalações (Figura 7) devem ser mantidas em boas condições de higiene para a criação, evitando a proliferação de vetores, com adoção de medidas de:

- Limpeza periódica dos pisos, das baias, divisórias e canaletas internas e externas.
- Cobertura, impermeabilização e manejo adequado de canaletas coletoras externas de dejetos.
- Manutenção de lâmina d'água permanente com 0,2 m no mínimo no interior das caixas e sistema de condução dos dejetos.

No momento da vistoria para fins de licenciamento, é verificado se as canaletas de condução do dejetos às esterqueiras têm caimento correto, se não possuem vazamento ou extravazamento e se não estão acumulando o dejetos por muito tempo, ocasionando fortes odores (Figura 8).

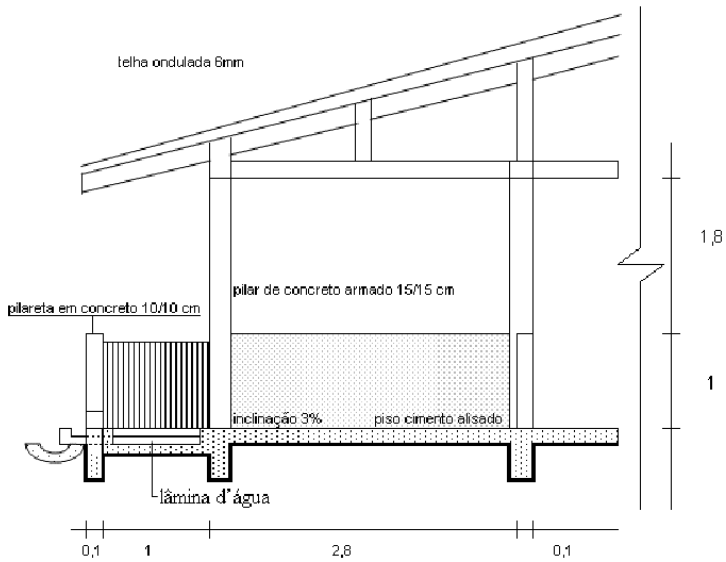


Figura 7. Corte lateral de uma baía experimental com lâmina d'água.

Fonte: Adaptado de Moreira *et al.* (2003).



Figura 8. Canaletas de condução do dejetos.

O tratamento de efluentes da suinocultura poderá ser feito por meio de esterqueiras. As esterqueiras funcionam como um armazenamento dos dejetos, cujo tratamento tem por objetivo captar o volume de dejetos líquidos para a ocorrência de fermentação biológica da matéria orgânica (Cardoso; Oyamada; Silva, 2015). Esses reatores biológicos proporcionam redução da fração orgânica associada à sua liquefação, preservando o potencial de fertilização deste produto.

Na construção de esterqueiras, lagoas de armazenamento e biodigestor podem ser usados materiais como concreto, alvenaria em tijolos ou blocos de cimento, lonas de PVC ou PAD ou outro material de construção comprovadamente impermeável e dentro das recomendações técnicas de construções em engenharia.

O cálculo da produção de dejetos deve levar em conta os valores conforme recomendação da Embrapa, Anexo 7 da IN 11. O sistema de armazenamento de dejetos (esterqueiras e lagoas anaeróbias) ou efluentes de biodigestores (lagoas de armazenamento de digestato) devem ser isolados e possuir profundidade mínima de 2,5 m, medida do fundo da esterqueira ou lagoa até o nível mais alto dos dejetos, acrescidos de uma borda mínima de segurança de 0,25 m medida entre o nível mais alto dos dejetos e a borda superior da esterqueira ou lagoa para minimizar o risco de transbordamentos.

O sistema de armazenamento de dejetos (esterqueiras e lagoas anaeróbias) deve ter tempo de armazenamento suficiente para que ocorra a estabilização do dejetos (degradação parcial de sua carga orgânica) e para que a distribuição nas áreas agrícolas licenciadas para aplicação do fertilizante orgânico ocorra nas épocas e doses recomendadas agronomicamente. Desta maneira, o sistema deve ser projetado com no mínimo duas unidades de armazenamento manejadas em paralelo e com alimentação intercalada. Ou seja, a primeira esterqueira ou lagoa deve ser alimentada até o enchimento total, observando a altura de segurança, e em seguida passa-se a alimentar a outra esterqueira ou lagoa. O mínimo tempo de armazenamento em cada esterqueira ou lagoa não deve ser nunca inferior a 40 dias, que são computados após

o seu enchimento completo. Desta maneira, a capacidade total do sistema de armazenamento não deve ser inferior a 80 dias.

O sistema de armazenamento de dejetos tratados por biodigestão (lagoa anaeróbia de armazenamento de digestato) não demanda tempo de armazenamento para estabilização do dejetos, visto que este processo ocorre dentro do biodigestor. Assim, pode-se utilizar apenas uma lagoa de armazenamento de digestato com capacidade de armazenamento total ou tempo de retenção hidráulico nunca inferior a 40 dias.

Respeitados os requisitos mínimos, a capacidade total do sistema de armazenamento de dejetos ou efluentes de biodigestores deve ser dimensionada de acordo com o intervalo médio de retiradas do dejetos ou digestato para distribuição nas áreas agrícolas licenciadas para aplicação do fertilizante orgânico. Por exemplo, caso ocorra a distribuição dos dejetos nas áreas agrícolas apenas duas vezes por ano ou a cada 180 dias, aproximadamente, a capacidade total do sistema de armazenamento (conjunto de esterqueiras ou lagoas) deve ter, no mínimo, volume suficiente para armazenar a quantidade de dejetos produzida na granja durante 180 dias, acrescidos do volume de segurança.

Caso o intervalo médio de aplicações seja mais frequente como, por exemplo, a cada 90 dias, o sistema de armazenamento deve ter, no mínimo, volume suficiente para armazenar a quantidade de dejetos produzida na granja durante 90 dias, também acrescidos do volume de segurança (Figura 9).



Foto: Gustavo de J.M.M. Lima

Figura 9. Sistema de esterqueiras para armazenamento do dejetos suíno.

A compostagem funciona como local de tratamento dos dejetos nos quais ocorre fermentação por ação bacteriana, resultando em material orgânico utilizado principalmente como adubo (Cardoso; Oyamada; Silva, 2015). É um processo realizado em duas fases distintas. Na fase de absorção são adicionados os dejetos líquidos ao substrato até atingir uma proporção próxima de 1:10 (1 kg de substrato para 10 litros de dejetos líquidos), ocorrendo o aumento da temperatura e a evaporação da água devido ao processo de fermentação. Na outra fase, maturação ou estabilização, deve haver o contínuo revolvimento da massa e adição de oxigênio, para a manutenção da temperatura elevada em seu interior, propiciando a eliminação dos microrganismos patogênicos e a estabilização do composto (Higarashi; Kunz; Oliveira, 2007).

Para a destinação correta de animais mortos, restos de parição e demais resíduos biológicos resultantes da mortalidade rotineira do rebanho de suínos devem ser encaminhadas para processamento em Unidades de Transformação e de Eliminação cadastradas junto ao Serviço Veterinário Oficial, obedecendo às determinações da Instrução Normativa nº 48, de 17 de outubro de 2019, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

O tratamento dos animais mortos, restos de parição e demais resíduos biológicos resultantes da mortalidade rotineira do rebanho de suínos dentro dos limites do estabelecimento rural deverá empregar tecnologia validada pelos órgãos oficiais de pesquisa e extensão rural brasileiros, obedecendo os requisitos e limites técnicos de cada tecnologia, conforme Nicoloso *et al.* (2017).

A trituração e a desidratação podem ser utilizadas como tecnologias de pré-tratamento de animais mortos, sendo que o produto obtido através destes processos deve ser obrigatoriamente destinado a um sistema de tratamento complementar, conforme Nicoloso *et al.* (2017).

O tratamento dos animais mortos por compostagem (Figura 10) pelo método de compostagem tradicional em células, compostagem de animais inteiros em leiras ou compostagem acelerada deve ser conduzido por tempo suficiente para que todos os tecidos moles sejam decompos-

tos durante a fase termofílica de compostagem, sendo ainda necessária posterior maturação até a estabilização do composto orgânico, conforme Nicoloso *et al.* (2017), Nicoloso e Barros (2019) e Oliveira *et al.* (2018).

O tratamento de animais mortos em biodigestores requer, obrigatoriamente, a trituração prévia do material (Figura 11). É também recomendado o tratamento térmico do material antes da sua disposição no biodigestor, por tempo e temperatura mínimos recomendados conforme Nicoloso *et al.* (2017). No caso da não utilização de tratamento térmico, deve-se obrigatoriamente utilizar lagoas de armazenamento do digestato com tempo de retenção mínimo de 120 dias, conforme Kunz *et al.* (2021). A carga máxima de alimentação é de 15 kg de animais mortos por metro cúbico de dejetos líquido de suínos para biodigestores de lagoa coberta, conforme Tapparo, Steinmetz e Kunz (2019). Para outros modelos de biodigestor, deve-se apresentar projeto específico com carga de alimentação projetada.

A incineração de animais mortos e de resíduos orgânicos exige o atendimento ao disposto na Resolução Conama nº 316/2002 e no Relatório Técnico da Embrapa Suínos e Aves – Convênio nº 022/06 SEBRAE/SC/FINEP/FAGRO.

No caso da ocorrência de mortalidade por doenças de notificação obrigatória (Instrução Normativa nº 50, de 24 de setembro de 2013, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento), o tratamento e destinação dos animais mortos deverá seguir as recomendações do Serviço Veterinário Oficial.

Quanto ao monitoramento do solo e sistema de tratamento de dejetos

O monitoramento do solo se dará através da coleta de no mínimo uma amostra composta da camada 0-10 cm de profundidade do solo para cada 5 ha de área agrícola ou talhão licenciado para aplicação de dejetos. Para talhões menores que 5 ha, deve ser coletada no mínimo uma amostra composta de solo por talhão. As amostras devem ser georreferenciadas com coordenada planas UTM (datum SIRGAS 2000) e serem representativas da área ou talhão amostrado, conforme instru-



Foto: Gustavo de J.M.M. Lima

Figura 10. Composteira para animais mortos.



Foto: Gustavo de J.M.M. Lima

Figura 11. Biodigestor.

ções da CQFSRS/SC (2016). Por definição, o talhão é a fração de área agrícola, delimitada fisicamente ou não, que recebe práticas agrícolas homogêneas em toda a sua extensão, incluindo, mas não limitadas ao manejo de solo e culturas, épocas de plantio e colheita. O talhão pode ter qualquer dimensão, desde que toda a sua área seja utilizada para uma mesma finalidade com um mesmo sistema de culturas. Por exemplo, para talhão com 3 ha de área, deve-se coletar no mínimo uma amostra de solo (um laudo de análise de solo), que será representativa de toda a área do talhão. Para talhão com 20 ha de área, deve-se coletar no mínimo quatro amostras compostas de solo (quatro laudos de análise de solo), cada amostra representando até 5 ha da área do talhão.

Os resultados do monitoramento deverão ser preenchidos no Sistema SGAS (Sistema de Gestão Ambiental da Suinocultura), desenvolvido pela Embrapa, e inseridos no SINFAT, via pdf. O suinocultor que utiliza o sistema de armazenamento dos dejetos e não possui área agrícola útil compatível com sua sua produção para a aplicação dos dejetos como fertilizante orgânico, poderá optar por uma das alternativas:

- Firmar contratos com propriedades vizinhas para cessão de área para aplicação dos dejetos como fertilizantes.
- Implantar sistema capaz de transformar os dejetos líquidos em composto orgânico estabilizado, cujo excedente deverá ser exportado da propriedade.
- Instalar sistema de tratamento de dejetos capaz de reduzir a carga poluente e que possibilite exportar o excesso de nutrientes da propriedade.
- Reduzir o tamanho de seu plantel de acordo com a área disponível.

A substituição da área receptora de fertilizante orgânico de suínos ou a desvinculação das partes interessadas deve ser informado ao IMA. É proibido por lei o lançamento dos resíduos não tratados em corpos hídricos ou em área de preservação permanente. O lançamento de efluente tratado em corpos d'água deve atender os padrões de emissão fixados pela Resolução Conama nº 430/2011.

No caso da utilização dos resíduos da suinocultura em piscicultura, os suínos devem estar sob controle sanitário. Estes resíduos, após tratamento, só poderão ser utilizados em tanques e açudes construídos para este fim, mediante a aprovação de projeto específico. O volume de resíduo a ser lançado deve ser calculado em função da produtividade e sustentabilidade dos tanques ou viveiros, considerando as espécies que ele comporta, não ultrapassando o limite máximo de 60 animais por hectare de lâmina d'água.

Impactos ambientais decorrentes da suinocultura

A atividade suinícola caracteriza-se por sua grande capacidade poluidora, em geral produzindo cargas de efluentes que via de regra são lançados em corpos d'água ou no solo sem preocupação com as consequências ao meio ambiente. Na tentativa de minimizar os impactos causados por essa atividade, o IMA estabeleceu alguns critérios e um rito para o licenciamento.

A legislação ambiental brasileira representada pela Resolução Conama nº 001, de 23 de Janeiro de 1986, em seu artigo 1º, conceitua Impacto Ambiental como: qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam:

- A saúde, a segurança e o bem-estar da população.
- As atividades sociais e econômicas.
- A biota.
- As condições estéticas e sanitárias do meio ambiente.
- Qualidade dos recursos ambientais.

A principal preocupação ambiental da atividade suinícola concentra-se no manejo dos dejetos gerados pelos animais. Sendo assim, para que sejam elaboradas estratégias quanto à suinocultura na sua intersecção com o meio ambiente, torna-se necessário o completo entendimento das características dos dejetos e suas peculiaridades dentro de cada situação produtiva.

Os dejetos suínos possuem uma capacidade poluidora superior a de outras espécies. Em termos de comparação, usando o conceito de equivalência populacional, um indivíduo suíno possui, em média, o poder poluidor de 3,5 pessoas. (Diesel; Miranda; Perdomo, 2002).

A grande quantidade de animais e, conseqüentemente, de dejetos numa mesma área pode causar poluição do solo, ar e água. Os principais efeitos são provocados pelas emissões em forma de nitrogênio, fósforo e outros minerais presentes nos dejetos (Seganfredo, 2007).

Os dejetos suinícolas em sua origem podem ser considerados uma fonte pontual de poluição, entretanto, quando são espalhados em grandes áreas, podem resultar em uma forma difusa de poluição. Qualquer que seja o tipo de poluição, difusa ou pontual, o risco final consiste na poluição potencial das águas superficiais e/ou subterrâneas diretamente por descarga do dejetos, por vazamento para dentro de sistemas aquáticos ou ainda como resultado de drenagem das áreas agrícolas.

Os principais impactos em áreas de intensa produção animal, segundo a Organização para a Agricultura e a Alimentação (FAO) (Steinfeld; Castel; Wassenaar, 2006), são a eutrofização de corpos d'água superficiais, morte de peixes e de outros organismos aquáticos; contaminação das águas subterrâneas por nitratos e patógenos e conseqüente ameaça as fontes de abastecimento humano; excesso de nutrientes e metais pesados nos solos, depreciando sua qualidade; contaminação das águas e dos solos com patógenos; e liberação de amônia, metano e outros gases na atmosfera. Estas conseqüências são decorrentes da concentração e intensa produção suinícola. Porém, impactos locais podem ser identificados em regiões sem grande tradição na suinocultura.

Mesmo estando as suinoculturas em zonas rurais, o odor da atividade, principalmente se mal manejada, pode gerar reclamações dos vizinhos. Isto ocorre devido à evaporação de determinados compostos, como: amônia (NH_3), metano (CH_4), ácidos graxos voláteis, sulfeto de hidrogênio (H_2S), óxido nitroso (N_2O) e dióxido de carbono (CO_2), entre outros. A inspiração destes gases pode causar prejuízos às vias respiratórias, bem como a formação de chuva ácida, além de contribuírem para

o aquecimento global (Perdomo; Lima; Nones, 1999). A composteira de animais mortos também, quando não adequada em relação a quantidade C/N, pelo excesso de animais e/ou por estes não serem reduzidos em pedaços menores, pode produzir um forte odor, gerar chorume e ser um foco para a atração de urubus.

Considerações finais

O objetivo do presente artigo foi contextualizar a importância da atividade da suinocultura no Estado de Santa Catarina, seus impactos e a mitigação dos mesmos dentro do Licenciamento Ambiental. Outro objetivo foi informar sobre os procedimentos adotados no Estado para minimizar o máximo de impactos gerados pela atividade.

O licenciamento ambiental é um dos instrumentos da Política Nacional de Meio Ambiente que visa compatibilizar o desenvolvimento econômico-social com um meio ambiente ecologicamente equilibrado, um importante instrumento de gestão por meio do qual a administração pública controla empreendimentos e atividades efetivas ou potencialmente poluidoras.

A suinocultura em Santa Catarina apresenta uma modalidade de Licença Ambiental por Compromisso (LAC), onde é possível emitir a licença única de forma automática, dentro de critérios preestabelecidos de controles, estudos, programas ambientais e as condicionantes de validade.

Referências

ABCS. Associação Brasileira de Criadores de Suínos. **Manual brasileiro de boas práticas agropecuárias da produção de suínos**. Concórdia, 2011. 140 p.

ABPA. Associação Brasileira de Proteína Animal. **Relatório anual 2020**. 2020. Disponível em: http://abpabr.com.br/storage/files/3678c_final_abpa_relatorio_anual_2021_portugues_web_reduzido.pdf. Acesso em: 28 abr. 2023.

BELLAVER, C.; GUIDONI, A. L.; LIMA, G. M. M.; LA GIOIA, D. Fornecimento de água dentro do comedouro e efeitos no desempenho, carcaça e efluentes da produção de suínos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALISTAS EM SUÍNOS, 9., 1999, Belo Horizonte. **Anais**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1999. p. 489-490.

BRASIL, Código Florestal, Lei Federal nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Publicado DOU em 28/05/2012, Brasília/DF.

BRASIL, Lei Federal nº 6.938 de 31 de agosto de 1981. Publicado DOU em 02/09/1981, Brasília/DF.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa GM/MAPA nº 48 de 17 de outubro de 2019. Estabelecer as regras sobre o recolhimento, transporte, processamento e destinação de animais mortos e resíduos da produção pecuária como alternativa para a sua eliminação nos estabelecimentos rurais, na forma desta Instrução Normativa. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, p. 73, 18 out. 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama nº 237 de 19 de dezembro de 1997. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental, de forma a efetivar a utilização do sistema de licenciamento como instrumento de gestão ambiental, instituído pela Política Nacional do Meio Ambiente. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, n. 247, p. 30841-30843, 22 dez. 1997.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 1, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe definições, as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, 17 fev. 1986.

CARDOSO, B. F.; OYAMADA G. C.; SILVA, C. M. Produção, Tratamento e Uso dos Dejetos Suínos no Brasil. **Revista Desenvolvimento em questão**, Ijuí, n. 13, p. 127-145, 2015.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Concórdia: BIPERS, v. 1, n. 14, agosto, 2002.

- FAO. Food and Agriculture Organization. **Food outlook**: biannual report on global food markets: June 2020. Rome. 2020. (Food Outlook, 1)
- FERREIRA, A.H, *et al.* (coord.) **Produção de suínos**: teoria e prática. Brasília, DF: ABCS, 2014.
- FERREIRA, R. A. **Suinocultura**: manual prático de criação. 3. ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2020.
- HIGARASHI, M. M; KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. Redução da carga poluente: sistemas de tratamento. In: SEGANFREDO, M. A. **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. p. 119-148.
- KUNZ, A. *et al.* **Considerações técnicas sobre o uso de carcaças de animais mortos não abatidos em processos de digestão anaeróbia**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2021. 12 p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 579). Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/221896/1/final9654.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2024.
- MIRANDA, C. R. **Avaliação de Estratégias para Sustentabilidade da Suinocultura**. 2005. 264 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.
- MOREIRA, I. *et al.* Desempenho e características de carcaça de suínos (33-84 kg) criados em baias de piso compacto ou com lâminas d'água. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 32, n. 1, jan/fev. 2003.
- NICOLOSO, R. da S. *et al.* **Tecnologias para destinação de animais mortos na granja**. Cartilha. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2017. 34 p. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/156996/1/final8459.pdf>
- NICOLOSO, R. da S.; BARROS, E. C. **Manual de dimensionamento e manejo de unidades de compostagem de animais mortos para granjas de suínos e aves**. (Embrapa Suínos e Aves. Documentos, 203). Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 77 p. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/199423/1/final9100.pdf>
- OLIVEIRA *et al.* **Gestão ambiental de propriedades suinícolas**: experiência do projeto suinocultura. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. PNMA II – Programa Nacional do Meio Ambiente, 2006. 105 p.

OLIVEIRA *et al.* **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos**: manual de boas práticas. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. PNMA II – Programa Nacional do Meio Ambiente, 2004. 109p.

OLIVEIRA, M. M. *et al.* Frequência de aeração em compostagem acelerada de cadáveres de animais. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 42, p. 653-665, 2018.

OLIVEIRA, P. A. V. de. Modelo matemático para estimar a evaporação d'água contida nos dejetos, em sistemas de criação de suínos sobre cama de maravalha e piso ripado, nas fases de crescimento e terminação. **Journal of the Brazilian Society of Agricultural Engineering**, v. 23, n. 3, p.398-626, 2003.

OLIVEIRA, P. A. V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPISA, 1993. 188 p. (EMBRAPA-CNPISA. Documentos, 27).

PALHARES, J. C. P. **Licenciamento ambiental na suinocultura**: os casos brasileiro e mundial. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2008. 52 p. (Embrapa Suínos e Aves. Documentos, 123).

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. J. de; NONES, K. Suinocultura e o meio ambiente. In: WORKSHOP: **Mudanças Climáticas Globais e a Agropecuária Brasileira**, 1999, Campinas. Suinocultura e meio ambiente. Anais. Memória Embrapa Meio Ambiente, p. 43, 1999.

SANTA CATARINA. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução nº 98, de 5 de julho de 2017. Dispõe a listagem das atividades sujeitas ao licenciamento ambiental, define os estudos ambientais necessários e estabelece outras providências. **Diário Oficial do Estado de Santa Catarina**: Florianópolis, 6 jul. 2017.

SANTA CATARINA. Decreto Estadual nº 14250 de 01 de janeiro de 1981. "Regulamenta dispositivos da Lei nº 5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à proteção e à melhoria da qualidade ambiental". Publicado no DOE 05/06/1981.

SANTA CATARINA. Lei Estadual nº 14675 de 13 de abril de 2009. Dispõe a competência da União e dos Municípios, estabelece normas aplicáveis ao Estado de Santa Catarina, visando à proteção e à melhoria da qualidade ambiental no seu território. Publicado DOE 13/04/2009.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico e Sustentável. Instituto do Meio Ambiente. **Instrução normativa nº 11:** suinocultura. Florianópolis: IMA (órgão sucessor da FATMA), 2022. Disponível em: <https://in.ima.sc.gov.br/>. Acesso em: 19 jan. 2024.

SEGANFREDO, M. A. (org.). **Gestão ambiental na suinocultura**. 1. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007.

SINOTTI, A. P. S. **Avaliação do volume de dejetos e da carga de poluentes produzidos por suíno nas diferentes fases do ciclo criatório**. 2005. 85 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2005.

STEINFELD, H.; CASTEL, V.; WASSENAAR, T. ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). Food and Agriculture Organization of United Nations (FAO). **Livestock's Long Shadow: environmental issues and options**. Roma: ONU, 2006.

TÁPPARO, D. C.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A. **Geração de biogás utilizando carcaças de animais mortos não abatidos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019.

TAVARES, J. M. R. **Consumo de água e produção de dejetos na suinocultura**. 2012. 230 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2012.

TAVARES, J. M. R. **Modelagem do consumo de água, produção de dejetos e emissão de gases de efeito estufa e amônia na suinocultura**. 2016. 229 f. Tese de Doutorado em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

Em função das transformações nos sistemas produtivos modernos, o correto manejo e tratamento dos resíduos da suinocultura têm exigido atenção e trazido à tona novos desafios relacionados à sustentabilidade ambiental dessa importante cadeia de produção de proteína animal.

Nesse sentido, boas práticas de produção, aliadas ao manejo adequado dos dejetos, são necessárias. A implementação de estratégias que reduzam a demanda por recursos naturais e promovam o reaproveitamento ou reúso desses recursos, associadas a rotas de tratamento de dejetos, é fundamental na suinocultura moderna.

Dentro desse contexto, estratégias que envolvem a redução da demanda por água, energia e outros insumos na produção, juntamente com o uso agrônomico adequado dos dejetos, respeitando o balanço, a remoção e a recuperação de nutrientes e outros compostos de interesse, devem ser uma preocupação constante.

Assim, este livro busca organizar e disponibilizar informações sobre o tema proposto, servindo como material de referência para técnicos, estudantes e especialistas do setor, além de ser uma base técnica para auxiliar nos processos de tomada de decisão.

