



# Gestão dos resíduos da produção animal

VOLUME I

Reciclagem como fertilizante  
e qualidade do solo



## 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 I**

## Reciclagem como fertilizante e qualidade do solo

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 qualidade do solo / Rodrigo da Silveira Nicoloso, Cledimar Rogério Lourenzi, Gustavo Brunetto, editores técnicos – Brasília, DF: Embrapa; Concórdia: Sbera, 2024.  
283 p.

ISBN 978-65-88155-08-0

1. Solo. 2. Qualidade. 3. Produção animal. 4. Dejeito de animais. 5. Reciclagem. 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

### **Álvaro Luiz Mafra**

Engenheiro Agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Planta, professor da Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC

### **Ana Cristina Lüdtko**

Tecnóloga em Agropecuária Integrada, doutora em Ciência do Solo, professora da Escola Técnica Nossa Senhora da Conceição, Cachoeira do Sul, RS

### **Andria Paula Lima**

Engenheira Agrônoma, estudante de doutorado da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS

### **Arcângelo Loss**

Engenheiro Agrônomo, doutor em Agronomia, professor da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC

### **Ari Jarbas Sandi**

Economista, mestre em Agronegócio, analista da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

### **Carina Marchezan**

Engenheira Agrônoma, doutora em Ciência do Solo, professora da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS

### **Cláudio Roberto Fonsêca Sousa Soares**

Engenheiro Agrônomo, doutor em Agronomia, professor da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC

### **Cledimar Rogério Lourenzi**

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

### **Cristiano Santos**

Engenheiro Agrônomo, mestre em Agroecossistemas, 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

### **Djalma Eugênio Schmitt**

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

### **Eduardo Giroto**

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

### **Emanuela Pille da Silva**

Engenheira Agrônoma, doutora em Recursos Genéticos Vegetais, professora da Santa Catarina, Florianópolis, SC

### **Gilmar Luiz Mumbach**

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

**Guilherme Wilbert Ferreira**

Engenheiro Agrônomo, doutor em Agroecossistemas, membro do Núcleo de Ensino, Pesquisa e Extensão em Agroecologia, Florianópolis, SC

**Gustavo Boitt**

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, CSBP Fertilisers, Perth, Austrália

**Gustavo Brunetto**

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

**José Luiz Rodrigues Torres**

Licenciatura em Ciências Agrícolas, doutor em Agronomia, professor do Instituto Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba, MG

**Jucinei José Comin**

Engenheiro Agrônomo, doutor em Agronomia, professor da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC

**Lessandro De Conti**

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

**Lucas Antonio Telles Rodrigues**

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, consultor técnico comercial da C.Vale - Cooperativa Agroindustrial, Santa Maria, RS

**Lucas Benedet**

Engenheiro Agrônomo, doutor em Agroecossistemas, pós-doutorando em Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras, MG

**Marcelo Miele**

Economista, doutor em Agronegócio, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

**Mariana Vieira Coronas**

Bióloga, doutora em Ecologia, professora da Universidade Federal de Santa Maria, Cachoeira do Sul, RS

**Milton da Veiga**

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor aposentado Universidade do Oeste de Santa Catarina, Campos Novos, SC

**Miriam Fernanda Rodrigues**

Engenheira Florestal, doutora em Engenharia Florestal, pesquisadora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, PR

**Paulo Ademar Avelar Ferreira**

Engenheiro Agrônomo, doutor em Agronomia, professor da Universidade Federal de Santa Maria, Cachoeira do Sul, RS

**Paulo Cezar Cassol**

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor da Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC

**Paulo Emílio Lovato**

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciências da Vida, professor da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC

**Pedro Alexandre Varella Escosteguy**

Engenheiro Agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor da Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 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

**Tadeu Luis Tiecher**

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

**Tales Tiecher**

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

**Talita Trapp**

Engenheira Agrônoma, estudante de doutorado da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC

**Vilmar Muller Júnior**

Engenheiro Agrônomo, doutor em Engenharia Ambiental, coordenador de pesquisa e extensão do Instituto Federal do Paraná, Campo Largo, PR



# 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" sistematiza conhecimentos de pesquisas desenvolvidas nas últimas décadas com uso de resíduos orgânicos na agricultura, especialmente, na Região 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, conhecimentos 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.

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 I) apresenta

uma abordagem sobre a “QUALIDADE DO SOLO”. O livro está dividido em nove capítulos que abordam temas desde a produção e caracterização dos dejetos, uso como fonte de nutrientes e resposta das culturas, efeitos nos atributos químicos físicos e biológicos do solo, e custos de transporte e adubação.

Espera-se que essa obra seja de bom aproveitamento para quem a consultar. Também, esperamos que o conteúdo desta obra sirva para melhorar a conscientização de toda a população sobre o uso de resíduos orgânicos na agricultura, pois é uma forma de ciclagem de nutrientes que pode ser muito benéfica a toda cadeia produtiva envolvida, mas que necessita de muito cuidado e atenção em relação a contaminação ambiental, que será tema do Volume II. 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 - **Produção, caracterização e coleta dos dejetos**.....13

Paulo Cezar Cassol e Pedro Alexandre Varella Escosteguy

Capítulo 2 - **Respostas de culturas anuais e perenes em solos com histórico de aplicações de dejetos de animais**.....47

Jucinei José Comin, Andria Paula Lima, Guilherme Wilbert Ferreira, Lucas Benedet, Vilmar Muller Júnior, Gustavo Brunetto, Cledimar Rogério Lourenzi e Paulo Emílio Lovato

Capítulo 3 - **Acidez e atributos químicos do solo adubado com dejetos de animais**.....87

Carina Marchezan, Talita Trapp, Djalma Eugênio Schmitt, Jucinei José Comin, Cledimar Rogério Lourenzi, Guilherme Wilbert Ferreira, Lucas Benedet, Vilmar Müller Júnior e Gustavo Brunetto

Capítulo 4 - **Uso de dejetos de animais como fonte de nitrogênio, fósforo e potássio às plantas em sistemas de cultivo**.....103

Djalma Eugênio Schmitt, Gilmar Luiz Mumbach, Carina Marchezan, Lessandro De Conti e Gustavo Brunetto

Capítulo 5 - **Acúmulo e frações de metais em solos com aplicações de dejetos de animais**.....133

Tadeu Luis Tiecher, Cledimar Rogério Lourenzi, Djalma Eugênio Schmitt, Daniel João Dall'Orsoletta, Eduardo Giroto, Gilmar Luiz Mumbach, Guilherme Wilbert Ferreira, Lessandro De Conti, Lucas Benedet e Tales Tiecher

Capítulo 6 - **Propriedades físicas do solo submetido a sucessivas aplicações de dejetos de animais**.....161

Arcângelo Loss, Rogério Gonzatto, Miriam Fernanda Rodrigues, Milton da Veiga, José Luiz Rodrigues Torres, Guilherme Wilbert Ferreira, Cristiano Santos e Álvaro Luiz Mafra

Capítulo 7 - **Uso de resíduos de animais e impacto sobre os atributos biológicos do solo**.....195

Paulo Ademar Avelar Ferreira, Mariana Vieira Coronas, Emanuela Pille da Silva, Carina Marchezan, Gustavo Boitt e Cláudio Roberto Fonsêca Sousa Soares

Capítulo 8 - **Matéria orgânica do solo em áreas com histórico de aplicações de dejetos de animais**.....223

Cledirmar Rogério Lourenzi, Guilherme Wilbert Ferreira, Lucas Benedet, Lucas Antonio Telles Rodrigues, Ana Cristina Lüdtke e Arcângelo Loss

Capítulo 9 - **Custos de transporte e adubação com dejetos**.....261

Marcelo Miele e Ari Jarbas Sandi

## CAPÍTULO 1

---

# **Produção, caracterização e coleta dos dejetos**

*Paulo Cezar Cassol e Pedro Alexandre Varella Escosteguy*

### **Introdução**

A produção animal e a agroindústria têm crescido a cada ano no Brasil e geram quantidades expressivas de resíduos orgânicos. Entre esses, destacam-se os que são gerados nas criações de aves e suínos, largamente empregados na fertilização de solos agrícolas devido à presença de nutrientes necessários às plantas, principalmente nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K). Vale lembrar que os resíduos animais têm sido utilizados para fertilizar o solo desde a antiguidade, pois já nas civilizações grega e romana se preconizava o uso dos esterco como fertilizantes (Havlin *et al.*, 2016).

A presença dos nutrientes nos resíduos animais ocorre porque a maior parte dos minerais ingeridos com a ração é excretada. Por exemplo, entre 65 e 70% do N e do P, e cerca de 90% do K, ingeridos na dieta dos suínos são eliminados nas suas fezes e urina (Dourmad, 1999; Nones *et al.*, 1999; Oliveira, 1993; Oliveira, 2001; Ludke; Ludke, 2005). A grande quantidade de resíduos gerada na suinocultura, aliada à presença dos nutrientes nesses materiais, resulta que a principal forma de sua disposição final tem sido o uso como fertilizante orgânico (Cassol *et al.*, 2012; Lourenzi *et al.*, 2016; Barros *et al.*, 2019; Benedet *et al.*, 2020).

O uso dos resíduos animais como fertilizante é uma prática favorável, tanto em relação aos aspectos econômicos quanto ambientais. Do ponto de vista econômico, esse uso pode diminuir, ou até dispensar, os gastos com a compra de fertilizantes industrializados pelo agricultor, que representam entre 20 e 40% dos custos variáveis da produção de grãos, como soja e milho (IMEA, 2020). Além disso, a redução na necessidade desses fertilizantes diminui o consumo de energia e a emissão de gases causadores das mudanças climáticas, decorrente da sua fabricação (Hartfield *et al.*, 1998; Karlen *et al.*, 2004). Adicionalmente, diminui o uso de fertilizantes minerais na agricultura brasileira, o que reduz a pressão de exploração das reservas minerais e economiza divisas do país, que importa a maior parte dos fertilizantes que consome. Estudo recente realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) constatou que a conversão dos nutrientes dos resíduos gerados pelas produções de suínos e aves e pelo setor sucroalcooleiro no Brasil representa um mercado potencial superior a US\$ 1 bilhão anuais (Cruz *et al.*, 2017).

Outra vantagem do uso dos resíduos animais como fertilizante é o efeito positivo no balanço de nutrientes na produção agrícola. Entretanto, somente haverá equilíbrio na ciclagem dos nutrientes quando as quantidades de N, P, K e outros elementos aplicados no solo forem equivalentes às quantidades exportadas nos grãos ou em outros produtos obtidos nesse solo. Assim, quando as quantidades de P, N ou de outro elemento químico que entram numa propriedade superam aquelas que são exportadas junto aos produtos vendidos, torna-se necessário implantar sistemas de tratamento de resíduos que possam remover, diminuir, inerciar ou exportar esses elementos da propriedade. Entre esses tratamentos, destaca-se a compostagem, que resulta num produto com menor risco de contaminação biológica e com maior valor agregado (Santa Catarina, 2022; Barros *et al.*, 2019).

A aplicação de fertilizantes orgânicos derivados dos resíduos animais também pode aumentar o estoque de carbono orgânico (CO) do solo, contribuindo para mitigar as mudanças climáticas. Isso foi comprovado em um estudo de meta-análise, abrangendo 101 trabalhos de pesquisa, com um total de 592 tratamentos. Nesse estudo, os autores

observaram que, em média, a aplicação de esterco aumentou em 35,4% os estoques de CO no solo, sendo que os esterco de suínos proporcionam os maiores aumentos, chegando a 50% (Gross; Glaser, 2021). Entretanto, para que esse aumento aconteça, devem ser utilizadas práticas conservacionistas de manejo de solo e os resíduos devem ser aplicados em doses adequadas e por vários anos (Kiehl, 2010; Comin *et al.*, 2013; Mafra *et al.*, 2014; Benedet *et al.*, 2020).

Outro benefício dos fertilizantes orgânicos no solo é o aumento da atividade biológica (Morales *et al.*, 2016) e liberação de substâncias húmicas que favorecem o crescimento vegetal (Inácio; Miller, 2009; Kiehl, 2010). Também podem aumentar a capacidade de troca de cátions (CTC) e diminuir a acidez e as formas tóxicas de alumínio (Al) do solo (Scherer *et al.*, 2010; Cassol *et al.*, 2012; Brunetto *et al.*, 2012; Lourenzi *et al.*, 2016). Além disso, podem promover melhoras em atributos físicos do solo, como o aumento da agregação e da retenção de água e a diminuição da densidade (Arruda *et al.*, 2010; Comin *et al.*, 2013; NRS/SBCS, 2016).

Assim, os vários efeitos positivos dos fertilizantes orgânicos no solo comprovam que esses podem substituir os fertilizantes minerais industrializados, sem riscos de perdas na produtividade das culturas (Scherer *et al.*, 2011; Cassol *et al.*, 2012; Comin *et al.*, 2013; Lourenzi *et al.*, 2014; Benedet *et al.*, 2020).

## **Considerações para o uso seguro de fertilizantes derivados da suinocultura**

Como visto, o uso dos resíduos de suínos como fertilizante orgânico é uma alternativa vantajosa para sua disposição final, tanto em relação aos aspectos agronômicos (Cassol *et al.*, 2012; Lourenzi *et al.*, 2014; Barros *et al.*, 2019; Benedet *et al.*, 2020) quanto aos ambientais (Karlen *et al.*, 2004; Konzen; Alvarenga, 2005; Gatiboni *et al.*, 2015; Benedet *et al.*, 2020). Contudo, a aplicação de resíduos no solo exige a adoção de práticas e cuidados para minimizar as perdas e os riscos de contaminação ambiental. Isso se faz necessário porque quando nutrien-

tes ou outros elementos químicos são adicionados em excesso no solo podem impactar negativamente o sistema solo-água-plantas-atmosfera. Vale lembrar que isso pode ocorrer com a aplicação de todos os tipos de fertilizante, incluindo os industrializados.

Do total aplicado de um nutriente, a maior parte é absorvida pelas plantas ou retida no solo, como componente da matéria orgânica, como ocorre com o N, ou adsorvida aos colóides e incorporada em compostos minerais, como ocorre com o P. Entretanto, uma parte se mantém solúvel e pode ser transportada pela água para fora das áreas de aplicação, pelo escoamento superficial ou pelo fluxo subsuperficial. Com isso, o nutriente é transferido da área de aplicação para outros compartimentos, principalmente, cursos d'água, açudes, lagos e lençol freático. Com relação ao N, uma parte também pode ser transferida para a atmosfera pelos processos de desnitrificação e volatilização de amônia. Além disso, gases de odor desagradável podem se dispersar em áreas que recebem aplicações de resíduos animais. Salienta-se que todas as transferências de nutrientes e outros poluentes adicionados com os resíduos são agravadas quando as aplicações são feitas em doses excessivas.

O risco de disseminação de organismos patogênicos também exige atenção e cuidados no manejo e uso de resíduos animais. Salienta-se que muitos desses organismos podem causar doenças ao ser humano, como parasitoses, brucelose, disenterias, cólera, tifo, gastroenterites, hepatites infecciosas e poliomielite (USEPA, 1997). Assim, antes da utilização como fertilizante, é recomendado que os resíduos animais sejam submetidos a tratamentos para sua estabilização e controle de organismos patogênicos (Konzen; Alvarenga, 2005; Kunz; Encarnação, 2007; Sedyama *et al.*, 2018).

O manejo e aplicação dos resíduos também deve ser realizado seguindo critérios e medidas que minimizem os riscos de contaminação dos trabalhadores (USEPA, 1997). Nesse sentido, reforça-se a necessidade de sua estabilização e a utilização de equipamentos de proteção individual (EPI) pelos operadores, como luvas, óculos, vestimentas e calçados adequados. Além disso, a aplicação deve ser realizada de modo

que o fertilizante orgânico não entre em contato com as partes comestíveis dos alimentos, sobretudo dos que são consumidos *in natura*.

A estabilização dos resíduos também é importante para evitar a liberação de compostos ou sais que podem prejudicar as plantas, especialmente nas fases de germinação e pega de plântulas (Tiquia; Tam, 1998; Kiehl, 2010). Vale lembrar que a estabilização geralmente diminui o volume, a massa e a umidade dos resíduos. Outra vantagem é que ela reduz expressivamente, ou até mesmo elimina, o mau cheiro e a presença de patógenos e parasitas, como ocorre na compostagem.

Os elementos cobre (Cu) e zinco (Zn) são adicionados em rações para suínos, principalmente para as fases iniciais de crescimento, em razão dos efeitos estimulante do crescimento e antibiótico que apresentam, respectivamente (Kunz *et al.*, 2005). Com isso, os teores desses elementos nos solos com histórico de aplicações repetidas e doses altas de fertilizante derivado da produção de leitões podem atingir valores acima dos limites críticos ambientais. Apesar de serem micronutrientes essenciais das plantas, quando se encontram em excesso, esses elementos podem causar fitotoxidez e diminuir a produtividade. Isso foi observado por Lexmond; de Haan (1977) em plantas de milho, trigo e beterraba açucareira cultivadas em solo adubado com dejetos de suíno.

A legislação ambiental aplicável à suinocultura, cada vez mais, condiciona o licenciamento da atividade à destinação segura e controlada dos dejetos gerados nas unidades de produção. Como exemplo, no estado de Santa Catarina, que possui regiões com alta concentração de suínos, o licenciamento ambiental para a produção desses animais é condicionado à existência de áreas agrícolas que comportem a aplicação dos dejetos, em doses que forneçam as quantidades de P preconizadas para os cultivos (Santa Catarina, 2022). Além disso, a aplicação de dejetos nas áreas de cultivos somente pode ser realizada quando o solo apresentar, na camada de 0 a 10 cm, um teor de P (extraível pelo método Mehlich 1) menor do que o limite crítico ambiental (LCA) estabelecido na legislação local para esse nutriente. Esse limite é calculado pela expressão  $LCA-P \text{ (mg.kg}^{-1}\text{)} = 40 + \text{teor de argila (em \%)}.$  O LCA-P

representa o teor de P no solo a partir do qual aumentam expressivamente o transporte do elemento pela água das chuvas e, consequentemente, a sua transferência para os mananciais de superfície (Gatiboni *et al.*, 2015), fertilizando essas águas, que ficam propensas à multiplicação de algas, ocorrendo assim o processo de eutrofização.

## **Fertilizantes derivados de resíduos da suinocultura**

Pela legislação brasileira, os fertilizantes orgânicos gerados na suinocultura se enquadram na Classe A, que abrange todos os resíduos orgânicos livres de despejos ou contaminantes sanitários, que dão origem a produtos de utilização segura na agricultura (Brasil, 2020).

Os resíduos gerados na produção de suínos podem dar origem a diversos tipos de fertilizantes orgânicos, dependendo do sistema de criação e das formas de recolhimento e tratamento empregados. Entretanto, em função da facilidade de manejo e economia operacional, destaca-se o dejetos líquido de suíno (DLS), que é gerado na ampla maioria das unidades suinícolas do Brasil.

### **Dejetos líquidos**

O recolhimento e manejo dos dejetos em esterqueiras, que resulta no dejetos líquido de suíno (DLS), é a principal forma de tratamento utilizada no Brasil, estando presente em cerca de 95% das unidades suinícolas do país (Oliveira; Higarashi, 2006; Barros; Nicoloso, 2019). Nesse sistema, as baias são dotadas de calhas coletoras, cobertas com ripado, onde os dejetos escoam por gravidade até o tanque de estabilização e armazenamento, que são as tradicionais esterqueiras a céu aberto (Figura 1A). Em alguns casos, especialmente em instalações de maior porte, a estabilização é realizada em biodigestores com cobertura de lona (Figura 1B), permitindo desta forma a coleta e armazenamento do gás metano (CH<sub>4</sub>) gerado no processo.



**Figura 1.** Esterqueira descoberta (A) e biodigestor (B) utilizados para armazenamento e estabilização de dejetos líquidos em unidades de produção de suínos do sul do Brasil.

O manejo dos resíduos de suíno no estado líquido apresenta como principais vantagens a baixa necessidade de mão de obra e a facilidade para recolhimento, carregamento e distribuição a campo. Entretanto, esse manejo também apresenta desvantagens, com destaque para a grande quantidade de água utilizada, o que dilui os teores dos nutrientes e aumenta os custos de transporte e aplicação nas lavouras (Chiuchetta; Oliveira, 2002). Além disso, essa forma de manejo dos resíduos gera quantidade expressiva de  $CH_4$ , que geralmente é emitido diretamente na atmosfera, sendo um dos principais gases causadores das mudanças climáticas. Vale lembrar que o excesso de água deve ser evitado com medidas de controle na origem, como eliminar a entrada de água das chuvas, eliminar vazamentos em bebedores e realizar a limpeza das instalações com raspagem ou com equipamentos que possuem alta pressão e baixa vazão (Oliveira, 2004; Kunz; Encarnação, 2007). É importante observar que quanto maior a concentração do DLS, maior é seu valor fertilizante. Logo, menor a dose a ser usada e menores serão os custos para seu transporte e distribuição. Entretanto, quando o DLS é aplicado através da fertirrigação, a água deixa de ser uma restrição, pois é necessário a diluição do DLS na lâmina de água de irrigação.

## Composto de dejetos

O composto orgânico derivado de dejetos suínos é obtido através do processo de compostagem, que se caracteriza pela decomposição e estabilização aeróbia de resíduos orgânicos por meio da mistura dos dejetos com um substrato condicionador, normalmente maravalha ou serragem de madeiras. Durante o processo, a atividade intensa de microrganismos termófilos eleva a temperatura da massa em decomposição, o que diminui drasticamente a presença dos organismos patogênicos. A compostagem de DLS geralmente pode ser realizada em plataformas (Figura 2A) ou em leiras (Figura 2B), onde a oxigenação da mistura é mantida com revolvimento mecânico.



**Figura 2.** Compostagem de dejetos de suínos em plataformas (A) e em leiras (B) com revolvimento mecânico do material.

O composto orgânico possui várias vantagens em relação ao DLS, destacando-se a eliminação do excesso de água e a diminuição da massa e do volume de resíduo (Sediyama *et al.* 2008; Inácio; Miller, 2009). Segundo Dai Prá (2006), a compostagem do DLS com resíduos de madeira diminui em cerca de 2,6 vezes o volume total de dejetos para aplicação como fertilizante. Além disso, o composto orgânico é um fertilizante de maior valor agregado em comparação ao DLS, por ser friável e mais concentrado em nutrientes, além de ser praticamente livre de patógenos (Dai Prá, 2006; Oliveira; Higarashi, 2006; Sediyama *et al.*, 2008) e enriquecido em substâncias húmicas (Kiehl, 2010; Inácio; Miller, 2009). Outro aspecto vantajoso do composto é a redução do mau cheiro, inclusive durante o processo de compostagem (Sediyama *et al.*, 2008). Essas características possibilitam sua comercialização, inclusive para regiões afastadas da origem. Vale lembrar que a eliminação dos organismos patogênicos depende do aquecimento da massa em decomposição a temperaturas acima de 60 °C (Sediyama *et al.* 2008; Inácio; Miller, 2009).

Como limitações do processo e do composto orgânico, destacam-se os maiores custos de instalações e de operação do sistema (Oliveira; Higarashy, 2006), a relação carbono/nitrogênio (C/N) relativamente alta devido ao substrato condicionador, o que limita a liberação do N no solo, e o risco da ocorrência de perdas de nutrientes durante a compostagem, principalmente do N por volatilização de amônia e/ou desnitrificação (Kiehl, 2010; Pagans *et al.*, 2006). Entretanto, a retenção de N em compostos orgânicos também pode ter efeito benéfico, devido à liberação gradual desse nutriente durante o período de crescimento e produção dos cultivos, o que evita as perdas por lixiviação que ocorrem quando o N se encontra majoritariamente na forma mineral, como no DLS. Outra desvantagem da compostagem é promover maior emissão dos gases dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) em comparação com os dejetos armazenados em esterqueiras, contribuindo para as mudanças climáticas, sabendo-se que esse último também causa a destruição da camada de ozônio (Oliveira; Higarashi, 2004). Além disso, a escassez e o custo elevado do substrato condicionador tem sido outro fator limitante à adoção da compostagem.

A qualidade do composto pode ser melhorada através de secagem adicional, moagem e passagem por peneira, medidas que agregam valor ao produto, aspecto importante quando o material for destinado à venda. Para ser comercializado, o composto orgânico deve conter teores de CO e de N total maiores ou iguais a 150 e 5,0 g.kg<sup>-1</sup>, respectivamente (Brasil, 2020). O composto orgânico também pode ser enriquecido com nutrientes de fontes naturais e orgânicas, ou pela adição de princípio ativo ou agente capaz de melhorar suas características físicas, químicas e/ou biológicas.

### **Cama sobreposta**

A cama sobreposta é gerada em instalações onde os suínos são criados sobre uma cama de substrato (Figura 3), normalmente constituído por resíduos vegetais, como maravalhas, casca de arroz ou palhas de plantas cultivadas (Oliveira, 2001). Nessa cama, os dejetos dos suínos e o substrato passam por um processo lento de compostagem “*in situ*”, que é favorecido pela porosidade do material, pelo revolvimento promovido pelos animais e por operação de revolvimento realizada após a retirada desses (Oliveira; Higarashi, 2004).



Foto: Gustavo J.M.M. de Lima

**Figura 3.** Criação de suínos em cama sobrepostas.

Entre as vantagens da cama sobreposta, destacam-se a eliminação do dejetos líquido, ausência de mau odor, diminuição da proliferação de moscas, menor custo das instalações, redução das perdas de N por volatilização de amônia e menor necessidade de mão de obra para limpeza e manejo (Oliveira *et al.*, 2001; Kunz *et al.*, 2005; Oliveira; Higarashi, 2004). Outras vantagens da utilização da cama sobreposta são a eliminação dos investimentos para armazenagem dos dejetos, a redução dos custos de aplicação no solo e a diminuição das perdas de N no solo por lixiviação e volatilização (Oliveira; Higarashi, 2004).

Em geral, a eficiência fertilizante da cama sobreposta é semelhante ao do composto de dejetos suínos, e o manejo tem as vantagens e desvantagens desse produto, conforme descrito anteriormente. Em culturas de grãos, a eficiência de N da cama sobreposta de suínos foi inicialmente avaliada por Arns (2004), em trabalho efetuado no Planalto Médio do Rio Grande do Sul. Nesse trabalho, o índice de liberação desse nutriente, em dois cultivos de aveia, foi de cerca de 15%. Posteriormente, esse índice foi confirmado em trabalho utilizando isótopo de  $^{15}\text{N}$ , realizado por Giacomini (2005), com a cultura de milho. Esses trabalhos indicam que uma característica marcante da cama sobreposta é a alta proporção de N em formas orgânicas recalcitrantes, em relação ao teor total desse nutriente. Segundo Oliveira; Higarashi (2004), cerca de 40% do N excretado pelos suínos fica retido na cama, enquanto que até 60% é perdido na forma gasosa.

### **Esterco sólido**

O esterco de suínos no estado sólido ou pastoso, geralmente, ocorre em instalações menores que utilizam a raspagem e a amontoa como forma de recolhimento dos dejetos. Esse esterco também ocorre em instalações com leitos de drenagem (Figura 4) e/ou separador de fases sólido/líquido. O esterco sólido apresenta a vantagem de conter maior teor de nutrientes e menor conteúdo de água em relação ao DLS, entretanto, essa forma de fertilizante tem as desvantagens de exigir mais mão de obra e/ou tempo de operação mecanizada para o recolhimento e carregamento, além de apresentar maior dificuldade e menor uniformidade de distribuição a campo.



Foto: Paulo Cezar Cassol

**Figura 4.** Esterco de suíno em processo de estabilização em leito de drenagem.

### **Fertilizante organomineral**

Conforme o próprio nome sugere, os fertilizantes organominerais são obtidos pela mistura de fontes orgânicas e minerais. No caso dos resíduos da suinocultura, essa mistura pode ser tanto com materiais sólidos, como composto e cama sobreposta, quanto com líquidos, como o DLS. No caso dos produtos sólidos direcionados à aplicação no solo, a legislação brasileira estabelece que devem conter no máximo 30% de umidade e no mínimo 8% de CO total e 80 mmolc.kg<sup>-1</sup> de CTC. Quanto aos teores de nutrientes, a soma de NPK nesses produtos deve ser, no mínimo, 10%; a soma de Ca, Mg e S deve ser no mínimo 5%; e a soma de micronutrientes deve ser no mínimo 4%, caso esses tenham garantia expressa no fertilizante (Brasil, 2020). Em produtos fluidos para aplicação no solo, os valores dessas somas devem corresponder a no mínimo 3% (NPK), 2% (Ca, Mg, S) e 1% (Micronutrientes).

O interesse nos fertilizantes organominerais está ligado principalmente à possibilidade de gerar produtos de maior valor agregado, a partir de resíduos ou de outros materiais orgânicos. Esses produtos têm maior teor de nutrientes, são livres de patogênicos (devido à elevada

concentração salina) e são mais facilmente manejados e aplicados, em relação aos fertilizantes orgânicos. Além disso, também há possibilidade de ganhos de eficiência das fontes minerais combinadas com a matéria orgânica (Alcarde, 2007). Porém, a quantidade de matéria orgânica aplicada juntamente com esses fertilizantes em geral não é suficiente para aumentar o teor de CO do solo, nem a eficiência fertilizante da fração mineral.

Além do potencial de vantagens técnicas (Correa *et al.*, 2018) e econômicas, o enriquecimento e/ou granulação de resíduos orgânicos na produção de fertilizantes organominerais facilita o transporte e a distribuição, evitando o excesso de nutrientes nas bacias hidrográficas onde se concentram as produções de suínos e aves (Barros *et al.*, 2019).

Pesquisas realizadas nas últimas décadas, principalmente pela Embrapa, têm proporcionado avanços nessa área, como o desenvolvimento de tecnologias de produção de fertilizantes organominerais granulados sólidos e de formulados na forma fluida derivados de DLS. Os organominerais sólidos podem ser preparados em forma de farelado, peletizado ou mesmo granulado, o que possibilita a aplicação com as adubadoras de fertilizantes minerais. Já os organominerais fluidos podem ser aplicados com tanque distribuidor de DLS ou de fertilizantes fluidos ou, ainda, com sistemas de irrigação (Barros *et al.*, 2019).

### **Resíduos de frigoríficos**

Cerca de 22% do peso vivo dos suínos destinados ao abate é composta por subprodutos e resíduos (Prändl, 1994; Barros, 2007), enquanto os resíduos do trato digestivo representam em torno de 3% do peso vivo (Pacheco, 2006). Os processos de separação e tratamento desses resíduos que são gerados em abatedouros e frigoríficos resultam em subprodutos que podem ser utilizados como fertilizante orgânico (Pacheco; Yamada, 2008; Ramires *et al.*, 2021). A estabilização desses resíduos normalmente é realizada através da compostagem, com sua mistura a outros resíduos orgânicos estruturantes, em leiras submetidas ao revolvimento mecânico (Correa *et al.*, 2007; Inácio; Miller, 2009; Costa *et al.*, 2009).

Alguns resíduos de frigoríficos e coprodutos de graxarias, como farinhas de osso, de carne e de sangue, tem alto valor como fertilizante, porém também são utilizados como matéria prima para a fabricação de rações e outros produtos de maior valor agregado, alcançando valores altos no mercado, o que restringe seu uso como fertilizante (Pacheco, 2006; Kiehl, 2010). Contudo, esses materiais representam fontes alternativas para enriquecimento de composto orgânico em N e ou P, principalmente para alguns preparados utilizados na produção orgânica (Kiehl, 2010).

## **Quantidade de fertilizantes orgânicos gerados em criações de suínos**

A estimativa da quantidade de fertilizantes que podem ser gerados nos diversos sistemas de criação de suínos é um dado importante para o planejamento da propriedade suinícola, tanto em relação ao dimensionamento da produção e respectivo sistema de tratamento dos resíduos quanto em relação à disponibilidade de fertilizante e nutrientes para aplicação nas áreas de cultivo. Os valores aproximados de quantidades de resíduos gerados em criações de suíno são apresentados na Tabela 1.

Vale lembrar que as quantidades de fertilizante geradas pelos suínos podem variar em função de diversos fatores, com destaque para o sistema de produção utilizado, categoria animal, sistema e eficiência do recolhimento e forma de estabilização utilizada (Oliveira, 2004; Konzen; Alvarenga, 2005). Outro aspecto importante diz respeito à redução da quantidade dos resíduos promovida pelos processos de estabilização, que, em geral, resultam em diminuição expressiva dos resíduos orgânicos e suas misturas, sobretudo na compostagem, que diminui para cerca de 75 e 42% a massa e o volume inicial dos resíduos tratados, respectivamente (Kiehl, 2010).

**Tabela 1.** Quantidade estimada de resíduos orgânicos (base úmida) gerados por suínos de diferentes categorias e sistemas de criação.

Tipo de resíduo e categoria animal	Unidade de referência	Quantidade	Unidade de medida
DLS (suínos de 25 a 110 kg) <sup>(1)</sup>	Suíno em terminação	4,5	L.cab <sup>-1</sup> .dia <sup>-1</sup>
DLS (matrizes com produção de leitões) <sup>(1)</sup>	Matriz alojada	22,8	L.cab <sup>-1</sup> .dia <sup>-1</sup>
DLS em unidades de ciclo completo <sup>(1)</sup>	Matriz alojada	72,9	L.cab <sup>-1</sup> .dia <sup>-1</sup>
Estercos sólido/pastoso (suínos de 25 a 110 kg) <sup>(2)</sup>	Suíno em terminação	2,3 a 2,5	L.cab <sup>-1</sup> .dia <sup>-1</sup>
Cama sobreposta (suínos de 25 a 110 kg) <sup>(3)</sup>	Suíno em terminação	600	L.cab <sup>-1</sup> .dia <sup>-1</sup>
Composto de DLS com maravalha <sup>(4)</sup>	Suíno em terminação	1,35	L.cab <sup>-1</sup> .dia <sup>-1</sup>

Fonte: <sup>(1)</sup> Santa Catarina (2022); <sup>(2)</sup> Oliveira (1993); <sup>(3)</sup> Oliveira (2002); <sup>(4)</sup> Oliveira; Higarashi (2006), apud Dorffer (1998).

## Composição dos fertilizantes derivados de resíduos de suínos

A composição dos fertilizantes derivados de resíduos orgânicos acompanha o padrão utilizado para os fertilizantes minerais. Assim, os teores de P e K são expressos nas formas P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O, respectivamente, enquanto os teores dos demais elementos são expressos na forma elementar, como N, Ca e Mg. Nos fertilizantes sólidos, os teores são expressos como percentagem em base seca, enquanto nos líquidos são expressos em kg m<sup>-3</sup> (base úmida). A composição média dos principais fertilizantes derivados da suinocultura e de outros resíduos animais consta na Tabela 2 e Tabela 3 apresentadas adiante.

**Tabela 2.** Teores de massa seca, carbono orgânico (C Org) e de nutrientes dos principais fertilizantes derivados de resíduos orgânicos.

Material orgânico	Massa seca	C Org	N	P <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	K <sub>2</sub> O	Ca	Mg
<b>Estercos sólidos</b>							
----- % (m.m <sup>-1</sup> ) -----							
Esterco de suíno <sup>(1)</sup>	25	20	2,1	2,8	2,9	2,8	0,8
Composto de dejetos de suíno <sup>(1)</sup>	40	42	1,6	2,5	2,3	2,1	0,6
Cama sobreposta de suíno <sup>(1)</sup>	40	18	1,5	2,6	1,8	3,6	0,8
Composto de resíduo de frigorífico <sup>(3)</sup>	55	27	2,5	1,6	1,2	0,8	0,2
Cama de frango (7 a 8 lotes) <sup>(1)</sup>	75	25	3,8	4,0	3,5	4,5	1,0
Cama de peru (2 lotes) <sup>(1)</sup>	75	23	5,0	4,0	4,0	3,7	0,8
Cama de galinha poedeira <sup>(1)</sup>	72	30	1,6	4,9	1,9	14,4	0,9
Esterco de galinha poedeira <sup>(2)</sup>	59	29	2,9	3,5	2,0	6,5	-
Esterco de bovino <sup>(1)</sup>	20	30	1,5	1,4	1,5	0,8	0,5
Esterco de equino <sup>(4)</sup>	25	20	2,1	2,8	2,9	2,8	0,8
Vermicomposto <sup>(1)</sup>	50	17	1,5	1,3	1,7	1,4	0,5
Lodo de esgoto <sup>(1)</sup>	5	30	3,2	3,7	0,5	3,2	1,2
Composto de lixo urbano <sup>(1)</sup>	70	12	1,2	0,6	0,4	2,1	0,2
<b>Dejetos líquidos</b>							
----- kg.m <sup>-3</sup> -----							
Dejeito líquido de suínos <sup>(1)</sup>	30	90	2,8	2,4	1,5	2,0	0,8
Dejeito líquido de bovinos <sup>(1)</sup>	40	130	1,4	0,8	1,4	1,2	0,4

Fontes: <sup>(1)</sup> NRS/SBCS (2016); <sup>(2)</sup> Figueroa et al. (2012); <sup>(3)</sup> Costa et al. (2009); <sup>(4)</sup> ASAE (2005).

**Tabela 3.** Teores médios (base seca) de elementos-traço em alguns fertilizantes orgânicos.

Material orgânico	Cu	Zn	Cr	Cd	Pb	Ni
	----- mg.m <sup>-3</sup> -----					
Cama de frango (5 e 6 lotes) <sup>(1)</sup>	2	3	-	-	-	-
Esterco de bovinos sólido <sup>(1)</sup>	2	4	-	-	-	-
Dejeto líquido de suínos <sup>(1)</sup>	16	43	-	-	-	-
Composto de dejeto de suínos <sup>(1)</sup>	270	600	-	-	-	-
Composto de resíduo de frigorífico <sup>(2)</sup>	108	213	-	-	-	-
Cinza de casca de arroz <sup>(1)</sup>	8	89	-	-	-	-
Cinza de madeira <sup>(1)</sup>	44	65	45	1,7	10	-
Composto de lixo urbano <sup>(1)</sup>	96	490	260	2,0	59	29
Lodo de curtume <sup>(1)</sup>	23	118	1400	0,1	33	16
Vermicomposto <sup>(1)</sup>	67	250	-	-	-	-

Fontes: <sup>(1)</sup> NRS/SBCS (2016); <sup>(2)</sup> Figueroa et al. (2012); <sup>(3)</sup> Costa et al. (2009); <sup>(4)</sup> ASAE (2005).

Vale lembrar que a composição dos resíduos orgânicos em geral é bastante variável, inclusive entre os de mesma origem. Nesse sentido, preconiza-se a análise laboratorial periódica para determinar a composição de nutrientes do fertilizante gerado, sobretudo em instalações de grande porte e/ou quando os produtos se destinam à comercialização. A coleta das amostras para análise deve ser realizada com cuidados para que tenha representatividade. Para isso, deve-se tomar no mínimo quatro subamostras em diferentes pontos da pilha ou esterqueira. Nesse último caso, deve-se primeiramente revolver para misturar bem, pois ocorre acúmulo de material no fundo dos tanques.

O DLS em geral apresenta maior variação na composição do que os demais resíduos, devido às diferenças na quantidade de água presente. Uma forma de contornar esse problema é realizar uma estimativa indireta da composição através da medição de densidade no dia da aplicação, conforme representado na Tabela 4 (Scherer et al., 1995).

**Tabela 4.** Teores totais de massa seca (MS), nitrogênio (N), fósforo (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) e potássio (K<sub>2</sub>O) estimados a partir da medida da densidade de dejetos líquidos de suínos.

Densidade	MS	N	P O	K <sub>2</sub> O
1.001	0,10	0,52	0,11	0,51
1.002	0,15	0,68	0,22	0,63
1.003	0,20	0,83	0,37	0,69
1.004	0,27	0,98	0,52	0,75
1.005	0,50	1,13	0,67	0,80
1.006	0,72	1,29	0,83	0,88
1.007	0,94	1,44	0,98	0,94
1.008	1,17	1,60	1,14	1,00
1.009	1,39	1,75	1,29	1,06
1.010	1,63	1,91	1,45	1,13
1.011	1,85	2,06	1,60	1,19
1.012	2,09	2,21	1,75	1,25
1.013	2,32	2,37	1,90	1,31
1.014	2,54	2,52	2,06	1,38
1.015	2,76	2,67	2,21	1,44
1.016	3,00	2,83	2,37	1,50
1.017	3,23	2,98	2,52	1,56
1.018	3,46	3,13	2,68	1,63
1.019	3,68	3,28	2,85	1,69
1.020	3,91	3,44	2,99	1,75
1.021	4,14	3,60	3,14	1,81
1.022	4,37	3,75	3,29	1,88
1.023	4,60	3,90	3,44	1,94
1.024	4,82	4,06	3,60	2,00
1.025	5,05	4,21	3,75	2,06
1.026	5,28	4,36	3,91	2,13

Continua...

**Tabela 4.** Continuação.

Densidade	MS	N	P O	K <sub>2</sub> O
1.027	5,51	4,51	4,06	2,19
1.028	5,74	4,67	4,22	2,25
1.029	5,96	4,82	4,37	2,31
1.030	6,19	4,98	4,53	2,38
1.031	6,41	5,13	4,68	2,44
1.032	6,65	5,28	4,48	2,50
1.033	6,87	5,43	4,99	2,56
1.034	7,10	5,59	5,14	2,63
1.035	7,32	5,74	5,29	2,69
1.036	7,56	5,90	5,45	2,75
1.037	7,78	6,05	5,60	2,81
1.038	8,02	6,21	5,76	2,88
1.039	8,24	6,36	5,91	2,94
1.040	8,47	6,51	6,05	3,00
1.041	8,69	6,66	6,20	3,06
1.042	8,97	6,82	6,38	3,13
1.043	9,18	6,97	6,53	3,19
1.044	9,39	7,13	6,68	3,25
1.045	9,61	7,28	6,83	3,32
1.046	9,84	7,58	7,12	3,44
1.047	10,1	7,58	7,12	3,44
1.048	10,3	7,74	7,27	3,50
1.049	10,5	7,89	7,42	3,56
1.050	10,7	8,05	7,58	3,63

Fonte: Scherer et al. (1995).

Para determinação da densidade, coleta-se de um a dois litros de amostra composta por quatro subamostras, tomadas em diferentes pontos e profundidades do depósito, com o dejetos previamente revolvido. A amostra deve ser homogeneizada com bastão e rapidamente transferida até completar o volume de 500 mL, geralmente, medido em proveta, onde um densímetro, com escala de 1.000 a 1.100 kg.m<sup>-3</sup>, deve ser imediatamente inserido e procedida a leitura da densidade.

As determinações de densidade que deram origem aos valores de composição relacionados na Tabela 3 foram realizadas em dejetos com temperatura entre 15 e 20 °C. Com isso, no momento da determinação, o valor da leitura do densímetro deve ser ajustado, adicionando-se uma, duas, três ou quatro unidades na densidade para DLS com temperaturas nas faixas de 21,6 a 24,5 °C, 24,6 a 27 °C, 27,1 a 29,5 °C e 29,6 a 32 °C, respectivamente (NRS/SBCS, 2016).

Quando a propriedade utiliza um sistema de separação de parte da fase líquida do DLS, como no caso do decantador, o volume de resíduo diminui para cerca de 10 a 15% do volume total e o conteúdo de NPK do lodo fica em torno de 30% maior do que o DLS normal (Oliveira, 2002).

## **Doses de aplicação de fertilizante orgânico**

Em programas de adubação, o efeito mais importante dos fertilizantes orgânicos é, sem sombra de dúvida, o fornecimento de nutrientes às culturas. Portanto, as doses desses fertilizantes devem ser calculadas visando fornecer a quantidade de cada nutriente recomendada com base na demanda da cultura e na interpretação da análise do solo (NRS/SBCS, 2016). Vale lembrar que, geralmente, todos os nutrientes minerais exigidos pelas plantas estão presentes nos fertilizantes orgânicos.

Para calcular a dose de um determinado fertilizante orgânico a ser aplicada na lavoura deve-se considerar os teores de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O totais (Tabela 2), e, no caso dos dois primeiros, ajustar esses valores multiplicando pelo respectivo índice de eficiência agrônômica (IE) representado na Tabela 5. A multiplicação por esse índice é necessária porque parte desses nutrientes se encontra na forma orgânica e deve

ser mineralizado para se tornar disponível, o que geralmente se completa no período compreendido por dois cultivos. Já o K não necessita de ajuste pelo IE, porque esse será sempre igual a 1,0 e com efeito somente no primeiro cultivo, já que esse elemento não participa da estrutura de compostos orgânicos estáveis. Portanto, é totalmente liberado em pouco tempo após a aplicação dos fertilizantes orgânicos no solo.

**Tabela 5.** Índices de eficiência de nitrogênio (N) e fósforo (P) de fertilizantes orgânicos aplicados ao solo, em dois cultivos sucessivos de culturas anuais de grãos ou ciclos de crescimento de forrageiras.

Fertilizante orgânico	Nutriente			
	N		P	
	1º cultivo	2º cultivo	1º cultivo	2º cultivo
Cama de frango	0,5	0,2	0,8	0,2
Esterco sólido de suíno	0,6	0,2	0,8	0,2
Esterco sólido de bovino	0,3	0,2	0,8	0,2
Dejeto líquido de suíno	0,8	-	0,9	0,1
Dejeto líquido de bovino	0,5	0,2	0,8	0,2
Cama sobreposta e composto de dejetos de suíno <sup>(1)</sup>	0,2	-	0,7	0,3
Lodo de esgoto e composto de lixo	0,2	-	-	-
Outros fertilizantes orgânicos	0,5	0,2	0,7	0,2

Fonte: NRS/SBCS (2016). <sup>(1)</sup>No caso de camas e compostos em que se utiliza a capacidade total de absorção de dejetos e quando os resíduos completam a estabilização, a relação C/N diminui para valores entre 20 e 25 (Dai Prá, 2006; Oliveira; Higarashi, 2004; Oliveira; Higarashi, 2006), possibilitando uma maior taxa de mineralização de N, podendo-se utilizar os valores de IE referente a outros fertilizantes orgânicos.

Os índices da Tabela 5 se aplicam para espécies anuais de grãos ou para cada ciclo de crescimento e produção de forrageiras e frutíferas. No caso de culturas olerícolas de ciclo rápido, os índices de eficiência podem estar superestimados, pois a mineralização esperada das formas orgânicas de N e P podem não se completar no período de absorção ativa da cultura. Importante observar que o IE correspondente ao

2º cultivo se aplica como quantidade residual de uma adubação orgânica realizada no cultivo antecedente que deve ser descontada da recomendação indicada para a cultura atual.

A dose de um determinado fertilizante orgânico que é necessária para fornecer cada um dos nutrientes pode ser calculada pelas Equações 1 e 2, dependendo se for fertilizante sólido (Equação 1) ou líquido (Equação 2). Para fertilizantes orgânicos no estado sólido, a dose pode ser estimada com a seguinte equação:

$$A = Q / (0,01 \times MS \times 0,01 \times C \times IE) \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

**A** = Dose do fertilizante orgânico a recomendar, em kg.ha<sup>-1</sup>

**Q** = Quantidade do nutriente a ser fornecido, em kg.ha<sup>-1</sup>

**MS** = Teor de massa seca do fertilizante orgânico, em %

**C** = Teor do nutriente na matéria seca do fertilizante, em %

**IE** = Índice de eficiência do fertilizante como fonte do nutriente, no primeiro ou no segundo cultivo após a aplicação

Para fertilizantes orgânicos no estado líquido, a dose pode ser estimada com a equação:

$$A = Q / (C \times IE) \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

**A** = Dose do fertilizante orgânico, em m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>

**Q** = Ecomendada do nutriente, em kg.ha<sup>-1</sup>

**C** = Teor do nutriente no fertilizante orgânico, em kg.m<sup>-3</sup>

**IE** = Índice de eficiência do fertilizante como fonte do nutriente, no primeiro ou no segundo cultivo após a aplicação

A proporção entre os teores de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O dos fertilizantes orgânicos, geralmente, não coincide com a proporção entre as doses recomendadas de cada um desses nutrientes, o que pode resultar em desbalanço e/ou desperdício de um ou mais nutrientes. Para evitar isso, deve-se aplicar a quantidade suficiente para fornecer toda a recomendação do nutriente que demanda a menor dose do fertilizante orgânico

(NRS/SBCS, 2016). Calculam-se então as quantidades dos demais nutrientes que são fornecidas pela dose escolhida e se completa o que fica faltando da sua recomendação com outras fontes específicas, como os fertilizantes minerais. Com isso, evita-se a aplicação de excedentes em relação à exigência da cultura, evitando-se o desbalanço nutricional, desperdício e risco de poluição ambiental.

Os cálculos a seguir foram inseridos como exemplo demonstrativo de doses de DLS que seriam necessárias para adicionar as doses recomendadas de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O. Nesse exemplo, ilustra-se os cálculos de uma situação hipotética com a cultura de milho com a seguinte recomendação: 150, 90 e 70 kg.ha<sup>-1</sup> de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e de K<sub>2</sub>O, respectivamente.

a. Dose de DLS para fornecer todo o N recomendado:

$$A = 150 \text{ kg} / (2,8 \text{ kg.m}^{-3} \times 0,8) = 67 \text{ m}^3.$$

b. Dose de DLS para fornecer todo o P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> recomendado:

$$A = 80 \text{ kg} / (2,4 \text{ kg.m}^{-3} \times 0,9) = 37,7 \text{ m}^3.$$

c. Dose de DLS para fornecer todo o K<sub>2</sub>O recomendado:

$$A = 70 \text{ kg} / (1,5 \text{ kg.m}^{-3} \times 1,0) = 46,7 \text{ m}^3.$$

Seguindo o critério de escolha da menor dose, recomenda-se aplicar 38 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> de DLS. Essa dose, além de fornecer todo o P da recomendação, adiciona 85 kg.ha<sup>-1</sup> de N e 57 kg.ha<sup>-1</sup> K<sub>2</sub>O. Assim, restam a aplicar 65 kg.ha<sup>-1</sup> de N e 13 kg.ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O, o que pode ser fornecidos com a aplicação de ureia (144 kg.ha<sup>-1</sup>) e de cloreto de potássio (22 kg.ha<sup>-1</sup>), respectivamente. Entretanto, quando a quantidade de um fertilizante é baixa, como nesse exemplo, ele pode ser aplicado no segundo cultivo, ou na forma de ureia cloretada, melhorando a uniformidade de distribuição, com o devido ajuste na dose de ureia a ser aplicada em cobertura. Nesse exemplo, observa-se que a dose do DLS foi baseada na necessidade de P, o que está em consonância com o preconizado para evitar a contaminação ambiental com eventuais excessos desse nutriente. Como comentado, o excesso de P no solo deve ser evitado, pois pode causar eutrofização das águas de rios, lagos e até dos mares costeiros. Uma vez contaminadas, ocorre o crescimento exagerado de cianobactérias e/ou de macrofilas aquáticas, em decorrência da fertilização das águas, devido ao aumento da concentração de P em forma bio-disponível.

Vale lembrar que as doses de aplicação de P e de K podem variar em relação às quantidades recomendadas pela pesquisa, mas desde que a variação não seja maior ou menor que 10%. Com isso, sempre que compatível com essa regra, também se pode aplicar a dose do fertilizante orgânico que forneça a recomendação completa de dois ou mais nutrientes.

A indicação de doses de fertilizantes orgânicos com base na necessidade de N geralmente não é indicada, principalmente às culturas mais exigentes nesse nutriente, pois resulta em excesso dos nutrientes exigidos em menores quantidades, sobretudo do P. Isso se justifica porque, com a continuidade das aplicações, o teor desse nutriente no solo pode ficar acima do limite crítico ambiental (Gatiboni *et al.*, 2015). Vale lembrar que os fertilizantes orgânicos com alto teor de N disponível devem ser preferencialmente destinados à adubação de culturas mais exigentes nesse nutriente, como as gramíneas. Outro aspecto importante a se considerar é a relação C/N dos fertilizantes orgânicos. Quando essa relação é maior que 30, normalmente, ocorre retenção desse nutriente na biomassa microbiana do solo, resultando na falta de N para crescimento e a produção adequada das culturas. Assim, é necessário complementar a adubação com fontes solúveis desse nutriente (NRS/SBCS, 2016).

## **Época e formas de aplicação dos fertilizantes orgânicos**

Para as culturas anuais, em geral, recomenda-se que os fertilizantes orgânicos sejam aplicados no solo próximo da semeadura, enquanto para as culturas perenes a aplicação deve ser realizada na fase de maior demanda de nutrientes. Isso favorece o aproveitamento dos nutrientes, especialmente das frações que já se encontram prontamente disponíveis. Em geral, não há necessidade de parcelar a dose, como indicado para as fontes solúveis de N, pois a fração orgânica desse elemento nos fertilizantes orgânicos será liberada gradualmente, através do processo de mineralização.

A aplicação de fertilizantes orgânicos geralmente é realizada a lanço na superfície do solo. Além de ser a maneira mais prática e econômica, essa forma é compatível com o sistema de plantio direto e com os distribuidores disponíveis no mercado. Porém, na aplicação em superfície ocorrem perdas de N por volatilização de amônia, principalmente nas primeiras horas após a aplicação. Com isso, recomenda-se que a aplicação seja realizada no final da tarde e à noite, ou, também, em dias de clima ameno, com temperatura e insolação baixas, pois a volatilização é maior nas horas mais quentes do dia. O DLS geralmente é aplicado na superfície do solo com uso de tanque distribuidor tracionado por trator, conforme ilustrado pela Figura 5. Entretanto, algumas propriedades realizam a aplicação através de um conjunto de irrigação com aspersionador do tipo canhão.



Foto: Lucas Scherer Cardoso

**Figura 5.** Aplicação de dejetos líquidos de suíno na superfície do solo com tanque distribuidor, de capacidade para 6 m<sup>3</sup>, tracionado por trator.

Na aplicação superficial, os fertilizantes ficam mais expostos à ação das chuvas que, dependendo da intensidade, podem resultar em escoamento superficial, transportando parte do material e dos nutrientes aplicados para zonas baixas do terreno, chegando aos corpos d'água, onde causam poluição. Essa poluição pode ser decorrente da presença de organismos patogênicos, partículas e compostos orgânicos e também pela fertilização com nutrientes, principalmente o P, que, juntamente com o N, causa o fenômeno da eutrofização, conforme relatado no item Considerações para o uso seguro de fertilizantes derivados da suinocultura, desse capítulo.

Quando se utiliza o tanque distribuidor, a calibração do equipamento para distribuir a dose recomendada pode ser realizada a partir das especificações de regulagem do equipamento aferindo-se a dose efetivamente aplicada através da ponderação entre o volume aplicado e a área abrangida. Por exemplo, carrega-se o equipamento com um volume conhecido, como  $2,0 \text{ m}^3$ . Ao término do volume distribuído, mantendo a rotação e a velocidade constante do trator, calcula-se a área abrangida. Se o trajeto percorrido for 100 m de comprimento e o dejetado for distribuído em faixa de 8 m de largura, a área corresponde a  $800 \text{ m}^2$  ( $100 \text{ m} \times 8 \text{ m}$ ). Assim, aplicando-se a regra de proporcionalidade (regra de três), verifica-se que a aplicação de  $2,0 \text{ m}^3$  em  $800 \text{ m}^2$  corresponde à dose de  $25 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  ( $2,0 \text{ m}^3 \times 10.000 \text{ m}^2 / 800 \text{ m}^2$ ).

Outra forma para calibrar a dose aplicada pelo equipamento pode ser o recolhimento de parte do DLS aplicado em recipientes de área conhecida dispostos na faixa de aplicação. Por exemplo: considerando que em quatro baldes, ou bacias, com diâmetro de 0,4 m, a área total corresponde a  $0,5027 \text{ m}^2$  ( $4 \times \pi \times (0,2)^2$ ), e que sejam recolhidos o total de 1,3 L de DLS, verifica-se que a dose aplicada corresponde a  $25.860 \text{ L} \cdot \text{ha}^{-1}$  (dose =  $1,3 \text{ L} \times 10.000 \text{ m}^2 / 0,5027 \text{ m}^2$ ) ou  $25,9 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ . Vale lembrar que a medição do volume recolhido nos recipientes pode ser feita com uso de proveta ou com balança. No caso de medir com balança, deve-se calcular o volume, dividindo a massa pela densidade do DLS.

O aumento da dose pode ser feito com a diminuição da velocidade e aumento da vazão do equipamento, devendo-se realizar nova calibração, até atingir a dose recomendada. Uma alternativa para aumentar a dose é realizar duas aplicações na mesma área.

A incorporação dos fertilizantes orgânicos no solo é uma prática recomendável, pois evita as perdas de N, pela volatilização de amônia, e de CO e outros nutrientes pelo transporte com o escoamento superficial da água das chuvas. Além disso, a incorporação no solo é indicada quando se trata da adubação de forrageiras pastejadas, pois acelera a eliminação dos agentes patogênicos e diminui a exposição a contágios por esses organismos.

A incorporação de fertilizantes orgânicos líquidos, injetando esses produtos em sulco aberto no solo (Figura 6), tem sido utilizada em algumas propriedades do Brasil. No Sul do país, essa forma de aplicação foi inicialmente estudada por Castamann (2005), que desenvolveu um protótipo de equipamento injetor, na Universidade de Passo Fundo. Posteriormente, esse protótipo foi aperfeiçoado e avaliado por uma rede de pesquisa (DejSul), coordenada pela Universidade Federal de Santa Maria, mostrando-se como técnica promissora em diversos estudos (Aita *et al.*, 2014; Erdmann *et al.*, 2020; Gonzatto *et al.*, 2016; Alves *et al.*, 2017). Entretanto, os custos da incorporação são maiores, em relação a distribuição em superfície, devido ao maior consumo de energia para tração e ao preço do maquinário, pois ainda não existe a produção em série desse tipo de equipamento no Brasil.



Foto: Lucas Scherer Cardoso

**Figura 6.** Aplicação de dejetos líquidos de suíno com tanque distribuidor adaptado para a incorporação no solo.

Vale lembrar que em áreas de pastagens e capineiras, a incorporação no solo é obrigatória para o uso dos fertilizantes derivados de resíduos de origem animal e da criação de animais, como camas e estercos de aves e suínos. Além disso, nessas áreas, o pastoreio somente pode ocorrer a partir de 40 dias após a aplicação (Brasil, 2020).

## Considerações finais

Este capítulo evidenciou que o uso dos resíduos da suinocultura como fertilizante é, sem sombra de dúvida, uma das formas mais vantajosas de destinação desses materiais, tanto em relação aos aspectos técnicos e econômicos quanto aos ambientais. Por outro lado, foi evidenciado que o uso inadequado dessa prática, isso é, a adubação sem considerar medidas de controle e as orientações técnicas preconizadas pela pesquisa ou a legislação ambiental, pode ocasionar o acúmulo de substâncias que contaminam o sistema solo-planta-água-atmosfera. Isso pode resultar em vários danos diretos (ex.: eutrofização, doenças em humanos e contaminação de águas subterrâneas) ou indiretos (ex.: alimentos contaminados e mudanças climáticas) aos componentes desse sistema, e que comprometem a qualidade de vida. Nesse sentido, destaca-se que a qualidade e o uso desses fertilizantes são regulamentados na legislação ambiental e agrícola do país, e que as orientações preconizadas pela pesquisa e a extensão rural também convergem para a preservar o ambiente e a qualidade dos alimentos. Assim, esses aspectos devem ser considerados para maximizar os ganhos da adubação com fertilizantes derivados de resíduos suínos, viabilizando o uso sustentável dessa prática e prevenindo a contaminação do sistema solo-planta-água-atmosfera, o que viabiliza também que as funções naturais do solo possam corresponder aos serviços ecossistêmicos.

## 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>.
- ALCARDE, J. C. Fertilizantes. In: NOVAIS, R. F. *et al.* eds. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 737-768.
- ALVES, C. T. de F. *et al.* Influência da adubação com dejetos suíno e adubo mineral adicionada de inibidor de nitrificação sobre a produtividade e a nutrição do milho. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 16, n. 1, p. 2-10, 2017. Doi: <https://doi.org/10.5965/223811711612017002>.

ARNS, A. P. . 2004. 99 f.  
Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Agronomia.  
Universidade de Passo Fundo. Passo Fundo.

ARRUDA, C. A. O. *et al.* Aplicação de dejetos suíno e estrutura de um Latossolo Vermelho sob semeadura direta. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 34, p. 804-809, 2010. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-70542010000400002>

ASAE. **Manure production and characteristics**. ASAE: St. Joseph, MI, 2005. (ASAE Standards 2005, D384.2).

BARROS, E. C. *et al.* **Potencial agrônômico dos dejetos de suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 52 p. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/207427/1/final9052.pdf>. Acesso em: 19 jun. 2023.

BARROS, F. D. **Reciclagem de resíduos de origem animal: um estudo qualitativo entre processos contínuos e descontínuos e a geração de odores fugitivos**. 136 f. 2007. Dissertação (Mestrado) - Programa de Mestrado-Centro Universitário Mauá, São Caetano do Sul.

BENEDET, L. *et al.* Use of swine manure in agriculture in southern brazil: fertility or potential contamination? In: IntechOpen. **Soil contamination**. London: IntechOpen, 2020. p. 1-26. DOI: 10.5772/intechopen.94525.

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. **União**: seção 1, Brasília, DF, 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: 8 jan. 2020.

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.

BURTON, C. H. Processing strategies for farm livestock slurries – an EU collaboration. **Ingénieries**, Cachan, p. 5-10, 1996.

CASSOL, P. C. *et al.* Atributos químicos em Latossolo Vermelho fertilizado com dejetos suíno e adubo solúvel. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 10, p. 103-112, 2011.

CASSOL, P. C. *et al.* Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em Latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1911-1923, 2012.

CASSOL, P. C.; VEZARO, M. A.; CASA, A. M. Teores de matéria seca, C orgânico, nutrientes e pH em esterco de bovinos, suínos e aves. In: REUNIÃO SULBRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO, 1994, Pelotas. **Anais...** Pelotas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo-Núcleo regional Sul, 1994. p. 62-63.

CASTAMANN, A. **Aplicação de dejetos líquidos de suínos na superfície e no sulco em solo cultivado com trigo**. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. Universidade de Passo Fundo. Passo Fundo. 2005. 115 p.

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.

CHIUCHETTA, O.; OLIVEIRA, P. A. V. de. Variação cambial e sua influência na utilização agrônômica dos dejetos suínos sólidos como adubo. In: CONGRESSO LATINOAMERICANO DE SUINOCULTURA, 1.; CONGRESSO DE SUINOCULTURA DO MERCOSUL, 3.; CONGRESSO DA ALVEC, 9., 2002, Foz do Iguaçu, PR. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2002. p. 293-294.

CORRÊA, É. K. **Avaliação de diferentes tipos de cama na criação de suínos em crescimento e terminação**. 1998. Dissertação. Programa de Pós-graduação em Zootecnia. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 1998. 105 p.

CORREA, J. C. *et al.* Soil fertility and agriculture yield with the application of organomineral or mineral fertilizers in solid and fluid forms. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 53, p. 633-640, 2018.

CORRÊA, J. C. *et al.* Correção da acidez e mobilidade de íons em Latossolo com aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 42, n. 9, p. 1307-1317, set. 2007. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/106704/1/Correcao-da-acidez.pdf>. Acesso em: 19 out. 2023.

COSTA, M. S. S. de M. *et al.* D. Compostagem de resíduos sólidos de frigorífico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 100-107, 2009.

CRUZ, A. C.; PEREIRA, F. S.; FIGUEIREDO, V. S. **Fertilizantes organominerais de resíduos do agronegócio**: avaliação do potencial econômico brasileiro. Rio de Janeiro: BNDES, 2017. BNDES Setorial 45, p. 137-187.

DAI PRÁ, M. A. **Desenvolvimento de um sistema de compostagem para o tratamento de dejetos de suínos**. 2006. 127 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Zootecnia) - Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS.

DORFFER, M. Le compostagem accessible aux gros excédents. **Porc Magazine**, v. 314, p. 129-130, 1998.

DOURMAD, J. Y. **Comment concilier production porcine et protection de l'environnement**. Matrise des pollutions de l'eau: réduction à la source par une meilleure alimentation des porcs. Paris: Cemagref, 1999.

ERDMANN, L. F. *et al.* Incorporation in soil and addition of enzyme inhibitor as a way to increase the efficiency of pig slurry and mineral fertilizer. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, p. 103-113, 2020.

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.

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

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: 10.1590/01000683rbc20140461.

GIACOMINI, S. **Avaliação e modelização da dinâmica de carbono e nitrogênio em solo com o uso de dejetos de suínos**. 2005. 248 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS.

GONZATTO, R. *et al.* Injection and nitrification inhibitor improve the recovery of pig slurry ammonium nitrogen in grain crops in Brazil. **Agronomy Journal**, v. 108, p. 978-988, 2016.

GROSS, A.; GLASER, B. Meta-analysis on how manure application changes soil organic carbon storage. **Soil and Tillage Research**, v. 11, p. 5516-5529, 2021.

HATFIELD, J. L.; BRUMM, M. C.; MELVIN, S. W. Swine manure management. In: WRIGHT, R. J. *et al.* (ed.) **Agricultural uses of municipal, animal and industrial by products**. Washington, DC: U. S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service. Conservation, 1998. (Research Report Number 44). p. 78-90.

HAVLIN, J. L., *et al.* **Soil fertility and fertilizers**: an introduction to nutrient management. 8 ed. New York: Pearson, 2016.

IMEA. Instituto Mato-grossense de Economia Agropecuária. **Custo de produção de soja e milho**. Cuiabá, 2020. Disponível em: <http://www.imea.com.br/imea-site/relatorios-mercado>. Acesso em: 22 out. 2021.

INÁCIO, C. T.; MILLER, P. R. M. **Compostagem**: ciência e prática para gestão de resíduos orgânicos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. 156 p.

KARLEN, D. L.; CAMBARDELLA, C. A.; KANWAR, R. S. Challenges of managing liquid swine manure. **Applied Engineering in Agriculture**, v. 20, p. 693-699, 2004.

KIEHL, E. J. **Novo adubos orgânicos**. Piracicaba: Degaspari, 2010. 247 p.

KONZEN, E. A.; ALVARENGA, R. C. **Manejo e utilização de dejetos animais**: aspectos agrônômicos e ambientais. Sete Lagoas: Embrapa. 2005. (Circular Técnica, 63) 16 p.

KUNZ, A.; ENCARNAÇÃO, R. Tratamento de Dejetos Animais. In: GEBLER, L.; PALHARES, J. C. P. (ed.) **Gestão ambiental na agropecuária**. Brasília: Embrapa, 2007.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. E.; OLIVEIRA, P. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, DF, v. 22, p. 651-665, 2005.

LEXMON, T. M.; DE HAAN, F. A. M. Relationship between  $Mg(NO_3)_2$ -extractable Cu in soil and crop yield. In: INTERNATIONAL SEMINAR ON SOIL ENVIRONMENT AND FERTILITY MANAGEMENT IN INTENSIVE AGRICULTURE, 1977, Tokyo. **Proceedings...** Tokyo: Society of the Science of Soil and Manure, 1977.

LOURENZI, C. R. *et al.* Atributos químicos de Latossolo após sucessivas aplicações de composto orgânico de dejetos líquidos de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 233-242, 2016.

LOURENZI, C. R. *et al.* Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 949-958, 2014.

LUDKE, J. V.; LUDKE, M. C. M. M. **Produção de suínos com ênfase na preservação do ambiente**. Concórdia: Embrapa-Cnpssa, 2005.

MAFRA, M. S. H. *et al.* Acúmulo de carbono em Latossolo adubado com dejetos líquidos de suínos e cultivado em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 49, p. 630-638, 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.

MORALES, D. *et al.* Response of soil microbiota to nine-year application of swine manure and urea. **Ciência Rural**, v. 4, p. 260-266, 2016.

NONES, K. *et al.* Efeito da formulação da dieta sobre a quantidade e a composição de dejetos de suínos em crescimento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINARIOS ESPECIALISTAS EM SUINOS, 9., 1999, Belo Horizonte, MG. **Anais...** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1999. p. 485-486

OLIVEIRA, P. A. V. de (Coord.). **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPISA, 1993. 188 p. (EMBRAPA-CNPISA. Documentos, 27).

OLIVEIRA, P. A. V. de. **Produção e manejo de dejetos de suínos**. In: Embrapa Suínos e Aves. (Org.) Curso de capacitação em práticas ambientais sustentáveis, Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2002, p. 72-90. Disponível em: [http://www.cnpssa.embrapa.br/pnma/pdf\\_doc/8-PauloArmando\\_Producao.pdf](http://www.cnpssa.embrapa.br/pnma/pdf_doc/8-PauloArmando_Producao.pdf). Acesso em 16 set 2009.

OLIVEIRA, P. A. V. de. Sistema de produção de suínos em cama sobreposta. In: SEMINARIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 9., Gramado, RS, 2001. **Anais...** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2001. p. 44-55.

OLIVEIRA, P. A. V. de. **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos** - Manual de boas práticas. Concórdia: Embrapa, 2004. 109 p.

OLIVEIRA, P. A. V. de; HIGARASHI, M. M. Produção de suínos em cama sobreposta. In: OLIVEIRA, P. A. V. de (coord). **Tecnologias para manejo de resíduos na produção de suínos** - manual de boas práticas. Concórdia: EMBRAPA-CNPISA, 2004. p. 56-67.

OLIVEIRA, P. A. V. de; HIGARASHI, M. M. **Unidade de compostagem para o tratamento de dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPISA. Documentos, 114, 2006. 39 p.

PACHECO, J. W. F. **Guia técnico ambiental de graxarias (bovinos e suínos) – Série P+L**. São Paulo: CETESB, 2006. 76 p.

PACHECO, J. W. F.; YAMANAKA, H. T. **Guia técnico ambiental de abate (bovino e suíno) - Série P+L**. São Paulo: CETESB, 2008. 97 p.

PAGANS, E. *et al.* Ammonia emissions from the composting of different organic wastes, dependency on process temperature. **Chemosphere**, v. 62, p.1534-1542, 2006.

PRÄNDL, A. O. Obtención de la carne. In: PRÄNDL O. *et al.* **Tecnología e higiene de la carne**. Zaragoza: Editorial Acribia, 1994. p. 7.

RAMIRES, M. F. *et al.* Uso potencial de resíduos de abatedouro de suínos como fonte denutrientes na agricultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 253-259, 2021.

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.

SCHERER, E. E. Efeito de fontes orgânicas e mineral de nitrogênio sobre produção de milho e propriedades químicas do solo sob sistema plantio direto. **Agropecuária Catarinense**, v. 24, p. 71-76, 2011.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; DIAS, L. F. X. Método rápido para determinação da quantidade de adubo do esterco de suíno a campo. **Agropecuária Catarinense**, v. 8, p. 40-43, 1995.

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

SEDIYAMA, N. A. M. *et al.* Fermentação de esterco de suínos para uso como adubo orgânico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, p. 638–644, 2008.

TIQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y. Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pig-manure sawdust litter and pig sludge. **Bioresource Technology**, v. 65, p. 43-49, 1998.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Agricultural drainage well guidance**. Washington, DC: USEPA; Office of Ground Water and Drinking Water, 1997. 42 p.

## CAPÍTULO 2

---

# **Respostas de culturas anuais e perenes em solos com histórico de aplicações de dejetos de animais**

*Jucinei José Comin, Andria Paula Lima, Guilherme Wilbert Ferreira,  
Lucas Benedet, Vilmar Muller Júnior, Gustavo Brunetto,  
Cledimar Rogério Lourenzi e Paulo Emílio Lovato*

### **Introdução**

A produção de animais, especialmente de suínos, destaca-se na região Sul do Brasil, sendo esta atividade uma das principais fontes de renda em pequenas propriedades agrícolas conduzidas e administradas por mão de obra familiar (Ceretta *et al.*, 2010a; Giehl *et al.*, 2020). Entretanto, devido ao sistema intensivo de produção e a criação de elevado número de suínos nessas unidades suinícolas, são gerados volumes consideráveis de dejetos por dia (Couto *et al.*, 2010), que podem chegar até  $8,6 \text{ L}\cdot\text{dia}^{-1}$  de dejetos (Ito; Guimarães; Amaral, 2016). Apesar dos avanços ocorridos dentro do setor suinícola, que reduziram a quantidade de dejetos animal gerada diariamente de uma média de 8,6 L (Diesel; Miranda, Perdomo, 2002; IMA, 2022) para 1,8 L, diversas são as realidades entre os produtores, e o tratamento inadequado do dejetos gerado pode causar sérios passivos ambientais.

Na busca por um destino adequado ao grande volume de dejetos produzidos pela atividade suinícola, a opção mais adotada pelos produtores é o uso de dejetos como adubo. O efeito positivo dos dejetos de animais sobre a produtividade de diversas culturas, tais como olerícolas, frutíferas, pastagens e cereais também está amplamente documentado na literatura (Scheffer-Basso; Scherer; Elwanger 2008; Vidigal *et al.*, 2010; Cassol *et al.*, 2012; Lourenzi *et al.*, 2014; Ferreira *et al.*, 2021). Também ocorrem aumentos na agregação do solo (Yague *et al.*, 2012; Comin *et al.*, 2013; Loss *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2017; Bertagnoli *et al.*, 2020), nos teores de carbono orgânico total do solo (Comin *et al.*, 2013; Mafra *et al.*, 2014; Maillard; Angers, 2014; Oliveira *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2017; Lin *et al.*, 2019; Scheid *et al.*, 2020; Ferreira *et al.*, 2021) e na biomassa microbiana (Balota; Machineski; Matos *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2017; Bertagnoli *et al.*, 2020).

No presente capítulo apresentam-se os efeitos da aplicação de dejetos animais na fertilidade do solo (física, química e biológica) e na produtividade das culturas anuais (grãos, pastagens e hortaliças) e perenes (pastagens, florestais e frutíferas). Discute-se ainda estratégias de adubação, tais como doses e formas de aplicação dos dejetos animais, e como os sistemas de cultivo influenciam a produtividade das culturas.

## **Fertilidade do solo com aplicações de dejetos animais**

Os dejetos suínos podem ser encontrados nas formas sólida (cama sobreposta e composto orgânico) e líquida (dejetos líquidos). Independentemente da forma em que se encontram, os dejetos contêm os nutrientes necessários ao desenvolvimento das plantas (N, P, K, Ca, Mg, entre outros), podendo servir para substituição parcial ou total de fertilizantes industrializados, além de promover a manutenção da produtividade e diminuição do uso de insumos externos nas áreas agrícolas (Cassol *et al.*, 2011; Brunetto *et al.*, 2012; Antoneli *et al.*, 2019).

O uso de dejetos suínos promove a melhoria dos atributos físicos do solo, tais como redução da densidade do solo (Tavares Filho; Ribon, 2008; Comin *et al.*, 2013; Scheid *et al.*, 2020), aumento da porosidade total (Comin *et al.*, 2013; SCHEID *et al.*, 2020) e aumento dos índices de agregação e estabilidade de agregados em água (Comin *et al.*, 2013; Loss *et al.*, 2017). Por outro lado, a aplicação de dejetos de animais pode causar alterações químicas, que são mais ou menos acentuadas em função do tipo de solo, taxa de precipitação, quantidade de dejetos aplicada e tempo entre as aplicações (Choudhary; Bailey; Grant *et al.*, 1996; Zhou *et al.*, 2013), levando à diminuição dos índices de agregação e estabilidade dos agregados em água (Benites; Mendonça, 1998; Wuddivira; Camps-Roach, 2007; Barbosa *et al.*, 2015; Yu *et al.*, 2020; Ferreira *et al.*, 2021).

O uso de dejetos suínos como adubo para as culturas pode aumentar os teores de matéria orgânica do solo (MOS), especialmente quando utilizados por longo período de tempo (Comin *et al.*, 2013; Loss *et al.*, 2017; Ferreira *et al.*, 2021). A MOS exerce grande influência, direta e indireta, sobre todos os atributos (físicos, químicos e biológicos) do solo (Blanco-Canqui *et al.*, 2009; Viana *et al.*, 2011; Ferreira *et al.*, 2021). A avaliação do diâmetro médio ponderado (DMP) e, ou, geométrico (DMG) dos agregados é de extrema importância para a avaliação da qualidade física de um solo (Wendling *et al.*, 2012). A agregação do solo representa um bom indicador de qualidade física do solo, principalmente quando da presença de agregados com diâmetro superior a 2 mm (Vezzani; Mielniczuk, 2011; Loss *et al.*, 2011).

Algumas mudanças dos atributos químicos do solo, principalmente nas camadas superficiais, são relacionadas à acidez, como aumento dos valores de pH em água e diminuição dos teores ou da saturação por Al (Ceretta *et al.*, 2005; Lourenzi *et al.*, 2011; Brunetto *et al.*, 2012; Cai *et al.*, 2015). Além disso, a adição de dejetos pode promover o incremento dos teores de nutrientes como N, P, K, Ca e Mg (Ceretta *et al.*, 2010 a,b; Guardini *et al.*, 2012; Lourenzi *et al.*, 2013, 2021; Cai *et al.*, 2015; Antoneli *et al.*, 2019; Scheid *et al.*, 2020; Basso *et al.*, 2020; Oliveira Filho *et al.*, 2020). Com isso, há melhoria no ambiente químico do solo

para o crescimento de raízes, em decorrência do aumento da saturação por bases e da redução da saturação por Al (Lourenzi *et al.*, 2011;2014; Brunetto *et al.*, 2012), o que se reflete em aumento da produtividade das culturas agrícolas (Basso *et al.*, 2020; Ferreira *et al.*, 2021).

Em relação aos atributos biológicos do solo, a aplicação de dejetos animais pode aumentar ou diminuir a diversidade bacteriana e alterar a estrutura das comunidades microbianas nos solos agrícolas (Huang *et al.*, 2010; Xun *et al.*, 2015; Ye *et al.*, 2019). De maneira geral, o uso de resíduos animais, como os dejetos suínos, estimula em longo prazo o crescimento de taxa copiotróficas de bactérias, incluindo os filos Proteobacteria, Bacteroidetes e Actinobacteria, e suprime aquelas consideradas oligotróficas, como as do filo Acidobacteria e Chloroflexi (Francioli *et al.*, 2016; Xun *et al.*, 2015). Para fungos, Wang *et al.* (2018) observaram que o uso de dejetos animais em longo prazo reduziu a abundância relativa de fungos patogênicos e aumentou a de fungos saprotróficos em solos cultivados com arroz. Wang *et al.* (2017) avaliaram a distribuição da MOS e a composição e atividade da comunidade microbiana em quatro classes de agregados em solo que recebeu dejetos por 23 anos, e observaram que o uso de dejetos suínos promoveu aumento de macroagregados em detrimento dos microagregados. Os autores também observaram que houve um aumento dos teores de CO, NT, ácidos graxos fosfolipídicos de bactérias, fungos, fungos micorrízicos arbusculares e micróbios totais e atividade de  $\beta$ -glucosidase e quitinase, o que não ocorreu nos microagregados.

## **Produtividade das culturas com uso de dejetos animais**

### **Culturas anuais**

#### **Grãos**

O uso dos dejetos animais como fertilizante de culturas de grãos como milho (*Zea mays* L.) e soja (*Glycine max* L.) é comum em regiões com produção animal e de grãos. Ao avaliar dados de produtividade da

cultura da soja em solos submetidos a aplicações de dejetos de suínos por um período que variou de zero a 15 anos, Antoneli *et al.* (2019) verificaram maiores produtividades de soja nas áreas com as maiores doses do resíduo. As aplicações também aumentaram os teores de matéria orgânica, Ca, Mg e K, além dos valores de porosidade do solo.

Efeitos positivos das aplicações de dejetos de suínos também já foram observados nos rendimentos de milho, feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) e trigo (*Triticum aestivum* L.). Sartor *et al.* (2012) avaliaram o efeito de doses crescentes de dejetos suínos (0, 15, 30, 45 e 60 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>), em comparação com a adubação com fertilizante mineral, utilizando 250 kg.ha<sup>-1</sup> para feijão e 300 kg.ha<sup>-1</sup> para milho, soja e trigo, da formulação 4-30-10 (N P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> K<sub>2</sub>O). Nos tratamentos com uso de fertilizantes minerais também foram aplicados 60, 120 e 90 kg.N.ha<sup>-1</sup> em cobertura para feijão, milho e trigo, respectivamente. Com o aumento das taxas de dejetos suínos, ocorreram aumentos significativos na produtividade de grãos em todos os anos avaliados e safras, principalmente para as culturas do milho e do trigo, com destaque para a dose de 60 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>, que superou a produtividade obtida com a adubação com fertilizante industrializado. A produtividade do milho foi 4% maior em relação ao tratamento com NPK. Já para a cultura do trigo, a produtividade com o uso de doses de dejetos suínos foi aproximadamente 30% maior do que com adubação com NPK.

Existe um considerável volume de pesquisa estudando o efeito da aplicação de dejetos, isoladamente ou associados a fertilizantes minerais, em geral, na comparação com o uso exclusivo de formas minerais dos nutrientes. Em um levantamento de 141 estudos realizados na China, Du *et al.* (2020) concluíram que a aplicação de esterco de animais, em comparação aos adubos minerais, aumenta o rendimento das culturas em 7,6%, sendo que este efeito pode ser ainda maior em aplicações de longo prazo, aumentando em 27,7% quando o uso do dejetos de animais dura mais de 10 anos. Esse incremento nos rendimentos ocorre principalmente devido a melhorias dos atributos do solo com as aplicações dos estercos, como aumento de pH, carbono orgânico e teores de nutrientes (N total e N, P e K disponível), agregados estáveis

em água, atividades enzimáticas (urease, sacarase e catalase), abundâncias microbianas e diminuição da densidade do solo. Em outro estudo utilizando uma base de 370 conjuntos de dados coletados entre 1998 e 2004, em Quebec (Canadá), Parent *et al.* (2020) analisaram os efeitos da aplicação de dejetos animais sobre atributos relacionados à produtividade a partir da demanda de P de híbridos modernos de milho. O conjunto de dados analisados compreendeu 229 situações em que a adubação fosfatada foi realizada apenas com adubo mineral fosfatado, e 141 situações em que foram utilizados dejetos animais associados à adubação mineral fosfatada suplementar. O resultado interessante deste estudo foi a falta de efeitos significativos no desempenho da cultura nas situações em que foram adicionados fertilizantes fosfatados após a aplicação dos dejetos animais.

No cultivo de grãos em sistemas de irrigação por inundação, diferentemente do verificado em culturas de sequeiro, a adição de dejetos animais nem sempre favorece a eficiência de uso dos nutrientes, principalmente o N, uma vez que os resultados observados em alguns estudos são contrastantes. O cultivo do arroz (*Oryza sativa* L.) em sistema de irrigação por inundação apresenta alta dependência do N aplicado via fertilizantes industrializados, com altas perdas de formas do nutriente. Por outro lado, o uso associado de dejetos animais e fertilizantes nitrogenados industrializados pode reduzir as perdas de N, contribuindo para o aumento da produtividade (Zhang *et al.*, 2018). Em estudo ao longo de cinco anos, Schmidt e Knoblauch (2020) avaliaram o efeito do uso de dejetos de animais na cultura do arroz cultivado com irrigação por inundação. Os autores observaram a necessidade de realizar a adubação mineral suplementar à adubação orgânica para fornecer N em quantidades que atendessem às demandas nutricionais da cultura. Avaliando adubação química (120 kg.N.ha<sup>-1</sup>; 40 kg.P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>.ha<sup>-1</sup>; 70 kg.K<sub>2</sub>O.ha<sup>-1</sup>; fontes: ureia, superfosfato e cloreto de potássio), controle sem fertilizantes, e doses de dejetos de aves (2,5, 5,0 e 10,0 Mg.ha<sup>-1</sup>), eles verificaram que, apesar do uso de dejetos de aves proporcionar aumentos dos valores de pH, da saturação por bases e dos teores de P, K, Ca e Zn no solo quando comparado aos fertilizantes químicos, a aplicação do resíduo orgânico

de forma isolada não foi suficiente para fornecer o N em quantidades adequadas ao desenvolvimento da cultura. A absorção acumulada de N e a produtividade de arroz com a aplicação de dejetos de aves nas doses de 2,5 5,0, e 10,0 Mg.ha<sup>-1</sup> foram menores do que nas plantas submetidas à aplicação de fertilizante nitrogenado industrializado.

### **Pastagens anuais**

As pastagens cultivadas representam 69% das áreas de pastoreio no Brasil, algo em torno de 120 milhões de hectares (Alonso; Costa, 2017). O cultivo de pastagens anuais no Brasil é geralmente associado a sistemas de rotação e sucessão com culturas de grãos, no chamado sistema Integração Lavoura-Pecuária. No pastoreio, os animais depositam seus dejetos no solo, o que promove a ciclagem de nutrientes e aumento dos teores de matéria orgânica no solo. Entretanto, a conversão efetiva dos alimentos ingeridos pelos animais nas fases de crescimento e engorda varia de 40 a 60% (Konzen, 2000). Sendo assim, retornam efetivamente à pastagem entre 60 a 40% dos nutrientes ingeridos pelos animais, sendo o restante exportado na forma de produtos de origem animal. Assim, muitas vezes torna-se necessário realizar a adubação em áreas de pastagens com insumos externos, sendo o uso de dejetos animais confinados uma excelente alternativa de complementação. Estudos demonstram incremento dos teores de N orgânico no solo após histórico de aplicação de dejetos animais, o que pode aumentar o efeito residual no solo (Bacca *et al.*, 2020), contribuindo para o desenvolvimento da pastagem e das culturas no sistema de rotação ou sucessão.

Ao avaliarem o efeito imediato e residual de 16 aplicações de dejetos animais (dejetos suínos, dejetos de bovinos, cama sobreposta de suínos) e da adubação mineral nos rendimentos da sucessão aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.) e milho, Bacca *et al.* (2020) verificaram maiores produções de matéria seca, em ambas as culturas, quando fertilizadas com dejetos de bovinos e cama sobreposta de suínos. A produtividade média de aveia preta foi 35% maior no solo fertilizado com dejetos de bovinos leiteiros, quando comparada ao tratamento que recebeu somente adubação mineral.

Efeitos positivos também ocorrem em pastagens compostas por leguminosas, como é o caso da ervilhaca (*Vicia sativa* L.). O uso de dejetos bovinos na forma sólida ( $70 \text{ kg.N.ha}^{-1}$ ) ou líquida ( $52 \text{ kg.N.ha}^{-1}$ ), quando comparado à fertilização mineral, resultou em incrementos na produtividade e nos teores de proteína bruta da ervilhaca, o que promoveu a melhoria das características bromatológicas da pastagem (Yolcu, 2011). Além do aumento do rendimento da parte aérea da ervilhaca, a adubação orgânica proporcionou maior desenvolvimento do sistema radicular (Vasileva, 2015), o que pode favorecer um maior número de pastoreios durante o período de inverno e maior fixação biológica de nitrogênio no solo.

### **Hortaliças**

A adubação orgânica, baseada no uso de dejetos animais e compostos orgânicos, tem sido amplamente utilizada na produção de hortaliças (Lopes *et al.*, 2005). A utilização desses fertilizantes no cultivo de hortaliças é interessante, pois, além de ser uma alternativa econômica e ambiental favorável, aproveita resíduos orgânicos e reduz a aplicação de fertilizantes minerais nessas culturas de elevada demanda nutricional (Chiconato *et al.*, 2013). Outro aspecto relevante para o uso de dejetos animais em áreas com cultivo de hortaliças é o fato de que a maioria das hortaliças retorna pequenas quantidades de resíduos de colheita para o solo, sendo o uso desses dejetos fundamental na manutenção dos níveis de matéria orgânica do solo (Gulshan *et al.*, 2013).

Ao avaliar o efeito do uso de dejetos bovinos derivados de um biodigestor, nas doses de 10, 20, 40 e  $60 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$ , em comparação à adubação mineral (tratamento controle), na cultura da alface (*Lactuca sativa* L.) em ambiente protegido (Chiconato *et al.*, 2013), os autores verificaram efeitos positivos para a dose de  $60 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$  no número de folhas, diâmetro de copa e matéria seca, com valores 20, 18 e 16% maiores, respectivamente, que os verificados no tratamento com adubação mineral. Resultado semelhante foi verificado por Masarirambi *et al.* (2012) utilizando dejetos de aves que impactaram positivamente o crescimento, rendimento e a qualidade nutricional da alface, principalmente na dose de  $60 \text{ Mg.ha}^{-1}$ .

Na cultura do tomate (*Solanum lycopersicum* L.) a adubação orgânica não promoveu incremento de produtividade, mas afetou significativamente a qualidade dos frutos. Em experimento de casa de vegetação, Ye *et al.* (2020) observaram maiores teores de sólidos solúveis totais e de vitamina C nos frutos das plantas submetidas à adubação com composto de dejetos suínos, quando comparado à aplicação de fertilizantes industrializados. Na cultura da cebola (*Allium cepa* L.), comportamento similar foi verificado por Menezes Júnior *et al.* (2013) ao compararem o efeito da adubação com fertilizantes industrializados com dejetos de peru e de bovinos (líquido e sólido). A adubação orgânica não foi capaz de suprir as necessidades nutricionais da cultura, ocasionando diminuição do crescimento e do desenvolvimento da cebola. Entretanto, as cebolas cultivadas em sistemas em que ocorre maior parcelamento da adubação nitrogenada apresentam maior tempo de armazenamento (Kurtz *et al.*, 2013). Assim, presume-se que a adubação orgânica pode prolongar o tempo de prateleira da cebola.

## **Culturas perenes**

### **Pastagens**

No Brasil, extensas áreas ocupadas por pastagens naturalizadas têm solos ácidos e de baixa fertilidade natural. Nessa situação, é necessário realizar a calagem e adubação, especialmente, para aumentar o rendimento de espécies introduzidas em uma pastagem já existente, o que pode aumentar a carga animal por área (Scheffer-Basso; Scherer; Elwanger *et al.*, 2008).

Ao avaliarem o efeito de três fontes de adubação sobre a produtividade de espécies de forrageiras (*Thysanolaena maxima*, *Brachiaria ruziziensis*, *Pennisetum typhoides* x *P. purpureum* e *Panicum maximum*), Das *et al.* (2016) verificaram que a aplicação de dejetos proporcionou o aumento na matéria seca de 22,9 Mg.ha<sup>-1</sup>, sendo superior em 28% e 64%, respectivamente, aos rendimentos obtidos com o uso de fontes inorgânicas (17,9 Mg.ha<sup>-1</sup>) e o controle (13,9 Mg.ha<sup>-1</sup>). Além disso, as aplicações de dejetos incrementaram os teores de N, P e K e o carbono orgânico no solo.

O elevado rendimento e melhoria da qualidade de forragem também foram constatados por Shuaibu *et al.* (2018), que avaliaram a produção e a qualidade da *Brachiaria ruziziensis*, com diferentes doses de dejetos de caprinos. A fertilização da pastagem com a dose de 20 Mg.ha<sup>-1</sup> de dejetos ocasionou rendimento de matéria seca de 13,4 ton.ha<sup>-1</sup>, sendo que na área sem fertilização o rendimento foi de 4,3 Mg.ha<sup>-1</sup>. Os maiores teores de proteína bruta e as menores concentrações teores de fibra na pastagem também foram obtidos com a aplicação de 20 Mg.ha<sup>-1</sup> de dejetos, sendo efetiva na melhoria dos valores nutritivos da pastagem avaliada.

### Florestais

Mudas de espécies florestais podem ser cultivadas em condições controladas, com o uso de substratos. O substrato é um suporte físico ao sistema radicular e deve disponibilizar nutrientes às plantas jovens (Navroski *et al.*, 2016; Souza *et al.*, 2018), fazendo com que resíduos orgânicos possam ser aplicados em substratos. Souza *et al.* (2018) avaliaram o desenvolvimento de mudas de *Eucalyptus urophylla* submetidos à fertirrigação com diferentes doses de água residuária oriunda da suinocultura, em comparação com a adubação com fertilizante industrializado. Os maiores valores de altura, diâmetro de coleto e índice de qualidade das mudas foram observados nas plantas cultivadas nos substratos com aplicação de água residuária de suínos, com o dobro da dose de N recomendado para essa espécie. Menegatti *et al.* (2017) também avaliaram o efeito de dejetos animais sobre a produção e qualidade de mudas. O *Eucalyptus dunnii* foi submetido à aplicação de dejetos de aves e as plantas se desenvolveram de forma adequada quando foram submetidas à aplicação de 20% de dejetos de aves mais 80% de substrato.

Ao avaliarem o impacto da aplicação de resíduos orgânico, no caso dejetos líquidos de suínos, em mudas de *Eucalyptus urophylla*, após seis meses da realização do transplante, Soares *et al.* (2019) observaram os maiores valores de altura e diâmetro do caule na altura do peito nas plantas submetidas a aplicações de 80 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> de dejetos de suínos e 10 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> de dejetos de suínos mais uma fonte de P solúvel.

De maneira similar, Benedetti *et al.* (2017) avaliaram o efeito da aplicação de doses de dejetos de aves sobre o rendimento de erva-mate (*Ilex paraguariensis* A. St.-Hil.) após seis meses de cultivo. Os maiores valores de variáveis relacionadas ao crescimento e os maiores teores foliares de P, K e S ocorreram nas plantas submetidas à dose de 20 g de dejetos de aves por dm<sup>3</sup> de substrato. Esses e outros estudos demonstram que os resíduos orgânicos podem ser usados como fonte de nutrientes em substratos usados para produção de mudas em viveiros ou mesmo a campo.

### **Frutíferas**

A fruticultura é reconhecida como uma atividade agrícola relevante na economia mundial (FAO, 2021) e do Brasil (Brasil, 2021). A produção e a qualidade dos frutos depende do equilíbrio de diversos fatores ambientais e do manejo empregado nos pomares. Notadamente, a fertilidade do solo é um dos fatores determinantes para potencializar a produtividade das culturas e a melhoria da qualidade dos frutos (Serrat *et al.*, 2004).

O uso de dejetos animais na fruticultura já é uma prática consolidada e vem sendo objeto de estudos que investigam os impactos nos atributos do solo e, conseqüentemente, na produtividade dos pomares em diversos sistemas de manejo. Morugán-Coronado *et al.* (2020) avaliaram o uso de espécies de plantas de cobertura, sistema de preparo do solo e tipo de adubação sobre os atributos químicos do solo e produtividade de frutíferas. Quando comparados os efeitos da adubação com resíduos orgânicos ao sistema de manejo convencional do solo, observaram-se incrementos significativos dos teores de carbono orgânico do solo e N total, mas não houve efeito da adubação orgânica sobre a produtividade das frutíferas.

Por outro lado, a melhoria da qualidade do solo através do uso de dejetos animais, como a elevação dos teores de carbono orgânico e, conseqüentemente, da matéria orgânica do solo, pode causar efeitos favoráveis sobre a produtividade de frutíferas. Ao avaliaram variáveis relacionadas à produtividade em laranjeiras submetidas a diferentes pro-

porções de fertilizantes orgânicos e inorgânicos, Ennab, Shemy e Aziz (2019) observaram os maiores valores de número de frutos/planta e produtividades nas plantas submetidas à aplicação de dejetos de aves (50%) mais fertilizante mineral (50%) e dejetos de aves (66,6%) mais fertilizante mineral (33,3%). No cultivo do romã (*Punica granatum* L.), o maior rendimento foi obtido com a aplicação de esterco de aves e ocasionou aumentos de produtividade de 25,5% e 110,7%, respectivamente, em comparação com plantas com fertilização inorgânica e sem fertilização (Marathe *et al.*, 2017). Casali *et al.* (2015) avaliaram o estado nutricional, produtividade e a composição de videiras (*Vitis vinifera* L.) sob aplicação de composto orgânico na linha e na entrelinha de plantio. Os autores não observaram diferenças na produtividade em relação às diferentes doses e ao local de aplicação do composto. Também foi observada redução na produção de uva nas maiores doses de composto aplicadas, associada ao aumento do vigor das plantas. Sendo assim, é indicado apenas quando o crescimento vegetativo das videiras está abaixo do esperado.

O uso de dejetos animais no solo de pomares promove, além de incrementos na matéria orgânica, o desenvolvimento da atividade microbiana do solo que auxilia na mineralização dos nutrientes presentes na fração orgânica do solo, disponibilizando-os na solução do solo para a absorção e nutrição mineral das plantas. A combinação de dejetos animais e microrganismos considerados biofertilizantes, como as bactérias *Azotobacter* e *Pseudomonas*, é positiva pela promoção do crescimento das plantas. A aplicação de esterco mais vermicomposto, *Azotobacter* e *Pseudomonas* no solo de cultivo de framboesa (*Rubus idaeus* L.) proporcionou o maior número de frutos por planta e o maior rendimento por planta, além dos maiores teores dos parâmetros qualitativos do fruto (Negi *et al.*, 2021).

## Estratégias de adubação e sistemas de cultivo

As adubações com fertilizantes minerais, principalmente com os elementos N, P e K, costumam ser realizadas durante a semeadura, plantio ou transplantio de mudas das diferentes espécies vegetais. Adicionalmente, algumas doses também são parceladas durante o cultivo dessas espécies, buscando maior eficiência pelo aumento do aproveitamento dos nutrientes aplicados e pela redução de perdas.

Essas estratégias seguem os manuais de adubação e calagem existentes para cada estado ou região do país, como por exemplo, o Manual de Calagem e Adubação para os Estados de Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Manual..., 2016). Esses manuais são elaborados a partir da análise de vários estudos avaliando doses de fertilizantes, culturas agrícolas e tipos e manejos de solos. Esse levantamento permite estabelecer estratégias de adubação e as doses recomendadas para cada tipo de cultura, de acordo com a produtividade desejada e a fertilidade prévia do solo, principalmente teores de matéria orgânica, fósforo e potássio.

Estratégias envolvendo esterco de animais na adubação de culturas agrícolas foram adicionadas aos manuais e são constantemente aperfeiçoadas. No entanto, o grande desafio no uso dos esterco de animais na agricultura está na variabilidade da concentração dos nutrientes em sua composição. Dependendo da dieta oferecida aos animais (tipo de alimento e quantidade oferecida) e do manejo direcionado aos dejetos (coleta, processo de estabilização ou mistura com outros substratos), a concentração dos nutrientes nos dejetos apresentará variação. Portanto, estabelecer doses de aplicações com os dejetos dos animais tendo como base o que é recomendado às culturas agrícolas torna-se difícil. Além disso, é comum ocorrer o desbalanço de nutrientes em relação a essas recomendações, ou seja, enquanto determinados nutrientes podem ser aplicados em uma quantidade satisfatória, outros nutrientes podem ser adicionados de forma insuficiente ou em excesso (Pandolfo; Veiga, 2016). Portanto, é orientado que os dejetos de animais possam

ser previa ou posteriormente analisados para determinar a sua concentração de nutrientes e, a partir dessas informações, calcular a quantidade a ser adicionada de dejetos. Contudo, a necessidade de amostragem periódica dos dejetos e análises laboratoriais para a determinação da sua composição química torna essa estratégia mais difícil de ser ampla e constantemente empregada.

Para facilitar o emprego de dejetos de animais na agricultura, a estratégia mais utilizada em pesquisas e pelos agricultores é a aplicação de doses baseadas no volume (na forma líquida,  $m^3 \cdot ha^{-1}$ ) ou massa dos dejetos (na forma sólida,  $t \cdot ha^{-1}$ ). Obviamente, essa estratégia confere um manejo de adubação mais simples e aplicável aos agricultores, necessitando baixa tecnologia, mas essa abordagem não permite um controle preciso da quantidade de nutrientes aplicados. Em tais condições é recomendável o acompanhamento regular da fertilidade do solo, para verificar o comportamento da disponibilidade dos nutrientes. Em situações com redução de disponibilidade, as aplicações de dejetos podem ser aumentadas, mas quando os teores disponíveis se encontram altos ou muito altos se recomenda diminuir ou até suspender as aplicações.

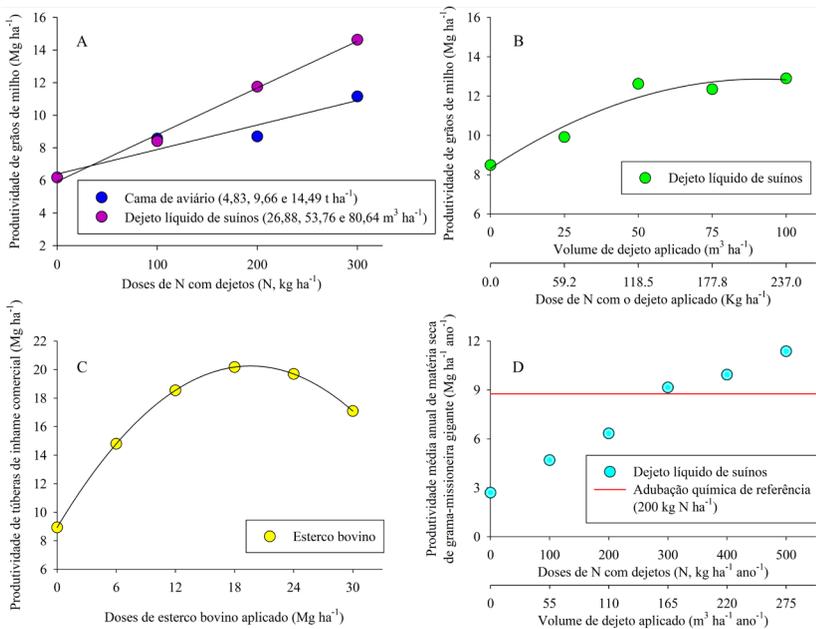
A utilização de adubos minerais e a resposta de diversas culturas agrícolas é bem estabelecida e amplamente aplicada nas propriedades agrícolas. Portanto, é muito comum que os estudos que avaliem os efeitos das aplicações de dejetos de animais sobre a produtividade utilizem tratamentos com adubações minerais como um comparativo, ou seja, uma referência. Os agricultores também esperam respostas produtivas semelhantes entre esses adubos, mantendo a produção e o retorno financeiro. Assim, as pesquisas se empenham em avaliar diferentes estratégias e situações de aplicação, como aplicações em superfícies ou incorporadas ao solo, respostas em sistemas convencionais, com revolvimento do solo, ou conservacionistas, como plantio direto e cultivo mínimo, e uso de diferentes tipos e doses de dejetos de animais. O foco é alcançar produtividades satisfatórias sem comprometer a qualidade ambiental por acúmulo de nutrientes, perdas excessivas e contaminação de solo e água. O efeito de tais estratégias sobre a produtividade agrícola é apresentado a seguir.

## Doses de dejetos de animais

A utilização de doses a partir do volume (líquidos) ou massa (sólidos) dos dejetos é a mais recorrente, pois facilita o manejo de aplicação. Paralelamente, outros estudos avaliam as doses a partir da quantidade de N aplicada, permitindo uma comparação mais precisa com as doses recomendadas para as adubações minerais. Em ambos tipos de estudos são utilizadas doses crescentes de dejetos de animais para se determinar a dose com maior produtividade e lucratividade. Ao mesmo tempo, é comum o acompanhamento da fertilidade do solo, pois permite avaliar qual dose pode resultar em maiores produtividades sem promover acúmulos de nutrientes, principalmente P, e de metais pesados no solo (Pandolfo; Veiga, 2016; Locatelli *et al.*, 2019).

O aumento da produtividade com o uso de dejetos de animais é alcançado através do aumento da disponibilidade de nutrientes. Adekiya *et al.* (2020) obtiveram aumentos na produtividade de frutos de quiabo (*Rubus idaeus* L.) com o uso de diferentes dejetos de animais, como esterco de coelho, bovinos, aves e suínos, superando até mesmo a adubação mineral. Com o aumento da dose aplicada (100, 200 e 300 kg.N.ha<sup>-1</sup>), tende a ser maior a produtividade alcançada, como observado na Figura 1A (obtida a partir de Hentz *et al.*, 2016). Neste caso, pode se observar um crescimento linear da produtividade com o aumento da dose de N aplicada, tanto de dejetos líquidos de suínos quanto de cama de aves. Isso se deve à adição crescente de nutrientes no solo. Além disso, a adição progressiva dos dejetos tende a aumentar os teores de matéria orgânica, melhorando os atributos químicos, físicos e biológicos do solo, e essas melhorias dependem do tempo de aplicação do dejetos e do manejo do solo. Por exemplo, o uso de doses de 15 a 60 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> de dejetos líquidos de suínos promoveu crescimentos gradativos da produtividade de grãos de milho (três cultivos), trigo (três cultivos) e feijão (dois cultivos) (Sartor *et al.*, 2012). A dose de 60 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> promoveu um aumento médio de 35, 46 e 36% na produtividade de milho, trigo e feijão, respectivamente, em comparação à dose de 15 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>. No entanto, esse efeito não foi observado com a soja, que apresentou uma produtividade de grãos constante com as doses de dejetos líquidos de suínos. Nesse último caso,

é importante ressaltar o efeito da fixação biológica de N na soja, e assim a inoculação das sementes de soja continua sendo uma estratégia altamente vantajosa. O incremento gradativo da produtividade também é observado na produção de pastagens. Em estudo realizado por Castro *et al.* (2016) em Goiás, o uso de esterco bovino curtido aumentou a produção de matéria seca de capim-marandu (*Brachiaria brizantha* cv. Marandu) com 533% em média e capim-mombaça (*Panicum maximum* (Syn. *Megathyrsus maximus*) cv. Mombaça) com 610 em média, com doses de 9, 18 e 27 Mg.ha<sup>-1</sup> e 4,5, 9, 18 e 36 Mg.ha<sup>-1</sup> (base seca), em comparação ao tratamento sem adubação.



**Figura 1.** Resposta de produtividade de diferentes culturas a partir de: (A) doses crescentes de cama de aviário e dejetos líquidos de suínos (Hentz *et al.*, 2016); (B) volume crescente de dejetos líquidos de suínos (Moraes *et al.*, 2014); (C) doses crescentes de esterco bovino (Silva *et al.*, 2012); e (D) doses crescentes de dejetos líquidos de suínos (Miranda *et al.*, 2012).

O aumento gradativo da produtividade e o aumento da dose aplicada, alcançam um ponto máximo a partir do qual não há ganhos significativos, independentemente do aumento da quantidade aplicada de dejetos. Esse comportamento pode ser visto na Figura 1B (obtida com dados de Moraes *et al.*, 2014): a partir da dose de  $50 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  de dejetos líquido de suínos (N -  $118,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ,  $\text{P}_2\text{O}_5$  -  $95,0 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  e  $\text{K}_2\text{O}$  -  $65,5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ), o aumento da produtividade de milho passa a ser menor. Isso acontece principalmente porque as plantas apresentam uma capacidade máxima de produção, de acordo com seu potencial genético. Além disso, mesmo aumentando gradativamente a disponibilidade de nutrientes no solo, o aproveitamento pelas plantas tende a decair (Lourenzi *et al.*, 2014), pois uma parte cada vez maior dos nutrientes aplicados não será absorvida, permanecendo no solo. Portanto, adições excessivas, além de não oferecem ganhos significativos de produtividade, podem potencialmente afetar a qualidade dos solos, principalmente com o uso contínuo dessas doses. Adicionalmente, em condições mais raras, doses muito altas de dejetos podem ter um efeito negativo nas plantas, como desbalanço de nutrientes, redução do crescimento radicular ou até toxidez, reduzindo a sua produtividade após alcançar um ponto máximo (Leonardo *et al.*, 2014). Esse comportamento pode ser observado na Figura 1C, que apresenta o rendimento do inhame (*Dioscorea* spp.) adubado com esterco bovino (Silva *et al.*, 2012).

Em alguns ensaios utilizando doses crescentes de dejetos de animais também é comum utilizar um tratamento com adubos minerais, servindo como referência (Figura 1D). Nesses estudos se observa que as doses mais baixas de dejetos promovem o aumento da produtividade das culturas, mas abaixo do que é obtido com os adubos minerais. Conforme as doses vão aumentando, há uma aproximação das respostas das plantas, até o ponto onde as doses de dejetos se equilibram e até superam as produtividades obtidas com os adubos minerais. No entanto, muitas vezes são necessárias adições elevadas de N através dos dejetos para se obterem produtividades tão altas. Na Figura 1D é possível observar o aumento da produção média anual de matéria seca da grama-missioneira gigante (*Axonopus jesuiticus* x *A. scoparius*) com as

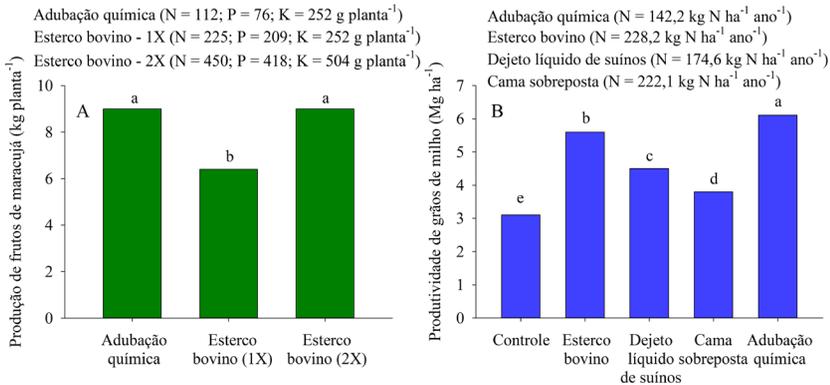
doses crescentes de dejetos líquidos de suínos (Miranda *et al.*, 2012). Nesse estudo, a produtividade com as doses de 100 e 200 kg de N.ha<sup>-1</sup> de dejetos ficaram abaixo daquelas da adubação mineral (200 kg de N.ha<sup>-1</sup>). As doses de 300 e 400 kg de N.ha<sup>-1</sup> apresentaram produtividades semelhantes ao adubo mineral, e a dose de 500 m<sup>3</sup> foi a única superior. Essa necessidade de grandes doses de dejetos para se equiparar aos adubos minerais ocorre porque apenas uma parte do N nos dejetos está na forma mineral (nitrato, nitrito, amônio), prontamente disponível às plantas. A maior parte do N está na forma orgânica, que só será disponibilizada com a decomposição dos dejetos no solo (Giacomini; Aita, 2008). Contudo, essas diferenças com os adubos minerais dependerão do tipo de esterco de animal utilizado, sua relação C/N e teor de lignina presente.

Adicionalmente, se deve evitar o uso de doses muito elevadas que promoverão acúmulo de elementos no solo, principalmente o P e metais pesados, que podem comprometer a qualidade do solo e contaminar as águas. Portanto, o uso combinado de dejetos de animais e adubos minerais pode ser uma estratégia eficiente para aumentar a produtividade, mantendo-se o controle sobre a quantidade de nutrientes aplicados no solo.

### **Dejetos de animais x adubação mineral**

O efeito das aplicações de dejetos de animais sobre a produtividade das culturas agrícolas pode ser semelhante ao alcançado pela adubação mineral (Léis *et al.*, 2009; Basso *et al.*, 2017; Jing *et al.*, 2019). Obviamente, o grau de similaridade entre essas fontes de adubação vai depender da quantidade de nutrientes adicionada pelos dejetos, principalmente o N (como apresentado no item sobre Doses de dejetos de animais). No entanto, o tipo de dejetos animal, o manejo e tipo de solo e as condições climáticas também podem afetar essa resposta (Giacomini; Aita, 2008; Pandolfo; Veiga, 2016; Correa *et al.*, 2018; Erdmann *et al.*, 2020).

Em condições semelhantes, ou seja, aplicando quantidades similares de nutrientes, principalmente o N, a partir da adubação mineral e de dejetos de animais, as respostas das culturas agrícolas tendem a apresentar diferenças. Em muitas avaliações, as plantas cultivadas com adubação mineral apresentam maior produção de matéria seca (MS), grãos, frutos, tubérculos, e outros atributos, do que aquelas adubadas com dejetos de animais. Um exemplo é apresentado através da Figura 2A (a partir de dados de Pacheco *et al.* (2017), em que a produção de frutos de maracujá (*Passiflora edulis* Sims), expresso em quilos por planta, com esterco bovino ( $225 \text{ g.N.planta}^{-1}$ ) foi mais baixa do que com adubação mineral ( $112 \text{ g.N.planta}^{-1}$ ). Apenas com o dobro da dose recomendada ( $450 \text{ g.N.planta}^{-1}$ ) a produção foi equivalente. Maior resposta com adubação mineral também foi obtida por Marchezan *et al.* (2020) com grãos de milho em comparação às adubações de esterco bovino, dejetos líquidos de suínos e cama sobreposta de suíno, em que todos os tratamentos utilizaram a dose de  $100 \text{ kg de N.ha}^{-1}$  (Figura 2B). A maior resposta produtiva de plantas adubadas com fertilizantes minerais é relacionada com a maior disponibilidade dos nutrientes adicionados pelos mesmos. Como esses nutrientes são aplicados em formas solúveis, ficam prontamente disponíveis para a absorção das plantas. Em contraste, parte dos nutrientes aplicados pelos dejetos está em formas orgânicas, e somente após a decomposição desse material orgânico esses nutrientes ficam disponíveis. Além disso, a proporção entre as formas inorgânicas e orgânicas de N depende do tipo de dejetos animal. Por exemplo, os dejetos líquidos de suínos podem apresentar cerca de 60 % de N em forma orgânica, a cama sobreposta pode ter 90%, o esterco bovino 75% e a cama de aves 85% (Giacomini; Aita, 2008; Souza *et al.*, 2018). Portanto, com a mineralização dos dejetos, os nutrientes presentes nessa fração orgânica vão sendo gradativamente liberados.



**Figura 2.** Comparação das produtividades de maracujá (Pacheco et al., 2017) e milho (Marchezan et al., 2020) obtidas com adubação mineral e dejetos de animais.

A decomposição lenta dos dejetos é vantajosa por permitir uma liberação gradual dos nutrientes, promovendo uma nutrição contínua da planta e reduzindo perdas. No entanto, as quantidades liberadas de nutrientes, principalmente o N, através dos dejetos podem não sincronizar com os requerimentos nutricionais das plantas nos diferentes estádios de desenvolvimento. Essa discrepância entre os teores liberados pelos dejetos e as necessidades das plantas pode ocorrer em termos de quantidade ou época. No primeiro caso, as quantidades liberadas pela mineralização dos dejetos podem estar abaixo daquelas exigidas pelas plantas ou abaixo do que é disponibilizado pelas aplicações com adubos minerais, resultando em produtividades inferiores à adubação mineral. Isso foi observado por Ciancio *et al.* (2014) com aplicações de esterco de peru em um Argissolo Vermelho, no Rio Grande do Sul. Embora os teores e as quantidades aplicadas de N pelo esterco de peru (doses de 107,7 e 215,4 kg.N.ha<sup>-1</sup>) tenham sido mais altos que por meio dos demais adubos (52-75 kg.N.ha<sup>-1</sup> com dejetos líquidos de suínos e 90 kg.N.ha<sup>-1</sup> com adubação mineral), as taxas de mineralização do dejetos foram baixas, disponibilizando menores quantidades de N às plantas de milho e feijão, limitando seus rendimentos. Giacomini e Aita (2008), utilizando cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos e adubação mineral (dose de 140 kg.N.ha<sup>-1</sup>), observaram menor acúmulo de N e produtividade no

milho adubado com a cama, em decorrência de sua menor mineralização. A maior relação C/N e teor de lignina presente na cama proporcionaram maior resistência à atividade microbiológica.

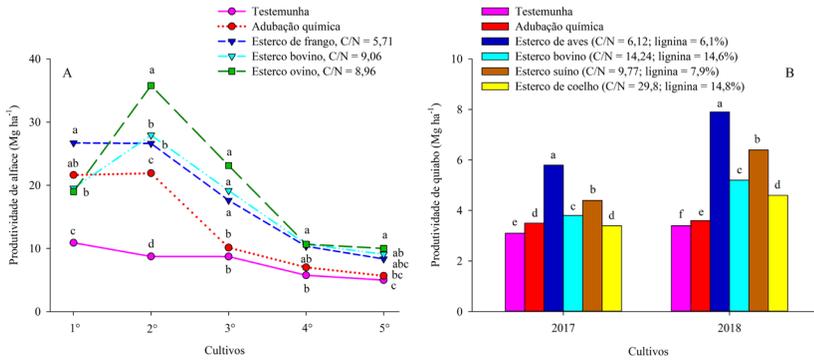
No segundo caso de discrepância, a mineralização dos dejetos pode disponibilizar quantidades equivalentes ou superiores de nutrientes aos adubos minerais, mas essa disponibilidade ocorre em um momento em que a capacidade de absorção da planta é reduzida, limitada ou não corresponde aos estádios de desenvolvimento da planta que mais afetam sua produtividade. Isso foi observado em trabalho realizado por Marchezan *et al.* (2020), que compararam a disponibilidade de N mineral no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos, cama sobreposta de suínos, dejetos líquidos de bovinos e adubo mineral. Os dejetos de animais foram aplicados antes da semeadura do milho e os maiores teores disponíveis de N dos adubos orgânicos ocorreram principalmente nos estádios iniciais do milho, quando sua exigência ainda não era tão alta. Esses resultados são relevantes, pois os dejetos de animais costumam ser aplicados antes da semeadura das culturas agrícolas e, assim, a mineralização dos dejetos pode resultar em uma disponibilização precoce dos maiores teores de N ao solo. Por outro lado, as aplicações de N na forma mineral ocorrem de forma parcelada (uma vez na semeadura e duas vezes em cobertura, geralmente), o que promove um suprimento contínuo de N, que pode ser ajustado aos estádios de desenvolvimento das plantas. Portanto, a aplicação parcelada dos dejetos de animais também pode ser uma estratégia interessante para disponibilizar nutrientes nos períodos adequados. Isso foi observado por Seidel *et al.* (2010) e Locatelli *et al.* (2019), que alcançaram maiores produtividades de grãos de milho adubado com dejetos líquidos suínos, ao utilizarem adubação de cobertura, tanto na forma mineral (NPK) quanto com uma outra dose de dejetos. Adicionalmente, os autores também destacaram a importância de uma adequada adubação no plantio, ou seja, com doses que ofereçam suprimentos adequados de nutrientes às plantas em seu início de desenvolvimento. Nesses estudos, as aplicações de doses acima de  $20 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  na base (aproximadamente  $35 \text{ kg} \cdot \text{N} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) promoveram incrementos na produtividade, sendo que a dose de  $50 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  na base

(140 kg.N.ha<sup>-1</sup>) apresentou melhores respostas. Assim, para determinar a dose a ser utilizada, deve-se considerar a concentração de nutrientes presentes no dejetos e a sua capacidade em liberar esses nutrientes no solo, expressa como taxa de mineralização.

É importante salientar que a taxa de liberação dos nutrientes depende do tipo de dejetos utilizados e de sua composição química. Dejetos que apresentam maior relação C/N e maior teor de lignina apresentam uma decomposição mais lenta. Isso explica a menor produtividade do milho com a adubação da cama sobreposta no estudo de Marchezan *et al.* (2020). A menor decomposição da cama, por causa de maiores relação C/N e teor de lignina, resultou em uma menor liberação de N ao milho em comparação aos demais adubos. Esse comportamento também é observado quando se realiza a aplicação de dejetos de animais com baixa relação C/N em áreas com alta concentração de resíduos culturais. O acúmulo de resíduos culturais, e conseqüentemente C, pode promover a imobilização de N, necessitando-se de doses mais altas para superar esse efeito. Essa imobilização pode promover uma redução da produtividade com o uso de dejetos de animais em comparação aos adubos minerais, utilizando a mesma dose de N, dependendo do tipo de dejetos usados e condições climáticas (Giacomini; Aita, 2008; Ribeiro *et al.*, 2018).

São necessárias considerações mais cuidadosas sobre a mineralização reduzida de adubos orgânicos com alta relação C/N e teor de lignina, principalmente os dejetos de animais que são submetidos à compostagem e a própria cama sobreposta de suínos. Embora possam apresentar menor liberação de nutrientes e até promover a imobilização de N, quando esse N liberado dos dejetos passa a compor a estrutura dos microrganismos do solo, estará numa forma indisponível às plantas. Isso não representa uma redução na fertilidade do solo; pelo contrário, a adição desses materiais orgânicos tende a aumentar os teores de C e a atividade microbiológica do solo, sendo estoque e fonte de nutrientes para as próximas culturas. Em outros termos, o efeito residual desses adubos pode ser maior, e tal efeito contribuirá para o aumento da produtividade nas próximas culturas, principalmente com o uso con-

tínuo desses adubos na área de interesse. O potencial do efeito residual dos dejetos de animais foi demonstrado no estudo realizado por Peixoto Filho *et al.* (2013), apresentado na Figura 3A. Nesse estudo, foram aplicados no solo adubos de animais e fertilizantes minerais, e em seguida cultivou-se alface cinco vezes seguidas, sem mais nenhuma aplicação de fertilizantes. No primeiro cultivo, as adubações com esterco de frango e mineral apresentaram as maiores produtividades de alface. Isso aconteceu porque a aplicação do adubo mineral solúvel e do esterco de frango com menor relação C/N (favorecendo uma mineralização mais rápida desse dejetos) disponibilizaram nutrientes mais rapidamente que os demais adubos. Por outro lado, as aplicações com esterco de bovinos e ovinos passaram a promover produtividades mais destacadas a partir do segundo cultivo. Através da mineralização mais lenta desses adubos, pela maior relação C/N, houve maior oferta de nutrientes no segundo cultivo e nos subsequentes (terceiro ao quinto). É evidente que, conforme as reservas da fertilidade do solo vão diminuindo, diminuem a nutrição das plantas e sua produtividade, conforme visto entre o terceiro e o quinto cultivos. Resultado semelhante foi observado por Albuquerque *et al.* (2017) na produção de matéria seca, em quatro cortes seguidos, de grama-tapete comum (*Axonopus affinis*), a partir do efeito residual de doses de dejetos líquido de suínos. Os autores observaram que os maiores efeitos residuais foram obtidos com as maiores doses utilizadas ( $510 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} = 500 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ ), superando também os efeitos residuais da adubação mineral (nitrato de amônio =  $200 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ ).



**Figura 3.** Efeito residual das aplicações de dejetos de animais sobre as produtividades de alface (Peixoto Filho *et al.*, 2013) e quiabo (Adekiya *et al.*, 2020) obtidas com adubação mineral e dejetos de animais.

Tais efeitos não significam que as aplicações de dejetos de animais com alta relação C/N e teor de lignina não possam resultar em altos rendimentos desde a sua primeira aplicação. Em estudo realizado por Léis *et al.* (2009), aplicações (90 e 180 kg de N.ha<sup>-1</sup>) de cama sobreposta de suínos, dejetos líquidos de suínos e adubo mineral apresentaram produtividade de grãos de milho semelhantes entre si no primeiro ano de adubação. Adekiya *et al.* (2020) também observaram que o uso (todos na dose de 120 kg N.ha<sup>-1</sup>) de esterco de coelho e de bovinos, com maiores valores de relação C/N e porcentagens de lignina (29,8 e 14,6% e 14,8 e 14,6%), alcançaram produtividades equivalentes ao adubo mineral no cultivo do quiabo (Figura 3B). Paralelamente, as aplicações com esterco de aves e de suínos promoveram as maiores produtividades nos dois anos subsequentes de cultivo. Esses resultados mais uma vez demonstram que os estercos com menores relação C/N e porcentagem de lignina apresentam decomposição mais rápida, permitindo que uma maior parte dos nutrientes que compõem esses dejetos seja disponibilizada às plantas.

O desempenho das aplicações com dejetos de animais depende, portanto, da sua capacidade em liberar os nutrientes presentes em sua composição. Essa capacidade em liberar os nutrientes, a taxa de mineralização, é também influenciada pelas condições climáticas.

Em condições de bons índices pluviométricos e alta temperatura, a atividade microbiológica no solo é incrementada. Isso contribui para acelerar a decomposição dos dejetos animais, o que favorece a disponibilidade de nutrientes, até mesmo de dejetos mais resistentes à mineralização (maior relação C/N e lignina). Por outro lado, com temperaturas mais frias e regime hídrico deficiente, a decomposição dos dejetos é prejudicada, reduzindo a disponibilização de nutrientes ao solo. Adicionalmente, temperaturas muito altas e baixos índices pluviométricos favorecem perdas de N por volatilização, principalmente em situações com aplicação superficial dos dejetos. Miranda *et al.* (2012), por exemplo, observaram que o índice de eficiência<sup>1</sup> das aplicações com dejetos líquidos de suínos em relação à produtividade de matéria seca de grama-missioneira gigante foi mais baixo (0,52) em fevereiro de 2009 do que em novembro de 2008 (0,72). Esse menor valor em fevereiro ocorreu devido ao déficit hídrico e altas temperaturas que ocorreram naquele mês. Os mesmos autores também observaram redução de produtividade no inverno, em decorrência de menores temperaturas.

Em resumo, dejetos de animais de forma líquida e esterco com menor relação C/N e lignina apresentam decomposição mais rápida e maior taxa de liberação de nutrientes. Por outro lado, os dejetos mais resistentes à decomposição microbiológica apresentam mineralização mais lenta e tendem a favorecer um maior aumento da matéria orgânica de solo e um maior efeito residual na produtividade. Além disso, o manejo do solo e as condições climáticas podem acentuar ou reduzir a intensidade da decomposição dos dejetos. Essas questões devem ser consideradas para o manejo dos dejetos de animais ao se buscar maiores produtividades. No entanto, para se evitar doses muito elevadas, estratégias mais adequadas podem ser a aplicação de doses de forma parcelada e a combinação com adubos minerais.

<sup>1</sup> Índice de eficiência:

$$\frac{(\text{matéria seca obtida com dejetos animais} - \text{matéria seca obtida na testemunha})}{(\text{matéria seca obtida com adubação mineral} - \text{matéria seca obtida na testemunha})}$$

## **Aplicação superficial x incorporada**

A mineralização dos dejetos de animais e as dinâmicas de liberação, disponibilidade, mobilidade e perdas dos nutrientes oriundos dos dejetos são alteradas pelo modo de aplicação, como aplicação superficial, injeção ou incorporação no solo. Consequentemente, as respostas das culturas agrícolas também podem ser influenciadas pelos métodos de aplicação.

Os dejetos de animais podem ser aplicados no solo superficialmente, principalmente no sistema de plantio direto (SPD), em que o revolvimento do solo é restrito às linhas ou berços de semeadura. No entanto, nos sistemas de preparo do solo mais convencionais, os dejetos de animais são incorporados ao solo após sua aplicação. Além disso, os dejetos de animais na forma líquida podem ser aplicados sub-superficialmente, através da sua injeção no solo. A maneira como os dejetos são aplicados ao solo dependerá principalmente do manejo do solo adotado, mas a escolha dessa forma de aplicação também pode ser realizada. Como parte de todo o sistema de produção, o manejo da aplicação de dejetos de animais também está associado às respostas das plantas e à conservação do solo e da água, ou seja, na qualidade desse sistema produtivo.

Uma parte dos estudos realizados comparando os métodos de aplicação dos dejetos de animais demonstra que os manejos com incorporação (revolvimento ou injeção) melhoram o desempenho dos sistemas produtivos em comparação à aplicação superficial. Quando os dejetos são incorporados ao solo, promove-se uma maior interação entre esses componentes, dejetos e partículas do solo, favorecendo a atividade microbiológica e mineralização deste material orgânico. Adicionalmente, o revolvimento do solo, ao expor a superfície do solo, aumenta sua temperatura, acelerando a ação dos microrganismos. O revolvimento também permite o rompimento de camadas compactadas e pode facilitar o crescimento das raízes no solo. Por outro lado, as aplicações superficiais podem apresentar maiores perdas de N por volatilização da amônia ( $\text{NH}_3$ ) e escoamento superficial de nutrientes e solo, principalmente em sistemas com pouca cobertura vegetal. A incidência direta

dos raios de sol sobre os dejetos aplicados superficialmente, principalmente na forma líquida, e as ocorrências das chuvas são grandes potencializadores dessas perdas (Giacomini *et al.*, 2008; Pinto *et al.*, 2014; Freitas Alves *et al.*, 2017; Damian *et al.*, 2018). Erdmann *et al.* (2020) observaram que a incorporação de dejetos líquidos de suínos aumentou o rendimento de milho (soma de dois cultivos) em comparação à adubação superficial. O revolvimento do solo promoveu uma maior mistura do dejetos aplicado, reduzindo sua concentração na superfície. Isso reduziu as perdas de P por escoamento superficial, de N por volatilização (pela maior retenção de amônio  $[NH_4^+]$  pelas partículas do solo) e promoveu maior mineralização do dejetos e da matéria orgânica, aumentando a disponibilidade dos nutrientes. Resultados semelhantes foram obtidos por Freitas Alves *et al.* (2017) e Giacomini *et al.* (2008) com a incorporação de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos.

Alguns estudos, por outro lado, demonstram que aplicações superficiais podem resultar em produtividades semelhantes e até superiores em comparação aos métodos com incorporação ou injeção de dejetos. Essas diferenças nas respostas das culturas ao tipo de aplicação de dejetos se devem às diferenças nos tipos e nas composições dos dejetos, atributos do solo (textura, mineralogia, umidade) e condições climáticas (temperatura e chuva), que determinam a taxa de mineralização (Favarato *et al.*, 2013). Damian *et al.* (2018), por exemplo, observaram maior produtividade de grãos de trigo com a injeção de dejetos líquidos de suínos, mas não encontraram diferenças com as aplicações superficiais e injetadas de dejetos líquidos de bovinos. Pinto *et al.* (2014) obtiveram maior produção de matéria seca de aveia preta em plantio direto do que em sistemas de preparo com escarificação e gradagem sob aplicação de dejetos líquidos de suínos. Esse melhor desempenho com as aplicações superficiais está relacionado com as melhorias da estrutura do solo em razão da ausência de revolvimento e da adoção de práticas conservacionistas. A utilização do SPD com plantas de cobertura, além da rotação de culturas, protege a estrutura do solo, evitando sua ruptura, melhorando a porosidade do solo e, conseqüentemente, a infiltração de água, o crescimento de raízes e troca gasosas, o que favorece o desen-

volvimento das plantas. Além disso, a cobertura do solo com plantas vivas ou palhada permite a proteção superficial do solo, evitando o selamento superficial e aumentando a infiltração de água e reduzindo o escoamento superficial. Com essas melhorias, há menor perda de nutrientes, favorecendo a nutrição das plantas.

Embora a incorporação de dejetos de animais possa aumentar a mineralização de N no solo, também é possível observar a sua imobilização em determinadas situações (Giacomini; Aita, 2008). Esse efeito ocorre principalmente quando também é incorporado um material orgânico rico em C. Isso pode ocorrer com a adição de um dejetos com alta relação C/N, como a cama sobreposta de suínos, e com a incorporação de uma palhada ou resíduos vegetais juntamente com um dejetos mais facilmente mineralizado, como os dejetos na forma líquida. Nessas situações, os microrganismos irão utilizar o N dos dejetos para decompor esse material orgânico rico em C, reduzindo a sua disponibilidade às plantas. Com o passar do tempo, esse N pode voltar a ficar disponível, mas essa sua restrição pode acarretar efeito negativo na planta.

Paralelamente, as aplicações superficiais podem promover o acúmulo de resíduos do dejetos aplicado, principalmente quando esse apresenta baixa taxa de mineralização. Como dito anteriormente (item Dejetos de animais x adubação mineral), a manutenção desse material sobre o solo é positiva, pois aumenta os teores de matéria orgânica, melhora os atributos do solo e aumenta o efeito residual desse adubo, construindo um sistema de cultivo mais resiliente (Comin *et al.*, 2013).

## **Considerações finais**

Como visto, os dejetos animais na forma líquida ou sólida contêm os nutrientes necessários ao desenvolvimento das plantas, contribuem para ciclagem de elementos químicos e podem substituir parcial ou totalmente os fertilizantes minerais, promovendo a manutenção da produtividade. Também são verificadas melhorias dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, e diversos estudos demonstram efeitos positivos dos dejetos na produtividade das culturas anuais e perenes.

Os dejetos animais têm sido usados em diferentes tipos de culturas, como cereais, oleaginosas, hortaliças, forrageiras cultivadas ou pastagens nativas, e mesmo em culturas perenes, como frutíferas, essências florestais e outras, como a erva-mate. O grau de sucesso depende de se encontrar doses adequadas às variadas formas e tipos de dejetos que possam suprir às plantas os nutrientes necessários para produtividades satisfatórias e rentáveis.

O grande desafio para o uso de dejetos de animais para a adubação das culturas reside na variabilidade da concentração dos nutrientes em sua composição, tornando difícil o estabelecimento de doses de aplicação desses materiais. Com o uso de dejetos como fertilizante, é comum ocorrer o desbalanço de nutrientes em relação às recomendações de adubação para as culturas agrícolas. Disso decorre a necessidade de analisar previa ou posteriormente a concentração de nutrientes do material para calcular a quantidade de dejetos a ser adicionada, tornando essa estratégia mais difícil de ser ampla e constantemente empregada pelos produtores.

Por isso, para facilitar o uso de dejetos de animais na agricultura, a estratégia mais utilizada é a aplicação de doses com base no volume ou massa dos dejetos. Apesar dessa estratégia facilitar o manejo de adubação para os agricultores, não permite controlar precisamente a quantidade de nutrientes aplicados, exigindo o acompanhamento regular da fertilidade do solo para verificar se a disponibilidade de nutrientes às culturas está adequada e evitar acúmulo de nutrientes, a exemplo do P.

Os dejetos de animais podem ser aplicados no solo superficialmente, principalmente no sistema de plantio direto, enquanto nos sistemas de preparo do solo os dejetos são incorporados ao solo após sua aplicação. Os dejetos na forma líquida também podem ser aplicados subsuperficialmente por meio de injeção no solo. Diversos estudos comparando métodos de aplicação dos dejetos de animais demonstram que os manejos com incorporação ou injeção melhoram o desempenho dos sistemas produtivos em comparação à aplicação superficial. Entretanto, também se demonstrou que as aplicações superficiais resultam em pro-

atividades semelhantes e até superiores em comparação aos métodos com incorporação ou injeção de dejetos. Essas diferenças nas respostas das culturas são decorrentes de diferenças nos tipos e nas composições dos dejetos, tipos de solo e condições climáticas. Assim, o uso de dejetos animais na forma líquida ou sólida e a forma de aplicação ao solo dependerá principalmente do sistema de manejo do solo adotado, mas também estará associada com as respostas das culturas e a busca pela conservação do solo e da água.

## Referências

ADEKIYA, A. O. *et al.* Different organic manure sources and NPK fertilizer on soil chemical properties, growth, yield and quality of okra. *Journal of Agricultural Science*, v. 10, n. 16083, 2020.

ALBUQUERQUE, D. C. *et al.* Residual effect of pig slurry on common carpet grass pasture. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 21, p. 374-378, 2017.

ALONSO, R. A.; COSTA, L. V. C. Caracteres agronômicos de *b. brizantha* cv. xaraés (mg5), sob diferentes doses de biofertilizante de dejetos de bovino leiteiro/agronomic characters of *b. brizantha* cv. xaraés (mg5), under different doses of biofertilizer of dairy cattle. **Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas**, v. 11, p. 400-411, 2017.

ANTONELI, V. *et al.* Effects of applying liquid swine manure on soil quality and yield production in tropical soybean crops (Paraná, Brazil). **Sustainability**, v. 11, n. 3898. 2019.

BACCA, A. *et al.* Residual and immediate effect after 16 applications of organic sources on yield and nitrogen use efficiency in black oat and corn. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, p. 1-15, 2020.

BALOTA, E. L.; MACHINESKI, O.; MATOS, M. A. Soil microbial biomass under different tillage and levels of applied pig slurry. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, p. 487-495, 2012.

BARBOSA, G. M. C. *et al.* Aggregation and clay dispersion of an oxisol treated with swine and poultry manures. **Soil and Tillage Research**, v. 146, p. 279-285, 2015.

BASSO, C. J. *et al.* Management of liquid swine manure: impact on mineral nitrogen dynamics and corn yield. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 50, p. 1-10, 2020.

BASSO, C. J. *et al.* Poultry litter and swine compost as nutrients sources in millet. **Bioscience Journal**, v. 33, p. 1-9, 2017.

BENEDETTI, E. L. *et al.* Adubação orgânica e clonagem pode alavancar a produtividade da erva-mate. In: CONGRESSO SUL-AMERICANO DA ERVA-MATE, 7.; SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE ERVA-MATE, 3.; FEIRA DE TECNOLOGIA NA INDÚSTRIA ERVATEIRA. 1., 2017. Erechim. **Integrando ciência e tecnologia para promover avanços na cadeia produtiva de erva-mate**: anais. Erechim: URI, 2017. p. 157-161.

BENITES, V. M.; MENDONÇA, E. S. Propriedades eletroquímicas de um solo eletropositivo influenciadas pela adição de diferentes fontes de matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 215-221, 1998.

BERTAGNOLI, B. G. P. *et al.* Poultry litter and liquid swine slurry applications stimulate glomalin, extraradicular mycelium production, and aggregation in soils. **Soil and Tillage Research**, v. 202, p. 1-8. 2020.

BLANCO-CANQUI, H. *et al.* No-till induced increase in organic carbon reduces maximum bulk density of soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 73, p. 1871-1879, 2009.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Agrosat**: estatística de comércio exterior do agronegócio brasileiro. Brasília, DF: mar. 2021. Disponível em: <http://indicadores.agricultura.gov.br/agrostat/index.htm>. Acesso em: 7 mar. 2021.

BRUNETTO, G. *et al.* Changes in soil acidity and organic carbon in a Sandy typic hapludalf after médium-term pig-slurry and deep-litter application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1620-1628, 2012.

CAI, Z, *et al.* Intensified soil acidification from chemical N fertilization and prevention by manure in an 18-year field experiment in the red soil of southern China. **Journal of Soils and Sediments**, v. 15, p. 260-270, 2015.

- CASALI, Â. V. *et al.* Estado nutricional, produção e composição das uvas de Niágara Rosada submetidas à aplicação de composto orgânico. **Revista de Ciências Agrárias/Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 58, p. 257–262, 2015.
- CASSOL, P. C. *et al.* Atributos químicos em Latossolo Vermelho fertilizado com dejetos suíno e adubo solúvel. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 10, p. 103-112, 2011.
- CASSOL, P. C. *et al.* Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1911-1923, 2012.
- CASTRO, C. S. *et al.* Eficiência de utilização de adubação orgânica em forrageiras tropicais. **Journal of Neotropical Agriculture**, v. 3, p. 48-54, 2016.
- CERETTA, C. A. *et al.* Dejetos líquidos 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.* Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, p.593–602, 2010a.
- 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.
- CHICONATO, D. A. *et al.* Resposta da alfaca à aplicação de biofertilizante sob dois níveis de irrigação. **Bioscience Journal**, v. 29, p. 392–399, 2013.
- CHOUDHARY, M.; BAILEY, L. D.; GRANT, C. A. Review of the use of swine manure in crop production: effects on yield and composition and on soil and water quality. **Waste Manage Research**, v. 14; p. 581-595,1996.
- CIANCIO, N. R. *et al.* Crop response to organic fertilization with supplementary mineral nitrogen. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 912-922, 2014.
- 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.

CORRÊA, J. C. *et al.* Fertilization of high-yield corn with poultry litter based on nitrogen doses. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 53, n. 3, p. 342-350, mar. 2018.

COUTO, R. R. *et al.* Atributos químicos em solos de propriedades suínícolas submetidos a aplicações sucessivas de dejetos de suínos no município de Braço do Norte, Santa Catarina. **Scientia Agraria**, v. 11, p. 493-497, 2010.

DAMIAN, J. M. *et al.* Strategies for fertilization with pig and cattle slurry in wheat crop. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 22, p. 261-266, 2018.

DAS, A. *et al.* Impact of fodder grasses and organic amendments on productivity and soil and crop quality in a subtropical region of eastern Himalayas, India. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 216, p. 274–282, 2016.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. **Boletim informativo BIPERS**, v. 14, p. 1-31, 2002.

DU, Y. *et al.* Effects of manure fertilizer on crop yield and soil properties in China: a meta-analysis. **Catena**, v. 193, n. 104617, 2020.

ENNAB, H. A.; SHEMY, M. A. E. L.; AZIZ, M. H. A. E. I. Impact of organic and inorganic nitrogen fertilizers on washington navel orange trees. ii. fruit quality during cold storage. **Journal of Agricultural Science**, v. 4, p. 415–427, 2019.

ERDMANN, L. F. *et al.* Incorporation in soil and addition of enzyme inhibitor as a way to increase the efficiency of pig slurry and mineral fertilizer. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, p. 103-113, 2020.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Agricultural production: primary crops**. Rome, Italy: FAO, 2021. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#compare>. Acesso em: 10 abr. 2023

FAVARATO, L. F. *et al.* Incorporação mecânica de composto orgânico e produtividade do milho em sistema de plantio direto orgânico. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v. 12, p. 138-151, 2013.

FERREIRA, G. W. *et al.* Soil aggregation indexes and chemical and physical attributes of aggregates in a Typic Hapludult fertilized with swine manure and mineral fertilizer. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 10, p. 1-17. 2021.

FRANCIOLI, D. *et al.* Mineral vs. organic amendments: microbial community structure, activity and abundance of agriculturally relevant microbes are driven by long-term fertilization strategies. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, p. 1-16, 2016.

FREITAS ALVES, C. T. *et al.* Influência da adubação com dejetos suíno e adubo mineral adicionada de inibidor de nitrificação sobre a produtividade e a nutrição do milho. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 6, p. 2-10, 2017.

GIACOMINI, S. J. *et al.* Mineralização do carbono da palha de aveia e dejetos de suínos aplicados na superfície ou incorporados ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2661-2668, 2008.

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.

GIEHL, A. L. *et al.* **Números da agropecuária catarinense: NAC - 2020.** Florianópolis: Epagri, 2020. (Epagri. Documentos, 313). Disponível em: <https://publicacoes.epagri.sc.gov.br/DOC/article/view/1067/955>. Acesso em: 14 mar. 2021.

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.

GULSHAN, A. B. *et al.* Effects of animal manure on the growth and development of okra (*Abelmoschus esculentus* L.). **ARPN Journal of Agricultural and Biological Science**, v. 8, p. 213–218, 2013.

HENTZ, P. *et al.* Poultry litter and pig slurry applications in an integrated crop-livestock system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. 1-12, 2016.

HUANG, S. *et al.* Effects of long-term fertilization on corn productivity and its sustainability in a Ultisol of Southern China. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 138, p. 44-50, 2010.

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.

ITO, M.; GUIMARÃES, D.; AMARAL, G. **Impactos ambientais da suinocultura:** . BNDES Setorial | Agroindústria, v. 1, p. 125–156, 2016.

JING, J. *et al.* Long-term effects of animal manure and mineral fertilizers on phosphorus availability and silage maize growth. **Soil Use Manage**, v. 35, p. 323-333, 2019.

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.

KURTZ, C. *et al.* Produtividade e conservação de cebola afetadas pela adubação nitrogenada no sistema de plantio direto. **Horticultura Brasileira**, v. 31, p. 559-567, 2013.

LÉIS, C. M. *et al.* Rendimento de milho adubado com dejetos de suínos em sistema de plantio direto sem o uso de agrotóxicos. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4, p. 3814-3817, 2009.

LEONARDO, F. D. A. P. *et al.* Rendimento da batata-doce adubada com nitrogênio e esterco bovino. **Revista Caatinga**, v. 27, p. 18-23, 2014.

LIN, Y. *et al.* Long-term manure application increases soil organic matter and aggregation, and alters microbial community structure and keystone taxa. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 134, p. 187-196. 2019.

LOCATELLI, J. L. *et al.* Uso de dejetos líquidos de suínos permite reduzir a adubação mineral na cultura do milho? **Revista Ciência Agrária**, v. 42, p. 628-637, 2019.

LOPES, J. C. *et al.* Produção de alface com doses de lodo de esgoto. **Horticultura Brasileira**, 23, p. 143-147, 2005.

LOSS, A. *et al.* Agregação, carbono e nitrogênio em agregados do solo sob plantio direto com integração lavourapecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 1269-1276, 2011.

LOSS, A. *et al.* Carbon, nitrogen and natural abundance of <sup>13</sup>C and <sup>15</sup>N in biogenic and physiocogenic aggregates in a soil with 10 years of pig manure application. **Soil and Tillage Research**, v. 166, p. 52-58. 2017.

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.* Nutrients in soil layers under no-tillage after successive pig slurry applications. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 157-167, 2013.

LOURENZI, C. R. *et al.* Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 949-958, 2014.

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.

MAFRA, M. S. H. *et al.* Acúmulo de carbono em Latossolo adubado com dejetos líquidos de suínos e cultivado em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 49, p. 630-638, 2014.

MAILLARD, E.; ANGERS, D. A. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 20, p. 666-679, 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.

MARATHE, R. A. *et al.* Response of nutrient supplementation through organics on growth, yield and quality of pomegranate. **Scientia Horticulturae**, v. 214, p. 114-121, 2017.

MARCHEZAN, C. *et al.* Nitrogen availability and physiological response of corn after 12 years with organic and mineral fertilization. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 20, p. 979-989, 2020.

MASARIRAMBI, M. T. *et al.* Effects of Chicken Manure on Growth, Yield and Quality of Lettuce (*Lactuca sativa* L.) "Taina" Under a Lath House in a Semi-Arid Sub-Tropical Environment. **Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 12, p. 399-406, 2012.

MENEGATTI, A. *et al.* The poultry manure fertilizer in the production and in the quality of Eucalyptus dunnii Maiden seedlings. **Scientia Agraria**, v. 18, p. 43-49, 2017.

MENEZES JÚNIOR, F. O. G. de; GONÇALVES, P. A. de S.; KURTZ, C. Biomassa e extração de nutrientes da cebola sob adubação orgânica e biofertilizantes. **Horticultura Brasileira**, v. 31, p. 642-648, 2013.

MIRANDA, M. *et al.* Dry matter production and nitrogen use efficiency of giant missionary grass in response to pig slurry application. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 41, p. 537-543, 2012.

MORAES, M. T. *et al.* Dejetos líquidos de suínos como alternativa a adubação mineral na cultura do milho. **Semina: Ciência Agrária**, v. 35, p. 2945-2954, 2014.

MORUGÁN-CORONADO, A. *et al.* The impact of intercropping, tillage and fertilizer type on soil and crop yield in fruit orchards under Mediterranean conditions: A meta-analysis of field studies. **Agricultural Systems**, v. 178, p. 1-10, 2020.

NAVROSKI, M. C. *et al.* Efeito do volume do tubete e doses de fertilizantes no crescimento inicial de mudas de *Eucalyptus dunnii* Maiden. **Revista Agrária**, v. 9, p. 26-33, 2016.

NEGI, Y. K. *et al.* Enhancement in yield and nutritive qualities of strawberry fruits by the application of organic manures and biofertilizers. **Scientia Horticulturae**, v. 283, p. 1-8, 2021.

OLIVEIRA FILHO, J. S. *et al.* Phosphorus accumulation in soil after successive applications of swine manure: a long-term study in Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 79, p. 1-12, 2020.

OLIVEIRA, D. M. S. *et al.* Soil organic matter and nutrient accumulation in areas under intensive management and swine manure application. **Journal of soils sediments**, v. 17, p. 1-10, 2017.

PACHECO, A. L. V. *et al.* Mineral composition of pulp and production of the yellow passion fruit with organic and conventional fertilizers. **Food chemistry**, v. 217, p. 425-430, 2017.

PANDOLFO, C. M.; VEIGA, M. D. Crop yield and nutrient balance influenced by shoot biomass management and pig slurry application. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, p. 302-307, 2016.

PARENT, S.É. *et al.* Corn response to banded phosphorus fertilizers with or without manure application in Eastern Canada. **Agronomy Journal**, v. 112, p. 2176–2187, 2020.

PEIXOTO FILHO, J. U. *et al.* Produtividade de alface com doses de esterco de frango, bovino e ovino em cultivos sucessivos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 419-424, 2013.

PINTO, M. A. B. *et al.* Aplicação de dejetos líquidos de suínos e manejo do solo na sucessão aveia/milho. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 44, p. 205-212, 2014.

RIBEIRO, R. H. *et al.* Management of nitrogen fertilization in maize cultivated in succession to black oats in a temperate climate. ***Comunicata Scientiae***, v. 9, p. 202-210, 2018.

SARTOR, L. R. *et al.* Effect of swine residue rates on corn, common bean, soybean and wheat yield. ***Revista Brasileira de Ciência do Solo***, v. 36, p. 661-669, 2012.

SCHEFFER-BASSO, S. M.; SCHERER, C. V.; ELWANGER, M. Resposta de pastagens perenes à adubação com chorume suíno: pastagem natural. ***Revista Brasileira de Zootecnia***, v. 37, p. 221-227, 2008.

SCHEID, D. L. *et al.* Changes in soil chemical and physical properties in pasture fertilized with liquid swine manure. ***Scientia Agricola***, v. 77, n. 5, p. e20190017, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2019-0017>

SCHMIDT, F.; KNOBLAUCH, R. Extended use of poultry manure as a nutrient source for flood-irrigated rice crop. ***Pesquisa Agropecuária Brasileira***, v. 55, p. 1-10, 2020.

SEIDEL, E. P. *et al.* Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. ***Acta Scientiarum. Technology***, v. 32, p. 113-117, 2010.

SERRAT, B. M. *et al.* Nutrição mineral de fruteira de caroço. In: MONTEIRO, L. B.; DE MIO, L. L. M.; SERRAT, B. M.; MOTTA, A. C. V.; CUQUEL, F. L. ***Fruteiras de caroço: uma visão ecológica***. Curitiba: UFPR, 2004. p. 71-95.

SHUAIBU, A. Y. *et al.* Biomass yield and hay quality of irrigated *Brachiaria ruziziensis* fertilized with goat manure as dry season forage. ***Thai Journal of Agricultural Science***, v. 51, p. 146-155, 2018.

SILVA, J. A. D. *et al.* Rendimento do inhame adubado com esterco bovino e biofertilizante no solo e na folha. ***Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental***, v. 16, p. 253-257, 2012.

SOARES, M. T. S. *et al.* Resposta inicial do eucalipto após aplicação de dejetos líquidos de suínos no oeste do Paraná. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS, 6., 2019, Florianópolis. ***Anais...*** Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019. p. 468-471.

SOUZA, J. A. R. De. *et al.* Desenvolvimento de mudas de eucalipto submetidas à fertirrigação com água residuária da suinocultura. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, p. 280–288, 2018.

SOUZA, J. R. M. *et al.* Yellow melon yield in response to mineral or organic fertilization. **Journal of Plant Nutrition**, v. 41, p. 1197-1204, 2018.

TAVARES FILHO, J. E.; RIBON, A. A. Resistência do solo à penetração em relação ao número de amostras e ao tipo de amostragem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 487-494, 2008.

VASILEVA, V. Root biomass accumulation in vetch (*Vicia sativa* L.) after treatment with organic fertilizer. **Banat's Journal of Biotechnology**, v. 6, p. 100-105, 2015.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Agregação e estoque de carbono em argissolo submetido a diferentes práticas de manejo agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 213-223, 2011.

VIANA, E. T. *et al.* Atributos físicos e carbono orgânico em Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 2105-2114, 2011.

VIDIGAL, S. M. *et al.* Produtividade de cebola em cultivo orgânico utilizando composto à base de dejetos de suínos. **Horticultura Brasileira**, v. 28, p. 168-173, 2010.

WANG, Y. *et al.* Soil aggregation regulates distributions of carbon, microbial community and enzyme activities after 23-year manure amendment. **Applied Soil Ecology**, v. 111, p. 65-72, 2017.

WANG, J. *et al.* Plant Growth stages and fertilization regimes drive soil fungal community compositions in a wheat-rice rotation system. **Biology and Fertility of Soils**, v. 54, p. 731-742, 2018.

WENDLING, B. *et al.* Densidade, agregação e porosidade do solo em áreas de conversão do cerrado em floresta de pinus, pastagem e plantio direto. **Bioscience Journal**, v. 28, p. 256-265, 2012.

WUDDIVIRA, M. N.; CAMPS-ROACH, G. Effects of Organic Matter and Calcium on Soil Structural Stability. **European Journal of Soil Science**, v. 58, p. 722-727, 2007.

XUN, W. *et al.* Significant alteration of soil bacterial communities and organic carbon decomposition by different long-term fertilization management conditions of extremely low-productivity arable soil in South China.

**Environmental Microbiology**, v. 18, p. 1907-1917, 2015.

YAGUE, M. R. *et al.* Pig slurry and mineral fertilization strategies effects on soil quality: macroaggregate stability and organic matter fractions. **Science of the Total Environment**, v. 438, p. 218-224, 2012.

YE, G. *et al.* Manure over crop residues increases soil organic matter but decreases microbial necromass relative contribution in upland Ultisols: Results of a 27-year field experiment. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 134, p. 15-34, 2019.

YE, L. *et al.* Bio-organic fertilizer with reduced rates of chemical fertilization improves soil fertility and enhances tomato yield and quality. **Soil and Tillage Research**, v. 10, p. 1–11, 2020.

YOLCU, H. The effects of some organic and chemical fertilizer applications on yield, morphology, quality and mineral content of common vetch (*Vicia sativa* L.). **Turkish Journal of Field Crops**, v. 16, p. 197–202, 2011.

YU, G. *et al.* Unexpected bulk density and microstructures response to long-term pig manure application in a Ferralic Cambisol Soil: Implications for rebuilding a healthy soil. **Soil and Tillage Research**, v. 203, 104668, 2020.

ZHANG, M. *et al.* Increasing yield and N use efficiency with organic fertilizer in Chinese intensive rice cropping systems. **Field Crops Research**, v. 227, p. 102–109, 2018.

ZHOU, H. *et al.* Effects of organic and inorganic fertilization on soil aggregation in an Ultisol as characterized by synchrotronbased X-ray micro-computed tomography. **Geoderma**, v. 195/196, p. 23–30, 2013.

## CAPÍTULO 3

---

# Acidez e atributos químicos do solo adubado com dejetos de animais

*Carina Marchezan, Talita Trapp, Djalma Eugênio Schmitt,  
Jucinei José Comin, Cledimar Rogério Lourenzi,  
Guilherme Wilbert Ferreira, Lucas Benedet,  
Vilmar Müller Júnior e Gustavo Brunetto*

### Introdução

Os dejetos de animais, como os de suínos, são gerados em grande volume na região Sul por causa do elevado número de animais em criação. Os dejetos são aplicados em solos cultivados com pastagens, culturas anuais, frutíferas, etc., como fonte de nutrientes, especialmente nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K). Mas também podem ser fonte de micronutrientes. Além disso, os dejetos de animais podem aumentar os teores de carbono orgânico total (COT) e, por consequência, matéria orgânica, além de modificar os valores de pH, que caracterizam a acidez em solos (Lourenzi *et al.*, 2011; Brunetto *et al.*, 2012). Também pode ser observada menor disponibilidade de alumínio (Al), que é tóxico às plantas (De Conti *et al.*, 2017). Somado a isso, os dejetos de animais podem incrementar os teores de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) em solos, por serem componentes das rações consumidas pelos animais (Guardini *et al.*, 2012; Lourenzi *et al.*, 2013). Com isso, inclusive pode ser observado aumento dos valores de saturação por bases e diminuição da saturação por Al (Guardini *et al.*, 2012; Lourenzi *et al.*, 2013).

Assim, as aplicações de dejetos de animais podem melhorar o ambiente químico do solo, favorecendo o crescimento de raízes de plantas, o que potencializará a absorção de água e nutrientes, refletindo-se até em aumento de produtividade de culturas (Bacca *et al.*, 2020; Ciancio *et al.*, 2014). Porém, isso é dependente da composição do dejetos, dose aplicada e frequência da aplicação (Bacca *et al.*, 2020; Marchezan *et al.*, 2020). Aliado a isso tudo, a acidificação do solo é um processo natural e pode ser intensificada por ações antrópicas, como práticas de manejo, inclusive adubações de fontes de nutrientes, como os dejetos de animais.

No presente capítulo, sem a intenção de esgotar o assunto, serão apresentados conhecimentos relacionados, especialmente, à origem da acidez em solos, os atributos relacionados à acidez que podem ser afetados pela aplicação de dejetos de animais e as recomendações técnicas para acidez em áreas que recebem aplicações de dejetos.

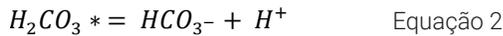
## Acidez do solo

### Origem da acidez no solo

A acidificação do solo é um processo natural e pode ser intensificado pela ação antrópica, por exemplo, pelas práticas de manejo, como a aplicação de fertilizantes, em sistemas de produção. A acidificação natural dos solos, na maioria das condições, é resultado de processos relacionado às plantas e à capacidade de assimilar dióxido de carbono. As reações de transferências de prótons ( $H^+$ ) em solo com planta e resíduos vegetais em decomposição são exemplificados na Figura 1. Dessas reações, as mais importantes para a acidificação do solo são a produção de  $CO_2$  pela respiração microbiana e radicular, e a produção de ácidos orgânicos pelas plantas e microrganismos do solo. Quando o  $CO_2$  é produzido pela respiração, é liberado no solo ou até mesmo na atmosfera, condição em que pode se dissolver, produzindo ácido carbônico:



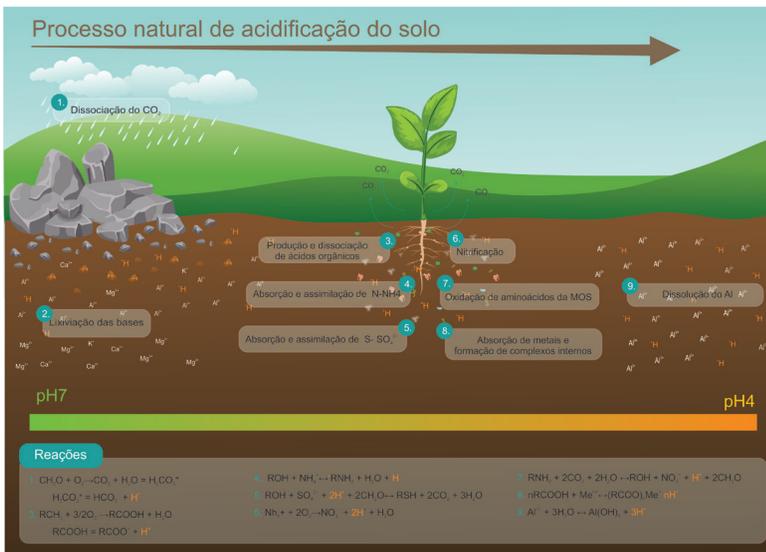
O CO<sub>2</sub> dissolvido na Equação 1 é designado como H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> porque o ácido carbônico assim chamado é, na verdade, CO<sub>2</sub> molecular hidratado. Em solos ácidos e fracamente ácidos, o ácido carbônico se ioniza para produzir bicarbonato e H<sup>+</sup>:



Em condições de boa drenagem e precipitação suficiente para promover a lixiviação, o CO<sub>2(g)</sub> é o agente acidificante predominante quando o pH do solo é maior que aproximadamente 5,0 a 5,5. O ácido carbônico pode doar prótons (Equação 2) para os grupos funcionais das superfícies reativas do solo (argilas e (hidr) óxidos), liberando cátions de base (por exemplo, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>) e íons de bicarbonato, tornando-se ânions de equilíbrio de carga no lixiviado. Com isso, o Al<sup>3+</sup>, bem como Fe<sup>3+</sup> e Mn<sup>2+</sup>, permanecem em maior proporção no solo, enquanto outros cátions tendem a ser lixiviados. À medida que o pH diminui, a ionização de H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>\* ocorre em pequena extensão e o CO<sub>2(g)</sub> não é mais um doador de prótons eficaz. Em solos calcários (solos com CaCO<sub>3(s)</sub>), o H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>\* doa prótons, resultando na dissolução de CaCO<sub>3(s)</sub> em bicarbonato de cálcio em solução. Enquanto CaCO<sub>3(s)</sub> de fase sólida estiver presente, o pH é mantido. Em solos não calcários, o desgaste muito lento de minerais de silicato primário pode neutralizar parcialmente a acidificação por H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>\*.

Em valores de pH <5,0 a 5,5, os ácidos orgânicos são mais importantes na acidificação do solo do que o CO<sub>2(g)</sub>. Os ácidos orgânicos dos solos são originados das plantas, como produtos de degradação dos resíduos vegetais ou exsudatos radiculares. Alguns desses ácidos têm baixo peso molecular e são altamente solúveis, enquanto outros são componentes de moléculas maiores de baixa solubilidade formados por processos de humidificação no solo. Esses ácidos contêm grupos carboxílicos e fenólicos de ácidos fracos. Grupos funcionais de ácido carboxílico possuem valores de pKa (constante de acidez) na faixa de 2 a 7, e grupos funcionais de ácido fenólico possuem valores de pKa entre 6 a 10. Os ácidos orgânicos exsudados de plantas e micróbios são geralmente de baixo peso molecular, e mono-, di-, tricarboxílicos, com valores de pKa de 3 a 5. Os ácidos orgânicos dissolvidos podem doar prótons

para CTC, substituindo os cátions básicos. Por sua vez, os ânions orgânicos (bases conjugadas dos ácidos orgânicos) tornam-se ânions balanceadores de carga para os cátions básicos no lixiviado. Como os ácidos orgânicos possuem valores de pKa mais baixos (mais ácidos) do que  $\text{H}_2\text{CO}_3^*$ , a acidificação por ácidos orgânicos pode proporcionar valores de pH mais baixos do que a acidificação por ácido carbônico. Os ácidos orgânicos podem reduzir o pH do solo para <4, o que é o caso em muitos solos ácidos de florestas e turfas. Os ácidos de baixo peso molecular geralmente possuem uma vida útil curta em solos porque podem ser consumidos pelos microrganismos em solos e oxidados em  $\text{CO}_{2(g)}$  e água. A oxidação de ácidos orgânicos em  $\text{CO}_{2(g)}$  pode consumir prótons, no entanto, a dissolução do  $\text{CO}_{2(g)}$  produzido pela oxidação libera prótons novamente.



**Figura 1.** Reações esquemáticas de transferência de  $\text{H}^+$  em solos. A seta dupla ( $\leftrightarrow$ ) significa que a reação ocorre em ambas as direções, mas não significa que seja reversível. As reações para frente e para trás ocorrem por mecanismos diferentes. O sinal = é usado para designar reações reversíveis.

Fonte: Elaborada a partir de informações obtidas em Blom et al. (2005).

Além da acidificação por  $\text{CO}_{2(g)}$  e ácidos orgânicos, existem outras reações no sistema solo-planta que produzem e consomem prótons (Figura 1). No entanto, essas reações adicionais causam pouco efeito líquido de longo prazo em um sistema natural onde nenhum corretivo de solo é adicionado e o material vegetal não é colhido. Quando as plantas são colhidas, o ciclo natural é interrompido e podem ocorrer alterações no pH do solo. Por exemplo, nas florestas, a colheita de árvores a longo prazo acidifica os solos. Quando a raiz de uma planta absorve ânions e cátions, tanto o bicarbonato quanto os prótons são excretados para manter o equilíbrio da carga na planta. Na Figura 1, a liberação de alcalinidade na forma de íons bicarbonato é descrito como o consumo de um próton. A acidez produzida na superfície das raízes pode ser calculada como a diferença entre a absorção de cargas catiônicas e aniônicas. As árvores nas florestas geralmente absorvem mais cátions (principalmente cátions básicos e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) do que ânions (principalmente nitrato e sulfato). Assim, o efeito próximo à superfície das raízes é a acidificação do solo. A decomposição da serapilheira na floresta, no entanto, reverte essa acidificação, produzindo ânion bicarbonato. Em contraste, a absorção de ânions causa uma liberação de alcalinidade, que é revertida durante a decomposição da planta. A absorção pela raiz de um ânion sulfato resultará no efluxo de dois ânions bicarbonato, mas quando o material vegetal morto se decompõe, dois prótons são produzidos pela oxidação da planta  $\text{S}$  a  $\text{SO}_4^-$ . Para  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ , a absorção pela planta resulta na liberação de um próton e decomposição de restos vegetais, com mineralização do N orgânico em amônio e subsequente oxidação de N em ácido nítrico, resultando na liberação de um ânion bicarbonato. Somado a isso, alguns íons quando presentes na solução do solo podem promover reação de hidrólise da molécula de água, liberando prótons e diminuindo o pH do solo. A reação de hidrólise é mais acentuada com o íon  $\text{Al}^{3+}$ , que quando em solução pode hidrolisar três moléculas de água, liberando assim três prótons.

## **Fertilizante minerais**

Os fertilizantes à base de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  podem contribuir para a acidificação do solo, especialmente se formas de N foram lixiviadas em vez de absorvidas pelas plantas. O N amoniacal dos fertilizantes é prontamente convertido em  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  e íons de hidrogênio pelos microrganismos do solo. Quando o  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ , que tem carga negativa, é absorvido pelas plantas, um íon hidróxido, também carregado negativamente, é liberado da planta para manter o equilíbrio elétrico. Este íon hidróxido se combina com um íon de hidrogênio no solo para formar água (o íon de hidrogênio não está mais contribuindo para a acidez do solo). Dependendo do fertilizante, todos os íons de hidrogênio liberados pela nitrificação podem ser neutralizados ou pode haver um aumento líquido nos íons de hidrogênio. Se o  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  não for absorvido pelas plantas, ele pode lixiviar, o que significa que nenhum íon hidróxido é liberado da planta para se ligar ao íon hidrogênio. Somado a isso, um cátion carregado positivamente também é lixiviado para manter o equilíbrio elétrico. Como demonstrado anteriormente, os cátions que são lixiviados são geralmente sódio (Na), potássio (K) ou cálcio (Ca), em vez de hidrogênio. Isso acontece porque os íons de hidrogênio são mais fortemente retidos pelo solo. Se o  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  for proveniente de fertilizantes que contém  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , o resultado é um aumento líquido nos íons de hidrogênio.

## **Atributos relacionados a acidez que podem ser afetados pela aplicação de dejetos de animais**

### **Efeito das aplicações de dejetos nos valores de carbono orgânico no solo, pH, teores de Al, saturação por bases e por Al e capacidade de troca de cátions**

As adições continuadas de dejetos de suínos ao longo dos anos podem causar alterações em atributos químicos do solo relacionados à acidez ativa e potencial, principalmente nas camadas superficiais, como o aumento dos valores de pH do solo e diminuição dos teores de Al

ou da saturação por esse elemento (Ceretta *et al.*, 2005; Lourenzi *et al.*, 2011; Brunetto *et al.*, 2012). Também pode ocorrer o incremento dos teores de nutrientes como P, K, Ca e Mg (Ceretta *et al.*, 2010a,b; Lourenzi *et al.*, 2013, 2015; Antoneli *et al.*, 2019; Scheid *et al.*, 2020), já que os dejetos de suínos possuem os macro e micro nutrientes na sua composição (Cassol *et al.*, 2011; Brunetto *et al.*, 2012; Scheid *et al.*, 2020). Com isso, por exemplo, há melhoria no ambiente químico do solo para o crescimento de raízes por causa do aumento da saturação por bases e da redução da saturação por Al (Lourenzi *et al.*, 2011; Brunetto *et al.*, 2012; Lourenzi *et al.*, 2015).

Os dejetos de suínos podem ser utilizados na forma sólida (cama sobreposta de suínos e composto orgânico) ou na forma líquida (dejetos líquidos). Por conterem os nutrientes necessários ao desenvolvimento das plantas (N, P, K, Ca e Mg), podem ainda servir de alternativa na substituição parcial ou total de fertilizantes minerais, contribuindo no aumento ou manutenção de índices de produtividade e na diminuição do uso de insumos externos às áreas agrícolas (Cassol *et al.*, 2011; Brunetto *et al.*, 2012; Scheid *et al.*, 2020; Ferreira *et al.*, 2021). Além disso, é uma estratégia para ciclar nutrientes dentro das propriedades rurais e, conseqüentemente, reduzir os riscos de contaminação ambiental advindos do descarte inadequado das águas residuárias da suinocultura.

Um dos principais efeitos do uso continuado de dejetos suínos como fonte de nutrientes para as culturas agrícolas está no aumento dos teores de carbono orgânico total (COT) do solo (Comin *et al.*, 2013; Lin *et al.*, 2019; Ferreira *et al.*, 2021) e, por consequência, dos teores de matéria orgânica. Com isso, se espera melhorias em atributos químicos, físicos e biológicos do solo.

O aumento dos teores de COT contribui para o incremento da capacidade de troca catiônica (CTC) do solo e, conseqüentemente, para o aumento do potencial de absorção de nutrientes (Brunetto *et al.*, 2012), o que é desejável. Por ser um material com maior concentração de nutrientes e por apresentar formas de carbono mais recalcitrantes, a aplicação de composto orgânico sólido diminui os valores de acidez ativa

e de saturação por Al e aumenta os valores de saturação por bases. Por outro lado, os dejetos líquidos normalmente apresentam pouco efeito nos atributos relacionados à acidez do solo, sendo mais comum, quando ocorre, a redução nos valores de pH do solo. Ainda, o aumento dos teores de C promovido pelo uso de dejetos de animais, como os dejetos de suínos, pode favorecer a complexação do alumínio (Al) trocável, especialmente nas frações ácido húmico e fúlvico da MOS (Nolla e Anghinoni, 2006; Alleoni *et al.*, 2010; De Conti *et al.*, 2017). Isso pode reduzir a toxicidade de Al às plantas. Mas também pode acontecer a adsorção de H<sup>+</sup> o que, por consequência, pode causar o aumento dos valores de pH em água (Cai, *et al.*, 2018; Ye *et al.*, 2019; Scheid *et al.*, 2020). A correção da acidez do solo pelos resíduos pode ser ainda mais potencializada pela dissociação do CaCO<sub>3</sub> normalmente encontrado nos dejetos animais (Whalen *et al.*, 2000). A presença de carbonatos nos dejetos está principalmente relacionada com o tipo de alimentação fornecida aos animais e com a forma de armazenamento dos dejetos (Aita *et al.*, 2006).

Os dejetos animais também contêm Ca e Mg. Assim, acredita-se que ocorra um aumento da soma dos cátions básicos ao longo do perfil do solo, o que se reflete no aumento dos valores da CTC efetiva. Consequentemente, espera-se a elevação dos valores de saturação por bases e a diminuição dos valores de saturação por Al (Lourenzi *et al.*, 2011; Brunetto *et al.*, 2012; Couto *et al.*, 2013).

Os resíduos de animais nos solos podem aumentar os teores de K (Assmann *et al.*, 2018; Antonelli *et al.*, 2019). O K presente na maioria dos resíduos animais é, geralmente, encontrado na forma mineral, que pode estar prontamente disponível às plantas (Ceretta *et al.*, 2003; Prior *et al.*, 2013). No entanto, se não estiver disponível, parte pode ser transferida por escoamento superficial (Ceretta *et al.*, 2010b; Kauffmann *et al.*, 2019). Ainda assim, como as quantidades de K nos resíduos são menores que as de N e P, aliadas à grande absorção e exportação do nutriente pelas lavouras (Ceretta *et al.*, 2003), acredita-se que as quantidades transferidas pela solução na maioria dos solos são pequenas.

Scheid *et al.* (2020), ao avaliarem os efeitos do uso de dejetos líquidos de suínos sobre os atributos químicos do solo sob pastagem (*Cynodon spp.*), com aplicações sucessivas de 200 m<sup>3</sup>.ha.ano<sup>-1</sup> por três, oito e 15 anos no Sul do Brasil, observaram que as aplicações reduziram a acidez ativa do solo e aumentaram os teores de C orgânico do solo e N, P, Ca, Mg, Cu e Zn disponíveis às plantas. Esses efeitos foram mais intensos com o tempo e nas camadas mais superficiais, como 0-10 cm.

### **Efeito das aplicações de dejetos nos teores de Cálcio e Magnésio**

A quantidade de Ca e Mg presente nos dejetos de animais está diretamente relacionado com a suplementação na ração consumida pelos animais e não absorvida pelo trato digestivo (Wolf *et al.*, 2014). Portanto, espera-se um aumento nos conteúdos trocáveis de Ca e Mg no perfil de solos com histórico de aplicação de dejetos animais (Antoneli *et al.*, 2019), como os de suínos. Isto pode ocorrer devido à migração de íons, inclusive aqueles ligados a substâncias orgânicas hidrossolúveis, por meio de bioporos, como os derivados da senescência radicular (Kaminski *et al.*, 2005). Porém, as aplicações de esterco de suínos podem não alterar os teores de Mg<sup>2+</sup> (Brunetto *et al.*, 2012). Isso se deve ao maior aporte de Ca em relação ao de Mg nos dejetos (cerca de três a quatro vezes mais Ca que Mg), o que está relacionado à maior suplementação de Ca nas rações no caso dos dejetos líquidos de suínos.

Ceretta *et al.* (2003) verificaram incremento nos teores de Ca na camada até 5 cm de solo, enquanto Lourenzi *et al.* (2011) observaram incremento até 16 cm. Ambos os estudos foram conduzidos em solo arenoso. Em outro estudo, Antonelli *et al.* (2019) observaram aumento dos teores de Ca e Mg até 30 cm, em solo argiloso. Esse aumento foi maior quanto maior foi o tempo de aplicação dos dejetos líquidos de suínos. Cassol *et al.* (2012). em estudo utilizando doses crescentes de dejetos de suínos (0, 25, 50, 100 e 200 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>). não verificaram alterações nos valores de pH do solo, porém foram observados aumentos nos teores de Ca, P e K na camada de 0-5 cm de solo a partir da dose de 100 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>. Também foi verificado, a partir dessa dose, redução no teor de Al na camada de 20-40 cm.

Já em outro estudo realizado na região Oeste do Rio Grande do Sul em um solo com 51% de argila, no qual foram avaliados os teores de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  após três a 15 anos de aplicação de dejetos líquidos de suínos (dose de 200 m<sup>3</sup> de dejetos líquidos de suínos por ano) cultivado com pastagem de Tifton, encontrou-se incremento dos teores desses elementos com o tempo de aplicação do dejetos ao solo (Scheid *et al.*, 2020). Esses incrementos são menores do que os observados para outros nutrientes, como fósforo e potássio (Scheid *et al.*, 2020). Isso demonstra que os resultados de alterações nos teores de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  podem ser dependentes de vários fatores, como tempo de aplicação, tipo de solo (solos mais argilosos apresentam maior propensão de reter o  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ ), taxa e tipo de aplicação de dejetos de animais.

## **Recomendações técnicas para acidez em áreas que recebem aplicações de dejetos de animais**

Conforme abordado no item Atributos relacionados a acidez que podem ser afetados pela aplicação de dejetos de animais, deste capítulo, o uso de dejetos de animais pode promover alterações nos atributos químicos do solo relacionados à acidez. Essas alterações podem promover elevação nos valores do pH do solo, aumento da saturação da CTC potencial por bases e redução da saturação da CTC efetiva por Al. Esses efeitos podem ser atribuídos, principalmente, à presença de carbonatos nos dejetos e aos incrementos nos teores de matéria orgânica do solo devido as suas aplicações (Chantigny *et al.*, 2004; Lourenzi *et al.*, 2011). No entanto, especialmente em dejetos líquidos, a elevada concentração de N na forma amoniacal ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) pode provocar redução nos valores de pH do solo devido às reações de nitrificação (transformação do  $\text{NH}_4^+$  em  $\text{NO}_3^-$ ), liberando íons  $\text{H}^+$  para a solução do solo. Dessa forma, os efeitos dos dejetos animais, nos atributos químicos do solo relacionados à acidez, são variáveis, sendo recomendada a realização periódica de coleta e análise de solo em áreas que recebem aplicações sucessivas de dejetos de animais.

O Manual de Calagem e Adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina estabelece que os critérios para a avaliação e diagnóstico dos níveis de acidez do solo são os valores de pH em água (relação 1:1), saturação por bases e saturação por Al (CQFS-RS/SC, 2016). Esses parâmetros devem ser avaliados por meio de análises de solo, em amostras coletadas conforme as recomendações específicas para cada sistema de preparo de solo e cultivo, e devem ser analisadas em laboratórios credenciados na Rede Oficial de Laboratórios de Análise de Solo e de Tecido Vegetal dos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (ROLAS).

Em áreas manejadas sob sistema de preparo convencional onde o solo é revolvido antes de cada cultivo, recomenda-se a amostragem de solo na camada de 0-20 cm, utilizando-se qualquer um dos amostradores sugeridos pela CQFS-RS/SC (2016), como o trado de rosca, trado calador, trado holandês, trado caneca, trado fatiador e pá-de-corte. Já no sistema de plantio direto, com revolvimento do solo restrito às linhas de plantio, recomenda-se a amostragem de solo em duas camadas: de 0-10 cm, utilizada para o diagnóstico da acidez e fertilidade do solo; e de 10-20 cm, para monitorar os níveis de acidez e a presença de Al trocável, que podem dificultar o desenvolvimento radicular das culturas. Nesse sistema, recomenda-se evitar os amostradores do tipo trado de rosca e trado holandês, pois no momento da coleta pode-se perder a camada superficial do solo (1-2 cm), situação que pode influenciar nos resultados das análises químicas realizadas. Como os dejetos de animais são aplicados, normalmente, em toda a área, à excessão da injeção de dejetos, sem aplicações concentradas na linha de plantio, não há maiores preocupações em relação ao local da amostragem. Todas as demais recomendações e interpretações devem ser realizadas conforme CQFS-RS/SC (2016).

## Considerações finais

Dejetos de animais são aplicados em solos cultivados como fonte de nutrientes. Eles podem corrigir a acidez do solo, o que pode ser observado pela elevação do valor de pH, além da modificação de valores de outros parâmetros relacionados à acidez. Porém, na maioria dos casos, a melhoria dos valores de parâmetros relacionados à acidez, que podem promover um ambiente mais adequado para o crescimento de raízes, acontece nas camadas mais superficiais dos solos, com pouco efeito em profundidade. Isso também é dependente da composição do dejetos de animal, dose e frequência de aplicação. Além disso, na maioria dos casos, as aplicações de dejetos em solos não substituem as aplicações de corretivos da acidez, como o calcário, sendo sugerido, sempre que necessário, obter mais informações no Manual de Calagem e Adubação para os estados do RS e SC, que é publicado pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo.

## Referências

- AITA, C. *et al.* Decomposição de palha de aveia preta e dejetos de suínos em solo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 1, p. 149-61, 2006.
- ALLEONI, L. R. F. *et al.* Acidity and aluminum speciation as affected by surface liming in tropical no-till soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 74, p. 1010-1017, 2010.
- ANTONELI, V. *et al.* Effects of applying liquid swine manure on soil quality and yield production in tropical soybean crops (Paraná, Brazil). **Sustainability**, v. 11, p. 3898, 2019.
- ASSMANN, T. S. *et al.* Soil nitrate, phosphorus and potassium concentration after four years of liquid swine manure application on Tifton 85. **African Journal of Agricultural Research**, v. 13, p. 1907-1914, 2018.
- BACCA, A. *et al.* Residual and immediate effect after 16 applications of organic sources on yield and nitrogen use efficiency in black oat and corn. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, p. 1-15, 2020.

BLOOM, P. R.; SKYLLBERG, U. L.; SUMNER, M. E. Soil Acidity. In: TABATABAI, M.; SPARKS, D. L. (Ed.) **Chemical Processes in Soils**. Wiley, 2018. p. 411–459.

BRUNETTO, G. *et al.* Changes in soil acidity and organic carbon in a Sandy typic hapludalf after médium-term pig-slurry and deep-litter application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1620-1628, 2012.

CAI, Z. *et al.* Effectiveness of crop straws, and swine manure in ameliorating acidic red soils: a laboratory study. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, p. 2893–2903, 2018.

CASSOL, P. C. *et al.* Atributos químicos em Latossolo Vermelho fertilizado com dejetos suíno e adubo solúvel. **Revista de Ciências Agrovetenárias**, v. 10, p. 103-112, 2011.

CASSOL, P. C. *et al.* Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em Latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1911-1923, 2012.

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**, Santa Maria, v. 35, p. 1296-1304, 2005.

CERETTA, C. A. *et al.* Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 38, p. 729-735, 2003.

CERETTA, C. A. *et al.* Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 45, p. 593–602, 2010a.

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

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.

CIANCIO, N. R. *et al.* Resposta de culturas à adubação orgânica com complementação de nitrogênio mineral. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 912–922, 2014.

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. R. *et al.* Microbiological and chemical attributes of a Hapludalf soil with swine manure fertilization. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 48, p. 774-782, 2013.

DE CONTI, L. *et al.* Aluminum species and activity in sandy soil solution with pig slurry addition. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 52, p. 914-922, 2017.

FERREIRA, G. W. *et al.* Soil aggregation indexes and chemical and physical attributes of aggregates in a Typic Hapludult fertilized with swine manure and mineral fertilizer. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 10, p. 1-17, 2021.

GUARDINI, R. *et al.* Accumulation of phosphorus fractions in typic Hapludalf soil after longterm application of pig slurry and deep pig litter in a no-tillage system. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 93, p. 215-225, 2012.

KAMINSKI, J. *et al.* Eficiência da calagem superficial e incorporada precedendo o Sistema de plantio direto em um Argissolo sob pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 573-580, 2005.

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.

LIN, Y. *et al.* Long-term manure application increases soil organic matter and aggregation, and alters microbial community structure and keystone taxa. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 134, p. 187-196, 2019.

LOURENZI, C. R. *et al.* Nutrients in soil layers under no-tillage after successive pig slurry applications. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 157-167, 2013.

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.

LOURENZI, C. R. *et al.* Forms of phosphorus transfer in runoff under no-tillage in a soil treated with successive swine effluents applications. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, p. 209, 2015.

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.

MARCHEZAN, C. *et al.* Nitrogen availability and physiological response of corn after 12 years with organic and mineral fertilization. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 20, p. 979–989, 2020.

NOLLA, A.; ANGHINONI, I. Atividade e especiação química na solução afetadas pela adição de fósforo em Latossolo sob plantio direto em diferentes condições de acidez. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 955-963, 2006.

PRIOR, M. *et al.* Combined pig slurry and mineral fertilization for corn cultivation. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 56, p. 337-348, 2013.

SCHEID, D. L. *et al.* Changes in soil chemical and physical properties in pasture fertilized with liquid swine manure. **Scientia Agricola**, v. 77, n. 5, p. e20190017, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2019-0017>

WHALEN, J. K. *et al.* Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, v. 962-966, 2000.

WOLF, J. *et al.* Physical methods and hydrated lime for management of lesser mealworm. **Ciência Rural, Santa Maria**, v. 44, p. 161-166, 2014.

YE, G. *et al.* Long-term application of manure over plant residues mitigates acidification, builds soil organic carbon and shifts prokaryotic diversity in acid Ultisols. **Applied Soil Ecology**, v. 33, p. 24-33, 2019.



## CAPÍTULO 4

---

# **Uso de dejetos de animais como fonte de nitrogênio, fósforo e potássio às plantas em sistemas de cultivo**

*Djalma Eugênio Schmitt, Gilmar Luiz Mumbach, Carina Marchezan, Lessandro De Conti e Gustavo Brunetto*

### **Introdução**

A maioria dos solos da região Sul do Brasil é ácida e possui baixa fertilidade natural. Por isso, é comum a aplicação de corretivos da acidez do solo e de fontes de nutrientes, como os resíduos orgânicos, dejetos líquidos de suínos, cama de aviário, dejetos líquidos de bovinos, entre outros. Isso é possível porque o Sul do Brasil concentra grande parte da criação nacional de frangos de corte, suínos e bovinos, que geram um grande volume de dejetos. O uso de dejetos na agricultura também é uma estratégia para reduzir o uso de fertilizantes industrializados, que são commodities agrícolas com preço estipulado pelo mercado internacional. Por isso, em alguns momentos, o valor da tonelada de fertilizante industrializado pode ser muito elevado, diminuindo a lucratividade dos cultivos. Aliado a isso, algumas fontes de fertilizantes de origem mineral são finitas, como o fósforo (P) e potássio (K), o que justifica a busca por fontes alternativas de fertilizantes.

Os dejetos de animais possuem na composição micronutrientes e, especialmente, macronutrientes, como nitrogênio (N), P e K. O N e o P podem estar presentes nos dejetos em formas inorgânicas ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$  e  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ) e orgânicas ( $\text{R-NH}_2$ ,  $\text{R-O-PO}_3$ ,  $\text{R-O-PO}_2\text{-O-R}$  e  $\text{R-PO}_4$ ), sendo o K presente na forma iônica ( $\text{K}^+$ ). Normalmente, depois da definição da necessidade de aplicação de nutrientes em solos em sistemas de cultivos, a dose pode ser definida considerando a concentração de nutrientes no dejetos, teor de matéria seca e índice de eficiência, que corresponde à porção do nutriente que está no resíduo e que pode passar para o solo. Quando isso acontece, espera-se que os teores de nutrientes em solos possam suprir a necessidade das culturas sem potencializar a contaminação de águas, especialmente as superficiais, adjacentes a áreas de cultivo.

Em algumas circunstâncias, os dejetos são aplicados em cultivos sem considerar os critérios técnicos. Quando isso acontece, observa-se o rápido incremento dos teores de formas de P, K em solos ao longo dos anos. Esta aplicação de nutrientes acima da demanda das culturas e da capacidade de adsorção de solos potencializa a contaminação ambiental e resulta em baixa eficiência no uso de nutrientes pelas plantas, que geralmente é inferior a 50% do aplicado. Assim, o objetivo do presente capítulo é abordar o potencial do uso de dejetos de animais como fonte de N, P e K às plantas em sistemas de cultivo especialmente na região Sul do Brasil, que possui longa tradição no uso de resíduos orgânicos na agricultura.

## **Uso de dejetos de animais como fonte de N, P e K às plantas**

A utilização de dejetos de animais como fonte de nutrientes em cultivos é uma prática milenar na agricultura. O potencial agrônomo do emprego dos resíduos da produção animal ocorre por causa da presença de elementos químicos em sua composição, que em sua maioria são essenciais ao adequado desenvolvimento das plantas, com destaque aos macronutrientes primários N, P e K, que são os nutrientes requeridos em maiores quantidades na maioria das culturas agrícolas e, normalmente, presentes em maiores concentrações nos dejetos de

animais. Com isso, a aplicação de dejetos de animais pode substituir de forma total ou parcial a adubação mineral das culturas agrícolas, sem prejuízo ao crescimento e produtividade das culturas (CQFS-RS/SC, 2016; Barros *et al.*, 2019).

A concentração de nutrientes nos dejetos de animais é variável, sendo diretamente influenciada pela alimentação dos animais (dieta), espécie animal, categoria, quantidade e tipo do material inerte adicionado como cama (serragem, palha, casca de arroz) e gestão da água nas instalações (CQFS-RS/SC, 2016). A maior parte dos nutrientes presentes na dieta (rações) dos animais é excretada pelas fezes e urina. Conforme Perdomo (2001), aproximadamente 40 a 60% do N, 50 a 80% do P e cálcio (Ca), e 70 a 95% do K, sódio (Na), magnésio (Mg), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn) e ferro (Fe) fornecidos pela ração passam a compor o teor dos dejetos dos animais. Em planteis numerosos de animais confinados, a quantidade de N, P e K contida nos dejetos é muito significativa, como exemplificado por Barros *et al.* (2019), que estimaram a excreção anual em cerca de 8.000 kg de N, 4.300 kg de  $P_2O_5$  e 4.000 kg de  $K_2O$  para um plantel de mil suínos criados no sistema de terminação. Estes números enfatizam o alto “valor fertilizante” dos dejetos de animais e o potencial de ciclagem de nutrientes na propriedade, reduzindo a introdução insumos externos. Estes valores equivalem a cerca de 355, 191 e 133 sacos (de 50 kg) de ureia, superfosfato triplo (SFT) e cloreto de K (KCl), respectivamente.

Quanto maior for a concentração de nutrientes no resíduo orgânico, maior será o seu valor agrônômico como fertilizante, pois menor será a dosagem a ser aplicada para suprir a necessidade da cultura. Isso reduz os custos com transporte e distribuição, além de viabilizar economicamente as aplicações em locais mais distantes de onde são gerados e/ou armazenados. Dejetos de animais que possuem baixo teor de umidade, como por exemplo os dejetos de aves, geralmente apresentam maior concentração de nutrientes e maior facilidade para transporte e distribuição, quando comparados a outros tipos de dejetos, que são manejados na forma líquida (<10% de matéria seca), onde boa parte do volume transportado e aplicado é água (Bissani *et al.*, 2008).

Devido à grande variabilidade no teor de matéria seca (MS) e concentração de nutrientes dos dejetos de animais, é fundamental conhecer a composição química para adequada definição da dosagem a ser aplicada nos cultivos agrícolas. A caracterização química dos resíduos orgânicos deve ser preferencialmente realizada através de análise laboratorial. Como alternativa, os conteúdos de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O (kg m<sup>-3</sup>) podem ser estimados com base na relação entre a densidade dos dejetos líquidos de suínos/bovinos e o teor de MS (% massa/volume). O método do densímetro apresenta precisão razoável, aliado ao baixo custo e simplicidade de execução da técnica. A representatividade da amostra do resíduo orgânico utilizado na análise laboratorial ou utilizada na estimativa dos teores de nutrientes através da densidade é primordial na caracterização. Além de proceder a coleta de várias subamostras em diferentes pontos e profundidades para composição da amostra que será analisada, a homogeneização dos dejetos é indispensável, tanto na amostragem como no momento da aplicação, por causa da segregação dos nutrientes com a sedimentação dos sólidos contidos nos dejetos armazenados na forma líquida.

Na impossibilidade de realização da caracterização química dos dejetos através de análise laboratorial e/ou da estimativa da concentração através da densidade, valores de referência da composição do adubo orgânico em questão, contidos em manuais regionais para calagem e adubação e publicações científicas, podem auxiliar na estimativa aproximada da composição do adubo orgânico, e também podem ser encontradas no Capítulo 1 deste volume. No entanto, isso pode impactar na aplicação de quantidades inadequadas, uma vez que os valores de referência são obtidos a partir de valores médios, com grande variabilidade entre as granjas devido aos diferentes manejos adotados na gestão das águas nas instalações e pluviais (Barros *et al.*, 2019).

Parte dos nutrientes presentes nos dejetos de animais está contida na forma de compostos orgânicos, que precisam ser mineralizados para se tornarem disponíveis, afetando a disponibilidade temporal destes nutrientes às plantas (CQFS-RS/SC, 2016). O K nos adubos orgânicos está totalmente presente na forma mineral (K<sup>+</sup>), ou seja, prontamen-

te disponível no momento da aplicação. Por outro lado, parte do N e P estão prontamente disponíveis às plantas, mas parte está em formas orgânicas, que necessitam de mineralização microbiana para serem absorvidos pelas plantas.

A taxa de liberação dos nutrientes é denominada índice de eficiência agronômica. Ela indica a proporção dos nutrientes contidos nos resíduos orgânicos que será disponibilizada nos dois primeiros cultivos após a aplicação (Bissani *et al.*, 2008; CQFS-RS/SC, 2016). A fração do nutriente que não é liberada para o primeiro cultivo constitui o componente residual do resíduo orgânico, que potencialmente adubará a cultura seguinte. No caso de culturas perenes, deve-se considerar o índice de eficiência obtido pela soma dos dois cultivos (CQFS-RS/SC, 2016).

O índice de eficiência dos dejetos de animais é variável entre os tipos de dejetos e nutrientes, por causa das diferenças na composição química e bioquímica dos resíduos, que influenciam a atividade microbiana e, conseqüentemente, a taxa de mineralização. Valores de referência para eficiência agronômica dos nutrientes, nos diferentes resíduos orgânicos, são verificados em manuais técnicos de calagem e adubação regionais e publicações científicas (Bissani *et al.*, 2008; CQFS-RS/SC, 2016; Barros *et al.*, 2019). A disponibilização gradual de parte dos nutrientes pode aumentar a eficiência dos dejetos de animais, por melhorar o sincronismo entre a necessidade das culturas com a liberação, diferente dos fertilizantes solúveis industrializados, em que os nutrientes são totalmente disponibilizados em curto período após a aplicação. Maiores detalhes no Capítulo 1 deste volume.

A dose do resíduo orgânico a ser aplicado é estabelecida a partir do teor de nutrientes, índice de eficiência agronômica e demanda de nutrientes da cultura obtido pela relação entre atributos do solo (análise físico-química do solo), espécie que será cultivada e expectativa de rendimento. Apenas os macronutrientes primários (N, P e K) são considerados no sistema de cálculo da adubação orgânica para as culturas, embora outros macronutrientes e micronutrientes também sejam normalmente adicionados através dos adubos orgânicos (Lourenzi *et*

*al.*, 2014; CQFS-RS/SC, 2016). Na maioria das vezes, a demanda de N, P e K das culturas e/ou necessidade de correção do solo não coincidem com a proporção destes nutrientes nos dejetos de animais. Para equilibrar o fornecimento de nutrientes, a complementação da adubação orgânica com fertilizantes solúveis é uma forma eficiente de contornar este problema. A dose do dejetos animal deve ser estabelecida para fornecer o macronutriente primário que tem sua demanda suprida com a menor quantidade do resíduo, complementando os demais com fertilizantes minerais para atingir a recomendação prevista (CQFS-RS/SC, 2016). Esta associação de adubação orgânica com mineral evita a adição de nutrientes em quantidades maiores do que as demandadas pelas plantas, prática que tenderia a promover o acúmulo de nutrientes no solo, potencializando o risco de contaminação ambiental (De Conti *et al.*, 2015).

A aplicação dos dejetos de animais é normalmente realizada antes da semeadura/plantio, mas pode acontecer também na fase de maior demanda de nutrientes, especialmente para culturas perenes (CQFS-RS/SC, 2016). A aplicação parcelada é interessante, porque parte dos nutrientes contidos nos dejetos de animais se encontra em formas disponíveis no momento da aplicação, sendo passíveis de perdas por escoamento superficial e/ou lixiviação, especialmente de nutrientes que possuem grande mobilidade no solo, a exemplo do N quando na forma de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) (ver Capítulo 2 do Volume II desta série de livros). Condições ambientais que minimizam as perdas de N por volatilização de amônia ( $\text{NH}_3$ ) também precisam ser consideradas no momento da aplicação, melhorando o aproveitamento do nutriente aplicado. A aplicação de dejetos de animais com alto teor de N deve ser realizada em gramíneas, considerando um sistema de rotação de culturas, visto que as leguminosas podem realizar simbiose com bactérias fixadoras de N (Bissani *et al.*, 2008). Considerando a rotatividade de culturas em um sistema de produção, o resíduo orgânico deve ser aplicado no cultivo dos cereais, que depois serão sucedidos por leguminosas para o aproveitamento do efeito residual (CQFS-RS/SC, 2016).

Embora os dejetos de animais apresentem algumas desvantagens em relação aos fertilizantes minerais, principalmente relacionadas à menor concentração de nutrientes e à dificuldade de ajustar os teores de N, P e K a partir da necessidade das culturas, eles podem ser tão eficientes quanto os fertilizantes minerais na resposta das plantas. Além disso, a utilização continuada dos dejetos animais por longos períodos pode promover melhorias nos parâmetros biológicos e físicos dos solos, além de repor os nutrientes exportados pelas colheitas (Comin *et al.*, 2013; Morales *et al.*, 2016). Diversos estudos científicos de longa duração, que avaliaram a eficiência de diferentes dejetos de animais na fertilização de culturas de grãos e pastagens, realizados principalmente na região Sul do Brasil, observaram aumento na produtividade e/ou crescimento das plantas em áreas com aplicação desses dejetos. Também observaram respostas das plantas fertilizadas com dejetos de animais, semelhantes à adubação mineral, demonstrando o grande potencial agrônomo destes resíduos (Ceretta *et al.*, 2002; 2005; Fioreze *et al.*, 2006; Pandolfo *et al.*, 2008; Cassol *et al.*, 2012; Ciancio *et al.*, 2014; Lourenzi *et al.*, 2014; Barros *et al.*, 2019). A aplicação de dejetos animais pode ser uma forma de fertilização de cultivos de base agroecológica, onde não são permitidos adubos industrializados solúveis, porém cabe destacar que a definição da dosagem deve seguir os mesmos procedimentos técnicos descritos anteriormente.

## **Dinâmica do N, P e K no solo com uso de dejetos de animais**

### **Dinâmica do N em solo após aplicações de dejetos de animais**

A aplicação de dejetos pode alterar significativamente a dinâmica do N em solos. Em longo prazo, a aplicação de dejetos de animais adiciona quantidades significativas de carbono (C) e N no solo, incrementando principalmente a fração mais lábil (fração de fácil decomposição) da matéria orgânica (Rodrigues *et al.*, 2021). No entanto, o N presente nos dejetos se encontra em diferentes formas: N inorgânico, pronta-

mente disponível; N orgânico, de fácil mineralização; e N orgânico residual, com mineralização lenta (Sommer, 2001). As proporções dessas formas variam de acordo com o tipo de dejetos. Nos dejetos de suínos e bovinos, a maior parte do N encontra-se na forma inorgânica (aproximadamente 70%), principalmente como íon amônio ( $\text{N-NH}_4^+$ ), que é uma das formas de N absorvida pelas plantas (Martínez *et al.*, 2017a, 2017b). Já em dejetos sólidos como, por exemplo, cama sobreposta de suínos, aproximadamente 90% do N se encontra na forma orgânica, que serão disponibilizados às plantas somente após o processo de mineralização (Hernández; Polo; Plaza, 2013). Após o dejetos ser adicionado ao solo, é necessário que ocorra o processo de mineralização para que o N presente em formas orgânicas seja disponibilizado às culturas. Sendo assim, a dinâmica de disponibilidade do N durante o cultivo dependerá muito das formas como o N se encontra nos dejetos aplicados e do método de aplicação utilizado.

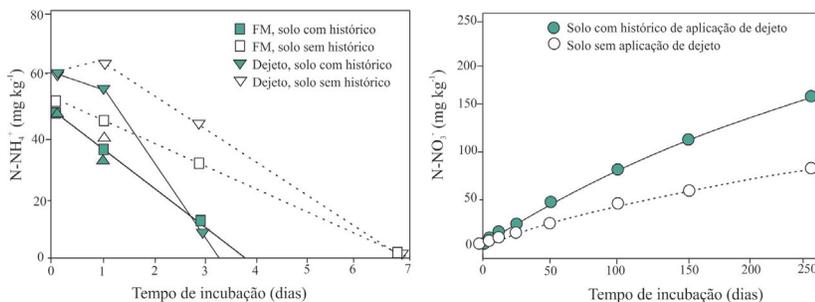
Em solos que recebem sucessivas aplicações de dejetos de animais ocorre, além do incremento da matéria orgânica lábil, o aumento do conteúdo de nutrientes como P e N, ocasionando não só um efeito residual, mas também a multiplicação das comunidades microbianas que contribuem para a maior mineralização de N nestes solos (Dell; Meisinger; Beegle, 2011). Por outro lado, os microrganismos presentes no solo também podem imobilizar parte do N adicionado via dejetos. Essa imobilização é a utilização de parte do N do solo para formar a estrutura dos microrganismos. Conseqüentemente, essa imobilização de N pode resultar em menores perdas por volatilização da amônia ( $\text{NH}_3$ ) e por lixiviação de  $\text{NO}_3^-$ , aumentando o aproveitamento pelas plantas (Zhang *et al.*, 2012).

A mineralização e a imobilização são dois processos importantes do ciclo do N e ambas ocorrem por meio da atividade microbiana do solo. A atividade destes microrganismos é dependente de diversas características, como aeração e umidade do solo, temperatura e composição dos dejetos (Mallory; Griffin 2007; Reijs *et al.* 2007; Yang *et al.* 2016). No entanto, a relação carbono/nitrogênio (C:N) dos resíduos orgânicos adicionados ao solo definirá qual fenômeno ocorrerá em maior intensidade no solo,

se a mineralização ou a imobilização (Masunga *et al.*, 2016; Pratiwi *et al.*, 2016). Quando são adicionados, por exemplo, dejetos que apresentam baixa relação C:N, o processo de mineralização é favorecido. Por outro lado, quando a relação C:N é alta (>25), tem-se a tendência de ocorrer maior imobilização do N no solo (Brady e Weil, 1999).

Dejetos na forma líquida, como os de suínos, apresentam grande parte do seu N na forma inorgânica amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ), baixo teor de matéria seca e uma quantidade de matéria orgânica de fácil decomposição, predominando a mineralização. Os dejetos sólidos, como a cama sobreposta de suínos e cama de aves, apresentam alto conteúdo de matéria seca e uma pequena fração do N na forma inorgânica. A alta relação C:N deste resíduo, associada ao alto teor de lignina, levam à imobilização do N presente na palha de arroz e de parte do N presente no solo pelos microrganismos (Sommer, 2001; Giacomini e Aita, 2008).

Neste contexto, quando áreas recebem aplicações de dejetos por vários anos, tanto a fração inorgânica imobilizada pelos microrganismos como a fração orgânica que passará a fazer parte da matéria orgânica do solo favorecerão um efeito cumulativo de N orgânico. Consequentemente, a disponibilidade de N nessas áreas pode ser maior (Müller *et al.*, 2011; Warren, 2014) e a produtividade das culturas pode ser parcialmente mantida devido ao maior acúmulo de N orgânico residual (Guo *et al.*, 2016). Em um estudo de incubação, Mallory e Griffi (2007) observaram que o histórico de aplicação de dejetos de bovinos não só aumentou os estoques de N no solo como modificou as transformações e a disponibilidade de N (Figura 1). Além disso, foi possível observar o rápido consumo de  $\text{NH}_4^+$  logo após a aplicação, seja de dejetos ou de fertilizante mineral, e o incremento na disponibilidade de  $\text{NO}_3^-$  no solo com histórico de aplicação de dejetos. Este efeito foi atribuído à maior quantidade de C lábil. O incremento de C com fácil decomposição contribuiu para maior atividade microbiana, acelerando e modificando os processos de transformação do N no solo.



**Figura 1.** Concertação de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> após a aplicação de dejecto de bovino e fertilizante mineral em solo com histórico de 13 anos de aplicação de dejecto de bovino (a) e concentração de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no solo com e sem histórico de aplicação de dejetos (b).

Fonte: Adaptado de Mallory e Griffin (2007).

O acúmulo de N nestes solos com histórico de aplicação de dejetos, além de causar um incremento de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no solo, passível de lixiviação e com potencial risco de contaminação de águas subterrâneas, também pode ocasionar efeitos nocivos à atmosfera, como volatilização de NH<sub>3</sub> e emissão de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O). Maiores detalhes no Capítulo 2 do Volume II desta série de livros, que aborda as perdas de nutrientes em locais com aplicação de dejetos líquidos de suínos.

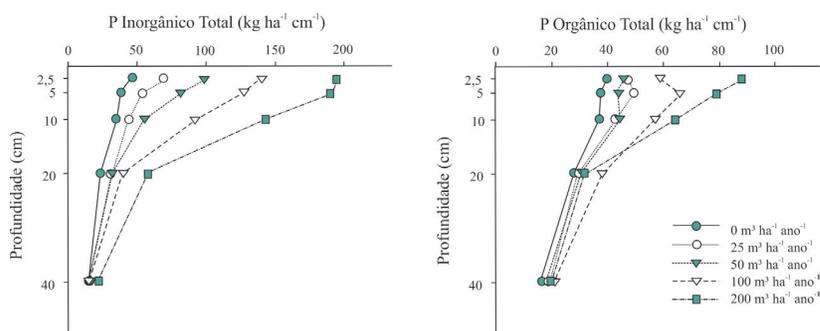
### **Dinâmica do P em solos após aplicações de dejetos de animais**

O P no solo possui alta afinidade às partículas reativas do solo, como argila e (hidr.) óxidos de Fe e Al, que proporcionam a este elemento uma rápida e forte adsorção. Essa adsorção diminui a quantidade de P na solução do solo, onde as plantas absorvem os nutrientes. Com isso, diminui o seu aproveitamento pelas culturas e sua migração para camadas mais profundas do solo (Pierzynski; McDowell; Sims, 2005; McLaughlin *et al.*, 2011). Porém, em sistemas de cultivo onde a adição de P é maior que sua exportação pelas culturas, comum em áreas com histórico de aplicação de dejetos de animais, os grupos funcionais de maior afinidade do solo pelo P são gradualmente saturados. Isso faz com que aumente a disponibilidade de P nessas áreas. Este fenômeno se intensifica na camada superficial do solo, principalmente quando

as lavouras são manejadas em sistema de plantio direto (Ceretta *et al.*, 2010; De Conti *et al.*, 2015; Boitt *et al.*, 2018; Lourenzi *et al.*, 2021).

O P, em dejetos de animais, pode ser encontrado em formas orgânicas e inorgânicas ( $\text{HPO}_4^{2-}$  e  $\text{H}_2\text{PO}_4$ ). A concentração de P inorgânico em dejetos de suínos é maior em relação aos dejetos de outras criações pecuária, por causa da ausência da enzima fitase em seu trato digestivo. Esta enzima impede a degradação e o aproveitamento de alimentos que contém compostos orgânicos com P chamados de P fítico. Assim, os suínos excretam nas fezes a grande maioria do P consumido via grãos e rações (Baxter *et al.*, 2003; Wienhold; Miller, 2004).

O acúmulo de P orgânico também é muito comum em solos com aplicação de dejetos de suínos, especialmente nas camadas superficiais do solo (Figura 2). O efeito do dejetos neste caso pode ser considerado indireto. Em geral, é atribuído à maior produção de biomassa das culturas e, posteriormente à senescência das plantas, pode retornar ao solo (Filho *et al.*, 2020). As plantas de lavoura, pastagem, grãos e plantas de cobertura absorvem P durante seu crescimento e desenvolvimento apenas na forma inorgânica ( $\text{HPO}_4^{2-}$  e  $\text{H}_2\text{PO}_4$ ). Ao final do ciclo de cultivo, o P retorna ao solo na forma de resíduo orgânico e, conseqüentemente, P orgânico (Ceretta *et al.*, 2010; Boitt *et al.*, 2018).



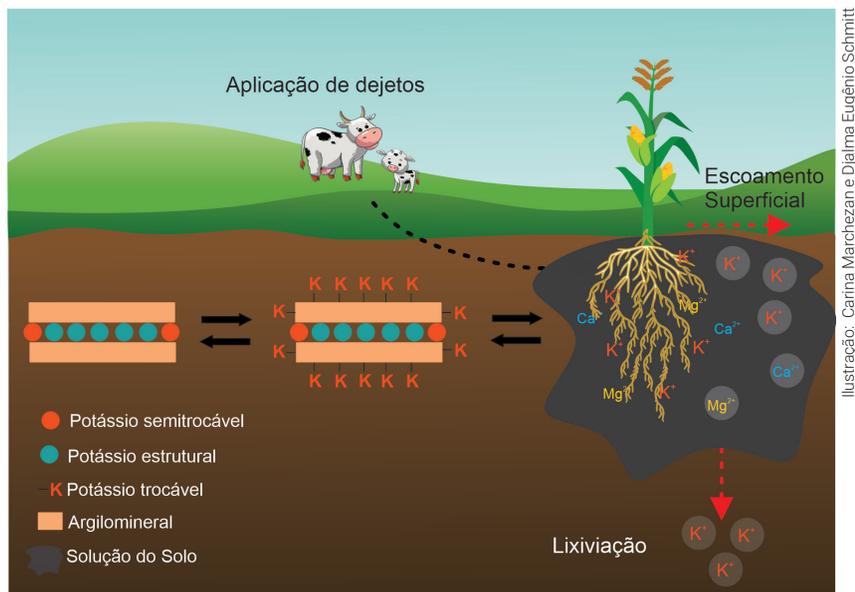
**Figura 2.** Concentração de fósforo inorgânico total (a) e fósforo orgânico total (b) em um Latossolo com histórico de 15 anos de aplicação de doses crescentes de dejetos líquidos de suíno.

Fonte: Adaptado de Boitt *et al.* (2018).

As aplicações de dejetos de animais, especialmente quando realizadas de maneira arbitrária ao longo dos anos, causam o incremento de formas mais disponíveis de P no solo. Estas são passíveis de escoamento superficial, bem como de movimentação no perfil do solo.

### Dinâmica do K em solos após aplicações de dejetos de animais

O K está presente na solução e é adsorvido aos grupos funcionais de partículas reativas inorgânicas e orgânicas (K trocável) (Figura 3). Estes dois compartimentos (solução e K trocável na CTC) são os responsáveis pela disponibilidade imediata de K às plantas. Além disso, o K pode estar em outras formas, que possuem menor velocidade de liberação para a solução do solo e, conseqüentemente, às plantas. Estas formas podem ser o K não trocável e K estrutural (Figura 3).



**Figura 3.** Compartimentos e dinâmica do potássio no solo em áreas com aplicação de dejetos de animais.

Praticamente todo o K ingerido pelos animais acabará nas fezes e urina (Gustafson; Salomon; Jonsson, 2017). Assim, em ambientes em que o aporte de resíduos na forma de dejetos é maior que a exportação pelas plantas, tende a ocorrer acúmulo de K no solo com o passar do tempo.

O acúmulo de K no solo proveniente de dejetos de animais geralmente acontece associado a sistemas de produção com confinamento de animais. Isso ocorre porque estes sistemas produzem grande quantidade de dejetos, que são aplicados em áreas agrícolas próximas aos sistemas de produção. Do ponto de vista agrônomo e ambiental, não há problema em aplicar os dejetos de animais em áreas agrícolas, mas para isso é preciso considerar critérios para a sua aplicação, como destacado anteriormente no presente capítulo, com destaque para a sua composição (nutrientes e matéria seca) e índices de eficiência (CQFS-RS/SC, 2016).

É preciso destacar também que o tipo de solo e a declividade estão relacionados à capacidade de adsorção de K. Solos com maiores teores de argila e matéria orgânica, associados com argilas com maior CTC (argilominerais 2:1), podem receber maiores quantidades de dejetos de animais, pois possuem maiores sítios de adsorção. Solos com baixa CTC (por exemplo, solos arenosos) apresentam menor capacidade de adsorção de K. Por isso, o manejo da aplicação de dejetos de animais deve considerar a CTC do solo. Em solos com baixa CTC, as aplicações devem ser em quantidades menores e de forma parcelada para evitar a perda do nutriente. Em solos com maior CTC, podem ser aplicadas maiores doses, desde que o relevo seja plano ou suave ondulado e o solo não apresente problemas de compactação. Assim, a declividade é fator preponderante na perda do nutriente por escoamento superficial. Isso acontece porque em relevos com maiores declividades ocorre menor infiltração de água e, conseqüentemente, maior escoamento superficial.

A aplicação de dejetos de animais pode alterar a dinâmica de K de maneira indireta. Isso pode ser causado por alterações no valor de pH do solo. O incremento de pH pode aumentar a CTC do solo e promover a geração de cargas elétricas, fazendo com que a maior parte do K permaneça na CTC, inclusive diminuindo a sua mobilidade. Este efeito é mais pronunciado em áreas com aplicação de dejetos de aves (Lin; Van Santen; Watts, 2016). Este incremento de pH pode estar relacionado à cal virgem (CaO) utilizada na cama de aviário como esterilizante. A cal virgem apresenta cerca de duas vezes mais eficiência na correção da acidez do solo do que os calcários agrícolas geralmente utilizados para este fim.

Quando as aplicações são demasiadamente acima da capacidade de suporte do solo, podem ocorrer perdas para ambientes aquáticos e adjacentes às áreas agrícolas, tanto por escoamento superficial (Kaufmann *et al.*, 2018) como por lixiviação, especialmente em solos arenosos (Werle; Garcia; Rosolem, 2008). Dos macronutrientes, o K é perdido em maiores quantidades que os demais macronutrientes (Ceretta *et al.*, 2010). Essas perdas podem ser relacionadas com a quantidade de K em solução, sendo incrementadas com a aplicação de dejetos líquidos de suínos (Sacomori *et al.*, 2016). Além de incrementar as perdas, o teor de K disponível no solo aumenta significativamente (Scherer; Nesi; Massotti, 2010), acima de valores considerados adequados. Isso pode diminuir a eficiência da adubação potássica, ou seja, a aplicação de K no solo via dejetos de animais não aumentará a produtividade das plantas. Também, doses elevadas de dejetos podem potencializar problemas de salinização, principalmente em regiões mais áridas (Díez *et al.*, 2004).

Em um estudo realizado no Noroeste do Rio Grande do Sul, com aplicação de dejetos líquidos de suínos por até 15 anos (200 m<sup>3</sup> por hectare.ano<sup>-1</sup>), com aporte estimado em 4.300 kg.ha<sup>-1</sup> de K e 9.600 kg.ha<sup>-1</sup> de N, foram observados teores de K disponível na camada de 0-20 cm de 513 mg.kg<sup>-1</sup> (Scheid *et al.*, 2020), valores estes considerados muito altos (CQFS, RS/SC, 2016). Por isso, em ambientes com taxas frequentes de dejetos de animais, é recomendado o monitoramento constante da fertilidade do solo através da análise de solo. Mesmo em áreas com animais criados ao ar livre pode ocorrer acúmulo de K (Franzuebbers *et al.*,

2021). Estes incrementos geralmente ocorrem em áreas de sombras, locais de alimentação e bebedouros. Isso nos indica que não é somente em áreas com aplicação de dejetos que podem ocorrer acúmulos, mas também em áreas naturais nas quais o balanço de K é positivo (taxas aplicadas superam as exportadas pelas plantas, no caso grãos, pastagem e frutas). No entanto, quando os animais são criados de forma confinada, os resíduos podem ser aplicados em áreas agrícolas a critério do produtor, que deve priorizar o aporte em áreas com menor disponibilidade de nutrientes no solo.

Em áreas com excesso de K no solo, a lavoura deve ser monitorada até níveis considerados seguros de K disponível. Se necessário, deve cancelar ou diminuir as aplicações de dejetos de animais por um determinado período, até os teores alcançarem níveis seguros no solo. Além disso, pode-se escolher culturas que exportam maior quantidade de nutrientes. Exemplos de culturas que exportam grande quantidade de K são as pastagens e lavouras destinadas à silagem e fenação. Em um estudo realizado nos Estados Unidos, onde o solo recebeu 15,75 ton ha<sup>-1</sup> anualmente de dejetos de aves como fonte de adubação, a pastagem de Tifton produziu cerca de 18,7 ton.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> de massa seca, exportando 471 kg de K.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> (Sistani *et al.*, 2021). Assim, em solos com teores elevados de K devido à aplicação de dejetos de animais, a utilização da área como silagem ou fenação pode diminuir a disponibilidade de nutrientes para “zonas seguras”, desde que se diminua ou cancele a aplicação de dejetos por determinado período. Assim, a produção de feno ou silagem pode ser uma estratégia importante para a diminuição de nutrientes em excesso no solo, como P e K. Em culturas de grãos também é possível reduzir os estoques de nutrientes no solo quando estes estão em excesso. No entanto, a exportação de K é menor, pois apenas parte dos nutrientes presentes na planta (os que estão nos grãos) está saindo da lavoura e o restante, que está em folhas, raízes e colmos, retorna para o solo.

## **Aproveitamento de nitrogênio, fósforo e potássio pelas plantas após o uso de dejetos de animais**

Os elementos químicos essenciais às plantas podem ser fornecidos através de fertilizantes minerais ou orgânicos. Como já mencionado, parte dos nutrientes que compõe os dejetos de animais está em formas inorgânicas e parte em formas orgânicas. As raízes das plantas apenas absorvem os nutrientes em suas formas inorgânicas. Desta forma, as formas orgânicas dos nutrientes, para serem aproveitadas pelas plantas, necessitam ser previamente mineralizadas pelos microrganismos do solo.

O conteúdo total de nutrientes e a forma que estes nutrientes são encontrados nos dejetos de animais (orgânica ou inorgânica) são bastante variáveis (Cassol; Gianello; Costa, 2001; Yagüe e Quílez, 2010; Cela; Santiveri; Lloveras, 2011; Lourenzi *et al.*, 2014; Sieling *et al.*, 2014; Ovejero *et al.*, 2016; Rogeri *et al.*, 2016; Bacca *et al.*, 2019; Marchezan *et al.*, 2020; Mumbach *et al.*, 2020). A quantidade de nutrientes em formas orgânicas varia em função do:

- Nutriente considerado.
- Dejeito considerado.
- Sistema de criação dos animais.

Em geral, os dejetos sólidos, como os dejetos de aves, apresentam maior conteúdo de matéria seca e maior concentração de nutrientes em formas orgânicas (Cassol *et al.*, 2001; Rogeri *et al.*, 2016). Dejetos líquidos, como os suínos, apresentam maior percentual de seus constituintes em formas inorgânicas (Hernández; Polo; Plaza, 2013; Martínez *et al.*, 2017a; Bacca *et al.*, 2019; Marchezan *et al.*, 2020).

Em relação aos nutrientes, o K apresenta-se integralmente em formas inorgânicas e passíveis de absorção pelas plantas. Desta forma, 100 kg de K na forma de um adubo mineral deve apresentar a mesma resposta técnica que 100 kg de K fornecido via dejetos de animais. Por outro lado, o N e P presentes nos dejetos podem não ficar totalmente disponí-

veis às plantas cultivadas imediatamente após a aplicação de dejetos. No entanto, parte do N e P pode ser utilizada em cultivos subsequentes, reduzindo assim as quantidades de dejetos aplicadas nas futuras fertilizações (Cela; Santiveri; Lloveras, 2011; Hernández; Polo; Plaza, 2013; Ovejero *et al.*, 2016). Resultados de pesquisas indicam que a dose ideal de dejetos a ser aplicada para determinado cultivo deve ser baseada no conteúdo de cada nutriente nas formas inorgânicas acrescida de parte da fração orgânica que pode ser mineralizada durante a safra (Sieling *et al.*, 2014; Moreno-García; Guillén; Quílez, 2017). A quantidade dos nutrientes em formas orgânicas que pode ser mineralizada é bastante dependente de fatores como temperatura, umidade e características do solo, podendo alcançar valores de 50% (Yagüe e Quílez, 2010; Sieling *et al.*, 2014).

Outra questão que pode diminuir a eficiência da utilização dos nutrientes dos dejetos é a interação dos elementos com o solo e as possíveis perdas de nutrientes. Os fatores relacionados a perdas, seja pela retirada do sistema (exemplos, volatilização, lixiviação, escoamento superficial) ou pela adsorção ao solo, ocorrem de modo similar ao observado para os nutrientes fornecidos via fertilizantes minerais e são discutidos em outras partes deste livro (ver Capítulo 2 do Volume II desta série de livros). Em geral, solos mais argilosos apresentam maior capacidade de adsorção de nutrientes (Sørensen e Amato, 2002).

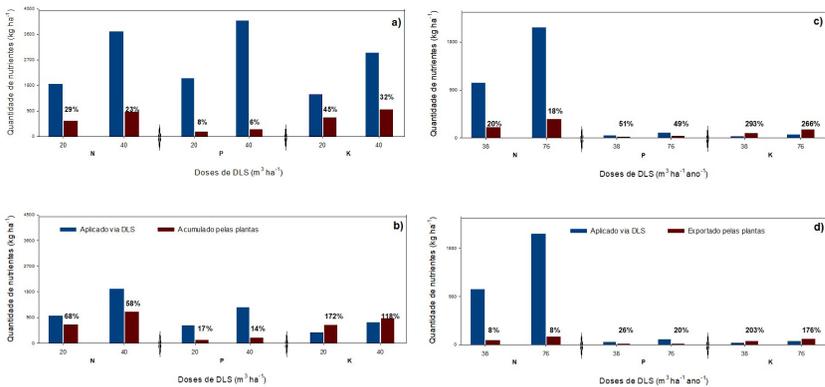
A Figura 4 apresenta resultados de experimentos realizados em quatro locais, nos estados do RS e SC, em que foram aplicadas doses de dejetos líquidos de suínos. As quantidades de N, P e K aplicadas e exportadas são apresentadas, bem como o percentual de aproveitamento pelas plantas. Observa-se que, independentemente do solo, nutriente ou sistema de cultivo adotado, com o aumento das doses aplicadas, acontece a redução das taxas de aproveitamento pelas plantas. Esta redução pode ser considerada um comportamento padrão, uma vez que os teores disponibilizados no solo aumentam através das sucessivas aplicações, enquanto as plantas perdem a capacidade de acumular o nutriente (Cela; Santiveri; Lloveras, 2011; Hernández; Polo; Plaza, 2013; Lourenzi *et al.*, 2014; Moreno-García; Guillén; Quílez, 2017; Boitt *et al.*, 2018).

Um segundo aspecto importante é a alta variabilidade nos percentuais de aproveitamento observados entre os diferentes estudos e entre os nutrientes. Um dos fatores responsáveis por isso é a variabilidade na constituição dos dejetos aplicados, mesmo que estes derivem da mesma espécie animal. Analisando inicialmente a Figura 4A, percebe-se que menos de 50% dos valores de N, P e K aplicados foram absorvidos pelas plantas cultivadas. Analisando as Fig. 4C e 4D, enquanto os percentuais aproveitados de N alcançam apenas 20% do aplicado, o K apresentou comportamento oposto, onde as quantidades absorvidas foram superiores ao aplicado via dejetos animais. Se esta variabilidade não for detectada via análises químicas e considerada para o manejo da adubação, problemas ambientais podem surgir. Os nutrientes que forem aplicados em excesso serão passíveis de perdas, enquanto os aplicados em quantidades insuficientes podem limitar o rendimento das plantas.

A relação entre o aproveitamento dos nutrientes e a quantidade de dejetos aplicada merece bastante atenção (Chen *et al.*, 2018). Em situações em que são aplicadas doses fixas, ou as mesmas são estabelecidas para atender a demanda de um nutriente, é comum ocorrer acúmulo de algum outro nutriente. Uma prática bastante utilizada é calcular a dose de dejetos a serem aplicadas com base na demanda de N da espécie a ser cultivada. Como as concentrações de N, P e K nos dejetos são normalmente bastante similares, haverá aplicação excessiva de P, já que este nutriente é demandado pelas plantas em menores quantidades (Veiga; Pandolfo; Balbinot Júnior, 2011). Da mesma forma, podem ocorrer aporte excessivo do próprio N, como observado na Figura 4, seja por aplicações fixas, seja por considerar outro nutriente como base para o cálculo.

Dentre os macronutrientes primários, o K apresenta o comportamento mais distinto, tanto por estar em forma inorgânica como pela menor concentração em dejetos, acarretando, em muitos casos, em aplicações insuficientes para atender a demanda das plantas. Nestas situações, o montante absorvido pelas plantas é superior ao que foi fornecido via dejetos, como observado nas figuras 4B, 4C e 4D. Como consequência, as plantas explorarão o conteúdo de K nativo no solo. Em sistemas de cultivo que retiram as plantas da lavoura, como no cultivo de forrageiras, a não reposição do nutriente via adubações complementa-

res pode rapidamente causar o esgotamento das reservas de K, limitando as produtividades das plantas. Considerações diferentes merecem ser feitas em sistemas de cultivo que rotacionam espécies anuais para cobertura de solo e colheita de grãos, como exemplificado na Figura 4B. Neste tipo de situação, parte dos nutrientes absorvidos pelas plantas retorna ao solo via resíduos de plantas, podendo ser reaproveitados em cultivos subsequentes.



**Figura 4.** Quantidades de N, P e K aplicadas via doses de dejetos líquidos de suínos (DLS) e quantidades de N, P e K acumuladas por forrageiras nativas cultivadas sob um Argissolo (a); rotação de culturas anuais para cobertura de solo e colheita de grãos sob um Argissolo (b); e por Tifton 85 sob um Cambissolo (c) e um Latossolo (d). As quantidades acumuladas em cada dose foram subtraídas das quantidades acumuladas nos tratamentos sem aplicação de dejetos líquidos de suínos. Os valores percentuais sobre as barras dos nutrientes acumulados representam as frações que foram aproveitadas pelas plantas (% aproveitado pelas plantas).

Fonte: Adaptado de Durigon *et al.* (2002) (a), Ceretta *et al.* (2005) e Lourenzi *et al.* (2014) (b), e Bonfada (2017) e Pietroski (2019) (c, d).

O N é o nutriente mais crítico quando se trata de fertilizações com dejetos animais. Aplicações de doses elevadas na superfície do solo causam baixo aproveitamento deste nutriente, podendo ocorrer perdas representativas por volatilização, lixiviação e desnitrificação, bem como prejuízos à resposta das plantas. Estudos demonstram que a aplicação de dejetos em dose única na superfície do solo, e em períodos próximos à semeadura, podem resultar em perdas de até 20% do N por volatiliza-

ção nas primeiras horas após a aplicação (Yagüe; Bosch-Serra, 2013), o que pode causar diminuição da eficiência da adubação nitrogenada (Yagüe; Quílez, 2010; Martínez *et al.*, 2017b; Marchezan *et al.*, 2020). As taxas de mineralização e aproveitamento dos nutrientes aplicados via dejetos animais são também dependentes da época de aplicação. Maiores eficiências são normalmente observadas nos meses mais quentes do ano (Durigon *et al.*, 2003). Por isso, é importante realizar o ajuste das dosagens aplicadas de acordo com a época do ano e a demanda da espécie cultivada (Ovejero *et al.*, 2016).

Para melhorar o aproveitamento do N aplicado via dejetos de animais, podem ser adotadas ao menos quatro estratégias:

- Aplicações parceladas e em períodos com alta demanda das plantas.
- Incorporação do solo após a adubação.
- Injeção dos dejetos líquidos ou aplicação localizada de esterco sólidos.
- utilização de tecnologias que retardam as transformações do N no solo, como inibidores do processo de nitrificação (Sørensen; Amato, 2002; Yagüe; Quílez, 2010; Aita *et al.*, 2014; Gonzatto *et al.*, 2017; Martínez *et al.*, 2017a, 2017b; Erdmann *et al.*, 2020).

O parcelamento, a aplicação abaixo da superfície do solo e o uso de técnicas que alterem as características dos dejetos podem também melhorar o aproveitamento dos demais nutrientes (Schröder *et al.*, 2015; Pedersen; Rubæk; Sorensen, 2017).

Como já discutido, é frequente haver acúmulo de nutrientes em áreas que recebem aplicação de dejetos animais. Bacca *et al.* (2019) avaliaram o efeito residual do N em área com histórico de aplicação por 12 anos de dejetos animais, de suínos e de bovinos, e fertilizante mineral (2004 a 2015). Na safra 2015/2016, foram cultivadas aveia-preta e milho, com e sem adubação complementar. Os pesquisadores observaram que na área que não recebeu adubação naquele ano a melhor resposta das plantas ocorreu nos locais que receberam, ao longo dos 12 anos anteriores, resíduos orgânicos, em comparação à área que apenas rece-

beu fertilizantes minerais, indicando maior efeito residual em solos com estes resíduos. No entanto, a melhor resposta geral das plantas ocorreu no solo que também recebeu fertilização na safra, indicando que, mesmo havendo efeito residual da adubação orgânica, há necessidade de complementação a cada ano. Convém destacar que esta resposta é muito dependente do conteúdo de N mineral, da taxa de liberação via mineralização de nutrientes da matéria orgânica do solo e das taxas de perdas, como destacado em outros estudos (Yagüe; Quílez, 2010; Cela; Santiveri; Lloveras, 2011). Para outros nutrientes, como P e K, o efeito residual pode ser superior ao do N porque estes elementos são menos propensos a serem perdidos do sistema e, com isso, acabam acumulando nos solos (Durigon *et al.*, 2003; Lourenzi *et al.*, 2014).

## Considerações finais

Os resíduos orgânicos, como os dejetos de suínos, são importantes fontes de nutrientes que podem ser utilizadas na agricultura. Estes resíduos podem diminuir a demanda externa por fertilizantes minerais, diminuindo os custos, principalmente em áreas próximas à produção de dejetos. Os riscos de contaminação ambiental são mínimos quando os dejetos de animais são aplicados considerando critérios técnicos, como os teores de nutrientes em solos, obtidos através da análise química dos solos. Mas também, os dejetos podem ser aplicados parceladamente e, preferencialmente, em áreas com relevo plano ou suave ondulado. Por fim, os dejetos podem ser aplicados em períodos de maior demanda de nutrientes pelas plantas. Em situações que não são utilizados estes critérios, ocorre diminuição da eficiência de uso de fertilizantes, principalmente por perdas de nutrientes. Isso pode diminuir a produtividade e o retorno econômico do produtor. Além disso, na maioria das situações, é fundamental o uso de dejetos associados aos fertilizantes minerais, evitando acúmulos indesejáveis de determinado nutriente. Utilizando estes critérios, os produtores podem obter produtividades semelhantes nessas áreas com a aplicação de dejetos de animais, em comparação com fertilizantes minerais.

## 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>.

AKSELSSON, C. *et al.* Weathering rates in Swedish forest soils. *Biogeosciences*, v. 16, p. 4429-4450, 2019.

AZEEZ, J. O.; VAN AVERBEKE, W. Dynamics of soil pH and electrical conductivity with the application of three animal manures. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 43, p. 865-874, 2012.

BACCA, A. *et al.* Residual and immediate effect after 16 applications of organic sources on yield and nitrogen use efficiency in black oat and corn. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, p. 1–15, 2020.

BARROS, E. C. *et al.* **Potencial agrônômico dos dejetos de suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 52 p. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/207427/1/final9052.pdf>. Acesso em: 19 jun. 2023.

BAXTER, C. A. *et al.* Phytase, high-available-phosphorus corn, and storage effects on phosphorus levels in pig excreta. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, p. 1481-1489, 2003.

BISSANI, C. A. *et al.* **Fertilidade dos solos e manejo da adubação de culturas**. 2 ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. 344 p.

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.

BONFADA, E. B. **Produtividade de tifton 85 em diferentes declividades sob aplicação de dejetos líquidos de suínos**. Dissertação. Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC. 2017. 83 p.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The nature and properties of soils**. 12. ed. London: Prentice Hall Publishers 1999.

CASSOL, P. C. *et al.* Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em Latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1911-1923, 2012.

CASSOL, P. C.; GIANELLO, C.; COSTA, V. E. U. Frações de fósforo em estrumes e sua eficiência como adubo fosfatado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 635-644, 2001.

CELA, S.; SANTIVERI, F.; LLOVERAS, J. Residual effects of pig slurry and mineral nitrogen fertilizer on irrigated wheat. **European Journal of Agronomy**, v. 34, p. 257–262, 2011.

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.

CERETTA, C. A. *et al.* Produção de forragem em pastagem natural com o uso de esterco líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 983-992, 2002.

CERETTA, C. A. *et al.* Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v. 35, p. 1287-1295, 2005.

CHEN, Y. *et al.* The long-term role of organic amendments in building soil nutrient fertility: a meta-analysis and review. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 111, p. 103–125, 2018.

CIANCIO, N. R. *et al.* Crop response to organic fertilization with supplementary mineral nitrogen. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 912-922, 2014.

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.

- DE CONTI, L. *et al.* Effects of pig slurry application and crops on phosphorus content in soil and the chemical species in solution. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 774-787, 2015.
- DELL, C. J.; MEISINGER, J. J.; BEEGLE, D. B. Subsurface Application of Manures Slurries for Conservation Tillage and Pasture Soils and Their Impact on the Nitrogen Balance. **Journal of Environmental Quality**, v. 40, p. 352-361, 2011.
- DÍEZ, J. A. *et al.* Impact of pig slurry on soil properties, water salinization, nitrate leaching and crop yield in a four-year experiment in Central Spain. **Soil Use Manage**, v. 20, p. 444-450, 2004.
- DURIGON, R. *et al.* Produção de forragem em pastagem natural com o uso de esterco líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 983-992, 2002.
- ERDMANN, L. F. *et al.* Incorporation in soil and addition of enzyme inhibitor as a way to increase the efficiency of pig slurry and mineral fertilizer. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, p. 103-113, 2020.
- FAGERIA, V. D. Nutrient interactions in crop plants. **Journal of Plant Nutrition**, v. 24, p. 1269-1290, 2001.
- FIOREZE, C.; CERETTA, C. A. Fontes orgânicas de nutrientes em sistemas de produção de batata. **Ciência Rural**, v. 36, p. 1788-1793, 2006.
- FIRMANO, R. F. *et al.* Soybean and soil potassium pools responses to long-term potassium fertilization and deprivation under no-till. **Soil Science Society of America Journal**, v. 83, p. 1819-1829, 2019.
- FRANZLUEBBERS, A. J. *et al.* Soil nutrient distribution on cattle farms in three physiographic regions of North Carolina. **Agronomy Journal**, v. 113, p. 590-609, 2021.
- 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: 10.1590/01000683rbc20140461.

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.

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.

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.

GUO, L. *et al.* Effects of cattle manure compost combined with chemical fertilizer on topsoil organic matter, bulk density and earthworm activity in a wheat-maize rotation system in Eastern China. **Soil and Tillage Research**, v. 156, p. 140-147, 2016.

GUSTAFSON, G. M.; SALOMON, E.; JONSSON, S. Barn balance calculations of Ca, Cu, K, Mg, Mn, N, P, S and Zn in a conventional and organic dairy farm in Sweden. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 119, p. 160-170, 2017.

HABTESELASSIE, M. Y. *et al.* Gross nitrogen transformations in an agricultural soil after repeated dairy-waste application. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, p. 1338-1348, 2006.

HERNÁNDEZ, D.; POLO, A.; PLAZA, C. Long-term effects of pig slurry on barley yield and N use efficiency under semiarid Mediterranean conditions. **European Journal of Agronomy**, v. 44, p. 78–86, 2013.

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.

LIN, Y.; VAN SANTEN, E.; WATTS, D. The effect of poultry litter application on agricultural production: a meta-analysis of crop yield, nutrient uptake and soil fertility. In: CONFERENCE ON APPLIED STATISTICS IN AGRICULTURE, 28., 2016, Manhattan. **Proceedings...** Manhattan, KS: Kansas State University, 2016. DOI: <https://doi.org/10.4148/2475-7772.1494>

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.* Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 949-958, 2014.

MALLORY, E. B.; GRIFFIN, T. S. Impacts of Soil Amendment History on Nitrogen Availability from Manure and Fertilizer. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, p. 964-973, 2007.

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.

MARCHEZAN, C. *et al.* Nitrogen availability and physiological response of corn after 12 years with organic and mineral fertilization. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 20, p. 979-989, 2020.

MARTÍNEZ, E. *et al.* The effects of dairy cattle manure and mineral N fertilizer on irrigated maize and soil N and organic C. **European Journal of Agronomy**, v. 83, p. 78-85, 2017a.

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, 2017b.

MASUNGA, R. H. *et al.* Nitrogen mineralization dynamics of different valuable organic amendments commonly used in agriculture. **Applied Soil Ecology**, v. 101, p. 185-193, 2016.

McLAUGHLIN, M. J. *et al.* The chemical nature of P accumulation in agricultural soils—implications for fertiliser management and design: an Australian perspective. **Plant and Soil**, v. 349, p. 69-87, 2011.

MORALES, D. *et al.* Response of soil microbiota to nine-year application of swine manure and urea. **Ciência Rural**, v. 46, p. 260-266, 2016.

MORENO-GARCÍA, B.; GUILLÉN, M.; QUÍLEZ, D. Response of paddy rice to fertilisation with pig slurry in northeast Spain: Strategies to optimise nitrogen use efficiency. **Field Crops Research**, v. 218, p. 44-54, 2017.

MÜLLER, C. *et al.* Effects of repeated fertilizer and cattle slurry applications over 38 years on N dynamics in a temperate grassland soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, p. 1362-1371, 2011.

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.

OLIVEIRA FILHO, J. S. *et al.* Phosphorus accumulation in soil after successive applications of swine manure: a long-term study in Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 79, p. 1-12, 2020.

OLIVEIRA, P.; SOARES, W. Produção e manejo de dejetos de suínos. **A produção animal na visão dos brasileiros**. Piracicaba: FEALQ, 2001

OVEJERO, J. *et al.* Pig slurry fertilization in a double-annual cropping forage system under sub-humid Mediterranean conditions. **European Journal of Agronomy**, v. 81, p. 138-149, 2016.

PANDOLFO, C. M. *et al.* Análise técnica de fontes de nutrientes associadas com preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32:759-768, 2008.

PEDERSEN, I. F.; RUBAEK, G. H.; SORENSEN, P. Cattle slurry acidification and application method can improve initial phosphorus availability for maize. **Plant and Soil**, v. 414, p. 143-158, 2017.

PERDOMO, C. C. Alternativas para o manejo e tratamento de dejetos suínos. **Suinocultura Industrial**, Itu, v. 152, p. 16-26, 2001.

PIERZYNSKI, G. M.; MCDOWELL, R. W.; SIMS, J. T. Chemistry, cycling, and potential movement of inorganic phosphorus in soil. In: SIMS, J. T.; SHARPLEY, A. N. **Phosphorus: agriculture and the environment**. Madison, WI: American Society of Agronomy, 2005. p. 87-121.

PIETROSKI, M. **Uso de dejetos líquido de suínos para produção de forragem em solos com diferentes texturas e declividades**. 2019. 98 f. Dissertação (Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC.

PRATIWI, E. P. A. *et al.* The effects of rice husk char on ammonium, nitrate and phosphate retention and leaching in loamy soil. **Geoderma**, v. 277, p. 61–68, 2016.

REIJS, J. W. *et al.* Effects of different diets on utilization of nitrogen from cattle slurry applied to grassland on a sandy soil in The Netherlands. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 118, p. 65-79, 2007.

RISSMAN, A. R.; CARPENTER, S. R. Progress on nonpoint pollution: barriers & opportunities. **Daedalus**, v. 144, p. 35-47, 2015.

RODRIGUES, L. A. T. *et al.* Short- and long-term effects of animal manures and mineral fertilizer on carbon stocks in subtropical soil under no-tillage. **Geoderma**, v. 386, p. 1-11, 2021.

ROGERI, D. A. *et al.* Composition of poultry litter in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. 1-7, 2016.

SACOMORI, W. *et al.* Concentração de nutrientes na solução do subsolo de lavoura fertilizada com dejetos suíno. **Revista de Ciências Agroveterinárias**. 11:245-258, 2016.

SCHEID, D. L. *et al.* Changes in soil chemical and physical properties in pasture fertilized with liquid swine manure. **Scientia Agricola**, v. 77, n. 5, p. e20190017, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2019-0017>

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

SCHRÖDER, J. J. *et al.* Maize yields benefit from injected manure positioned in bands. **European Journal of Agronomy**, v. 64, p. 29-36, 2015.

- SGHAIER, D. *et al.* Mineralogical and geochemical signatures of clays associated with rhyodacites in the Nefza area (northern Tunisia). **Journal of African Earth Sciences**, v. 100, p. 267-277, 2014.
- SELING, K.; NI, K.; KAGE, H. Application of pig slurry: first year and residual effects on yield and N balance. **European Journal of Agronomy**, v. 59, p. 13–21, 2014.
- SISTANI, K. R. *et al.* Year-round soil nutrient dynamics from broiler litter application to three bermudagrass cultivars. **Agronomy Journal**, v. 96, p. 525-530.
- SOMMER, S. G. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. **European Journal of Agronomy**, v. 14, p. 123-133, 2001.
- SØRENSEN, P.; AMATO, M. Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. **European Journal of Agronomy**, v. 16, p. 81–95, 2002.
- VEIGA, M.; PANDOLFO, C. M.; BALBINOT JUNIOR, A. A. Balanço simplificado de nutrientes e rendimento de grãos em nove anos de aplicação superficial de dejetos líquidos de suínos em Latossolo Vermelho Distrófico. **Agropecuária Catarinense**, v. 24, p. 65-69, 2011.
- WARREN, C. R. Organic N molecules in the soil solution: what is known, what is unknown and the path forwards. **Plant and Soil**, v. 375, p. 1-19, 2014.
- WERLE, R.; GARCIA, R. A.; ROSOLEM, C. A. Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2297-2305, 2008.
- WIENHOLD, B. J.; MILLER, P. S. Phosphorus Fractionation in Manure from Swine Fed Traditional and Low-Phytate Corn Diets. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, p. 389-393, 2004.
- YAGÜE, M. R.; BOSCH-SERRA, A. D. Slurry field management and ammonia emissions under Mediterranean conditions. **Soil Use Manage**, v. 29, p. 397–400, 2013.

YAGÜE, M. R.; QUÍLEZ, D. Cumulative and residual effects of swine slurry and mineral nitrogen in irrigated maize. **Agronomy Journal**, v. 102, p. 1682-1691, 2010.

YANG, Z. *et al.* Effects of freezing intensity on soil solution nitrogen and microbial biomass nitrogen in an alpine grassland ecosystem on the Tibetan Plateau, China. **Journal of Arid Land**, v. 8, n. 5, p. 749-759, 2016.

ZHANG, J. B. *et al.* Effects of long-term repeated mineral and organic fertilizer applications on soil nitrogen transformations. **European Journal of Soil Science**, v. 63, p. 75-85, 2012.

## CAPÍTULO 5

---

# **Acúmulo e frações de metais em solos com aplicações de dejetos de animais**

*Tadeu Luis Tiecher, Cledimar Rogério Lourenzi,  
Djalma Eugênio Schmitt, Daniel João Dall'Orsoletta, Eduardo Giroto,  
Gilmar Luiz Mumbach, Guilherme Wilbert Ferreira,  
Lessandro De Conti, Lucas Benedet e Tales Tiecher*

### **Introdução**

Os dejetos de animais são uma importante fonte de nutrientes em regiões agrícolas onde a atividade agropecuária apresenta-se em destaque, como é o caso da região sul do Brasil. Como abordado nos capítulos anteriores, os dejetos de animais apresentam em sua composição a maioria dos elementos químicos considerados essenciais às plantas, proporcionando incremento na produtividade das culturas, sejam elas de grãos, pastagens, frutíferas ou hortaliças. Também apresentam efeito na acidez e propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (Capítulos 3, 6 e 7).

Dentre os principais nutrientes encontrados nos dejetos de animais destacam-se o nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K). No entanto, também são encontrados nesses resíduos elementos considerados metais pesados, que podem ser essenciais às plantas, como o cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn) e ferro (Fe), ou, então, fitotóxicos às

plantas, como o chumbo (Pb), níquel (Ni), cromo (Cr), cádmio (Cd), entre outros (Moral *et al.* 2008). Dessa forma, a aplicação de dejetos de animais como fonte de nutrientes às culturas também deve levar em consideração o aporte de metais pesados ao solo, os quais apresentam comportamentos distintos quanto à interação com os constituintes orgânicos e minerais do solo. Estes elementos podem se acumular em frações lábeis que podem causar problemas ambientais ou fitotoxidez, ou em formas mais estáveis. A forma de acúmulo dos metais depende principalmente da quantidade aplicada, do pH e do teor de argila e matéria orgânica do solo.

Para melhor entendimento do tema “metais pesados e os dejetos de animais”, no presente capítulo serão abordados aspectos como a presença e origem dos metais pesados encontrados nos dejetos de animais, disponibilidade, formas de acúmulo e mobilidade de metais pesados em solos que recebem aplicações de dejetos animais e quais os principais efeitos do acúmulo de metais pesados no solo sobre o desenvolvimento das plantas. Com isso, espera-se contribuir para compreender a dinâmica dos metais pesados no solo adicionados via dejetos de animais e quais os principais efeitos dos metais pesados nas plantas cultivadas.

## **Metais pesados nos dejetos de animais**

A maior parte dos nutrientes essenciais às plantas é também essencial para o desenvolvimento dos animais. Nos atuais sistemas de produção agrícolas, os nutrientes são fornecidos às plantas que, posteriormente, são utilizadas para alimentar os animais. Mas nesse processo, somente parte dos nutrientes são absorvidos pelos animais e grande parte é excretada na forma de urina e fezes. Nada faz mais sentido do que utilizar novamente os nutrientes presentes nos dejetos para fertilizar novamente o solo onde serão cultivadas as plantas, fechando assim o ciclo dos nutrientes. Contudo, essa matemática não é simples, e depende de vários fatores.

Geralmente, a concentração de nutrientes presentes nos dejetos não é proporcional à demanda das plantas. Na prática, a dose de dejetos é estimada para suprir aquele nutriente demandado em maior quantidade, como o N, por exemplo. Ou ainda, a quantidade aplicada é muito maior que a necessidade de qualquer elemento pelo simples fato de não haver área disponível para dar destino aos dejetos, tanto na propriedade como nas vizinhanças.

Aliado a isso, alguns desses metais possuem origem na adição de antimicrobianos às rações dos animais, como Cu e Zn, ou mesmo pela contaminação através de medicamentos e desgaste das instalações. Dessa forma, a quantidade de metais pode ter variação significativa de acordo com a origem do resíduo. Por exemplo, a quantidade de Cu e Zn em dejetos de suínos nas unidades de criação de leitões é cerca de cinco a seis vezes maior do que em dejetos oriundos da criação de matrizes em gestação (Moral *et al.* 2008).

Como consequência, a entrada de nutrientes no solo é geralmente maior que a saída, e isso é um problema, especialmente para elementos que tendem a se acumular no solo devido a sua alta reatividade com colóides orgânicos e inorgânicos, como os metais pesados. Metais pesados como Cu, Zn, Cr, Pb, Fe, Mn, Cd, Ni e arsênio (As) são comumente encontrados em dejetos de suínos, bovinos e de aves (Tabela 1). O acúmulo de Cu e Zn em solos com aplicação de dejetos animais tem sido frequentemente estudado no mundo todo, pois são encontrados em concentrações cerca de 10 a 100 vezes maiores que outros metais, como Cr, Pb, Cd, Ni e As (Tabela 1). Por isso, o acúmulo desses últimos metais tem recebido pouca atenção na literatura, especialmente no Brasil. Contudo, diferentemente do Cu e Zn, que são micronutrientes essenciais para as plantas (mas que podem vir a ser tóxicos em altas concentrações), o Cr, Pb, Cd e As não são nutrientes e podem apresentar toxicidade em concentrações bem mais baixas que as observadas para Cu e Zn.

**Tabela 1.** Teores médios de metais pesados presentes em resíduos orgânicos utilizados como fontes de nutrientes na agricultura.

Referência	Animal	Categoria	Cu	Zn	Cr	Pb	Fe	Mn	Cd	Ni	As
			----- mg m <sup>-3</sup> -----								
Zhang et al. (2012)	Ave		52	268	16,6	2,2			0,1		6,2
Ravindran et al. (2017)	Ave		42	330		14,7				1,8	
Ravindran et al. (2017)	Ave		39	384	33,8	89,2				16,7	
Ravindran et al. (2017)	Ave		93	785	6,3					2,7	
Ravindran et al. (2017)	Ave		54	750	32,8	6,3				25,7	
Ravindran et al. (2017)	Ave		134	845	6,3						
Ravindran et al. (2017)	Ave		90	572		24,7					
Ravindran et al. (2017)	Ave		106	697	22,8						
Ravindran et al. (2017)	Ave		73	412							
Ravindran et al. (2017)	Ave		121	822	8,9	107,1					
Ravindran et al. (2017)	Ave		117	763	4,3						
Li et al. (2021)	Ave		62	424	76,2				3,1	28,2	27,2
Nicholson et al. (1999)	Ave		97	378	11,2	3,6			0,4	5,4	9,0

Continua...

**Tabela 1.** Continuação

Referência	Animal	Categoria	Cu	Zn	Cr	Pb	Fe	Mn	Cd	Ni	As
Provolo et al. (2018)	Bovino		21	1.923	28,0			110			
Provolo et al. (2018)	Bovino		26	216	45,0			149			
Zhang et al. (2012)	Bovino		31	119	1,3	1,9			0,4		1,9
Nicholson et al. (1999)	Bovino	Leite	62	209	5,6	5,9			0,3	5,4	1,4
Nicholson et al. (1999)	Bovino	Carne	33	133	4,7	7,1			0,3	6,4	2,6
Pinto et al. (2020)	Bovino		95	313	6,3	9,4			0,3	3,1	8,8
Provolo et al. (2018)	Suíno		459	3.740	12,0			579			
Provolo et al. (2018)	Suíno		295	204	12,0			736			
Zhou et al. (2020)	Suíno		438	624					1,0		
Zhang et al. (2012)	Suíno		959	675	2,7	2,9			46,0		2,7
Lan et al. (2022)	Suíno		167	545		3,2			0,4		
Liu et al. (2019)	Suíno		273	1.991							
Hejna et al. (2019)	Suíno	Terminação	134	1.738							

Continua...

**Tabela 1.** Continuação

Referência	Animal	Categoria	Cu	Zn	Cr	Pb	Fe	Mn	Cd	Ni	As
Hejna <i>et al.</i> (2019)	Suíno	Desmame	160	822							
Clemente; Sáez-Tovar; Bernal (2020)	Suíno		249	3.098		3,0	2.090	578		4,0	
Clemente; Sáez-Tovar; Bernal (2020)	Suíno		269	3.270		6,0	1.117	395		4,0	
Nicholson <i>et al.</i> (1999)	Suíno		351	575	2,8	2,5			0,3	10,4	1,7
Média			170	921	17,0	18,1	1.604	425	4,8	9,5	6,8
Mediana			101	600	10,0	5,9	1.604	487	0,4	5,4	2,7
Desvio padrão			191	960	18,6	32,0	688	253	13,7	9,1	8,2
Mínimo			21	119	1,3	1,9	1.117	110	0,1	1,8	1,4
Máximo			959	3.740	76,2	107,1	2.090	736	46,0	28,2	27,2

## Disponibilidade de metais em solos com aplicação de dejetos

A disponibilidade de metais às plantas e ambientes aquáticos está relacionada a vários fatores intrínsecos do solo, como o material de origem, tipo de solo, tipo de resíduo, teor de argila e matéria orgânica, pH e capacidade de troca de cátions (CTC) do solo. Quando aplicados ao solo, os metais presentes nos dejetos tendem a acumular em diferentes formas. Essas formas podem ser resumidas em solúveis, trocáveis, ligadas a óxidos de Fe, Al e Mn e formas orgânicas, sendo as duas primeiras consideradas prontamente disponíveis às plantas (Wan *et al.*, 2020).

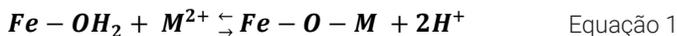
Estudando o acúmulo de metais pesados em solos cultivados com arroz irrigado e adubados com dejetos de suínos ou cama de aviário, Wan *et al.* (2020) observaram aumento nos teores totais de Cd, Pb e As ao longo do tempo, proporcional à dose de dejetos aplicada. Esse mesmo comportamento é observado em outros trabalhos, com o acúmulo de metais pesados no solo sendo proporcional à dose e ao tempo de aplicação de dejetos animais (Formentini *et al.*, 2015; Mallmann *et al.*, 2017).

Estudos realizados na Espanha mostraram potencial contaminante de Cu e Zn, com acúmulo de 4 e 15 kg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> para o Cu e Zn, respectivamente, quando os dejetos foram aplicados na taxa de 210 kg de N.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, enquanto para os demais metais ocorreu incremento de cerca de 260 g.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> de Cd, Co, Cr, Ni e Pb (Moral *et al.*, 2008). Nesse mesmo sentido, em estudo realizado na China, foi estimado que a aplicação anual de 250 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> de dejetos de suínos pode elevar os teores de metais pesados acima dos valores de limite crítico ambiental estabelecidos para aquele país, em 10, 15 e 50 anos para Zn, Cu e Cd, respectivamente (Qian *et al.*, 2018). Já em um estudo realizado em um Latossolo no Sul do Brasil, Mallmann *et al.* (2017) estimaram que a aplicação de doses de 50 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> pode elevar os teores de Cu acima do permitido pela resolução Conama 420 (Conama, 2009) em 29 anos, não havendo problemas com Zn dentro do período de 50 anos. Essa discrepância entre os estudos citados está relacionada a fatores que governam o acúmulo, movimento e disponibilidade de metais pesados. Solos

arenosos, por exemplo, tendem a fixar menores quantidades de metais pesados (Jensen; Larsen; Baket, 2016), permitindo maior mobilidade deles junto à água de drenagem (Hodomihou *et al.*, 2020), indicando que doses menores de dejetos devem ser aplicadas nesses solos.

No solo, os metais pesados são retidos principalmente por ligações químicas e sua disponibilidade é dependente do ligante. Assim, a capacidade de retenção de Cu e Zn em formas pouco disponíveis é maior quanto maior for o conteúdo de argila, carbonatos e matéria orgânica do solo. As argilas apresentam grande capacidade de retenção de Cu e Zn pois apresentam uma grande quantidade de sítios de adsorção, principalmente os oxihidróxidos de Fe, Al e Mn. A matéria orgânica do solo também afeta a disponibilidade destes elementos no solo por atuar como um de seus ligantes (Benedet *et al.*, 2020). Avaliando a afinidade de Cu e Zn a componentes sólidos de solo tratado com dejetos animais ao longo de 10 anos, Benedet *et al.* (2020) observaram alto conteúdo destes dois metais na forma disponível. Este resultado é decorrente da ligação de Cu e Zn com frações orgânicas solúveis, formando compostos com baixa energia de ligação e suscetíveis ao deslocamento ao longo do perfil do solo.

Outros fatores podem afetar a dinâmica e disponibilidade de metais pesados para as plantas, como o pH e a capacidade de troca de cátions do solo. De maneira geral, espera-se que a disponibilidade de Cu, Zn, Mn, Cd, Pb e As em solos aumente com a diminuição do pH, ou seja, será maior em solos mais ácidos. Abaixo é apresentado uma equação química que representa a adsorção de um metal, representado por "M", a um hidróxido de Fe, exemplificando o efeito supracitado (Equação 1).



Por meio dessa equação, verifica-se que com o aumento da concentração de H<sup>+</sup> (redução do pH) a reação química se desloca para a esquerda, favorecendo a presença do metal na solução do solo (M<sup>2+</sup>). Ou seja, aumenta a disponibilidade do metal no solo. Com a diminuição da acidez do solo (aumento do pH), a reação se desloca para a direita, fa-

vorecendo a adsorção do M no óxido de Fe (Fe-O-M), diminuindo assim a disponibilidade do metal.

A CTC indica a capacidade de troca catiônica do solo, que apresenta papel marcante na disponibilidade e mobilidade de metais pesados, e seu aumento indica maior capacidade do solo de adsorver e trocar metais pesados. Os metais pesados, carregados positivamente, são atraídos pela superfície das partículas do solo carregadas negativamente, sendo esse tipo de ligação conhecida como eletrostática e de fácil reversão. Contudo, ao se aproximarem da superfície das partículas de solo, esses metais pesados podem passar de formas tidas como trocáveis para formas adsorvidas quimicamente aos sítios presentes em óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn, como exemplificado na equação 1. Esse tipo de ligação é menos reversível, o que indica redução da mobilidade e disponibilidade do metal no solo (Lombi *et al.*, 2002).

Cabe ressaltar que os teores de metais pesados, bem como as alterações de pH e CTC e, conseqüentemente, da disponibilidade de elementos, são diagnosticados por métodos químicos de análise do solo. Agências reguladoras, como o Conama, utilizam métodos (ácidos em concentrações elevadas e sob altas temperaturas) que extraem uma quantidade muito próxima do total de metais pesados presentes no solo. Esses métodos são provenientes de agências reguladoras dos EUA, também chamados de Usepa 3.050 e Usepa 3.051. Contudo, nem todo metal pesado presente no solo está em formas disponíveis para as plantas e organismos a curto prazo (Drescher *et al.*, 2021). Assim, outros métodos de análise devem ser empregados para diagnosticar a disponibilidade desses elementos no solo, bem como parâmetros devem ser definidos para verificar se esses valores são excessivos a ponto de acarretarem prejuízos para as plantas, organismos do solo e meio ambiente.

Para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, são considerados valores adequados para a correta nutrição das plantas teores acima de 0,4, 0,5 e 5,0 mg.dm<sup>-3</sup> de Cu, Zn e Mn, respectivamente (CQFS, RS/SC, 2016). Tendo esses valores como referência, Tiecher *et al.* (2016a) observaram o incremento nos teores de metais pesados

no solo em mais de 35.000 amostras de solo do norte do Rio Grande do Sul e sudoeste de Santa Catarina, onde mais de 90% das amostras apresentaram teores de Cu e Zn pelo menos duas vezes acima do teor considerado como “Muito alto” pela CQFS-RS/SC (2016). Cabe salientar que essa classificação se refere ao ponto de vista de disponibilidade às plantas, sendo que quanto maior o teor no solo, menor é a probabilidade de resposta à aplicação desses elementos às culturas, sem qualquer relação com os níveis de poluição, mas indica que os teores de Cu e Zn nos solos dessas regiões são superiores à maioria dos solos agrícolas. No entanto, é preciso estabelecer limites de risco ambiental, ou seja, teores no solo acima dos quais o potencial de perdas de Cu e Zn para ambientes aquáticos e o potencial de causar efeitos tóxicos para as plantas aumenta consideravelmente.

As plantas também podem ser boas indicadoras da disponibilidade de metais pesados, haja visto que quanto maior seus teores disponíveis, maiores os teores absorvidos (Marcato *et al.*, 2009; Hodomihou *et al.*, 2020). Por exemplo, no estudo de Wan *et al.* (2020), o aumento nos teores totais de Cd e Pb foi acompanhado pela redução em sua disponibilidade no solo, uma vez que a adição de resíduos orgânicos eleva também os teores de matéria orgânica, importante ligante desses metais, e aumentou o pH, o que favoreceu sua adsorção em formas pouco disponíveis. No entanto, a relação entre os teores de metais pesados disponíveis e o potencial de liberação deste para ambientes aquáticos ainda é de difícil avaliação. Assim, alguns estudos utilizam a extração com água deionizada ou com  $\text{CaCl}_2$   $0,01 \text{ mol.L}^{-1}$ . Benedett *et al.* (2019) verificaram que a aplicação durante 11 anos de dejetos de suínos aumentou a quantidade de Cu e Zn disponível avaliado pelo extrator EDTA, mas também incrementou a quantidade de Cu e Zn extraídos pela solução de  $\text{CaCl}_2$ , o que pode incrementar as perdas para ambientes aquáticos. Essas perdas foram maiores em ambientes que receberam os dejetos na forma de cama sobreposta de suínos em relação ao dejetos líquido de suínos. A maior quantidade de Cu e Zn em local com cama sobreposta se deve à maior quantidade de Cu e Zn aplicada em relação ao dejetos líquido de suíno (Benedett *et al.*, 2019).

No Brasil, o solo é considerado contaminado atualmente quando apresenta teores totais de 200 e 450 mg.kg<sup>-1</sup> de Cu e Zn, respectivamente (Conama, 2009). No entanto, para a avaliação dos limites de metais em solos são usados métodos Usepa 3.050 ou Usepa 3.051, os quais, como já mencionado, extraem maior quantidade de metal do que os extratores de avaliação da disponibilidade para as plantas, por exemplo, HCl 0,1 mol.L<sup>-1</sup>, EDTA e DTPA, entre outros. Assim, o ideal seria avaliar a disponibilidade destes metais através de análise de solo e verificar se esses teores são suficientes para as plantas e seguros para o ambiente. Maiores detalhes podem ser verificados no Capítulo 4 do Volume II desta série de livros, no qual há uma proposta de limite crítico ambiental de Cu e Zn, de acordo com as características do solo. No entanto, para os demais metais pesados presentes no solo ainda não há, para o contexto brasileiro, metodologias de avaliação de disponibilidade para as plantas e ambiente, visto que a maioria desses elementos não é de nutrientes essenciais.

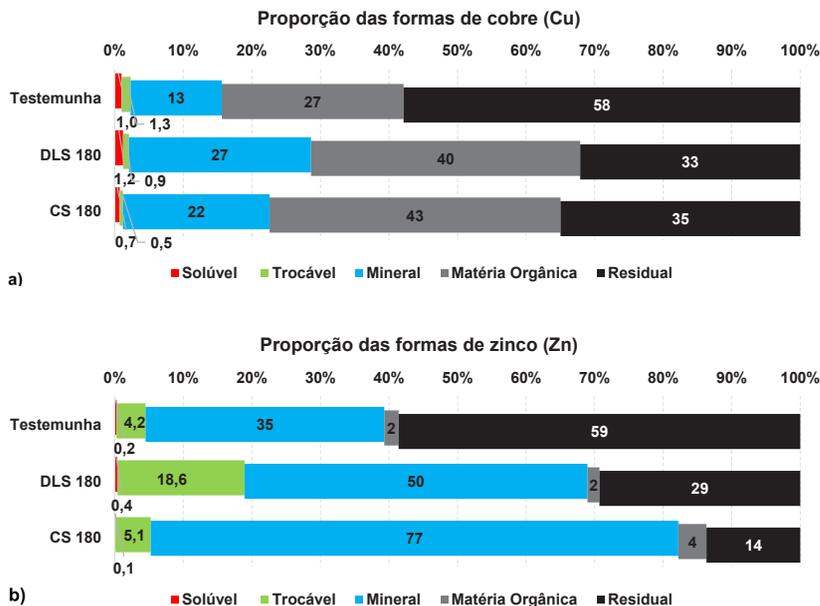
## **Formas de acúmulo de metais em solos com aplicação de dejetos**

As aplicações sucessivas de dejetos de animais em uma mesma área podem ocasionar o acúmulo de metais pesados no solo, podendo inclusive interferir na distribuição das suas frações no solo. A dinâmica dos metais no solo é governada por reações de retenção e de liberação desses elementos entre frações da matriz constituinte da fase sólida do solo (Shaheen *et al.*, 2017; El-Naggar *et al.*, 2019). Essas reações são diretamente influenciadas pelas propriedades físicas e químicas do solo, conforme descrito anteriormente neste capítulo. Além disso, propriedades como potencial redox, dissolução e precipitação de minerais, adsorção e dessorção de íons, complexação, absorção pelas plantas e lixiviação também podem interferir na dinâmica dos metais no solo (Rinklebe; Shaheen, 2014; El-Naggar *et al.*, 2018). Nesse contexto, a adsorção dos metais no solo ocorre primeiramente nos sítios de ligação com maior energia e, em seguida, íons remanescentes são redistribuídos em frações que são retidas com menor energia de ligação e, conseqüentemente, de maior disponibilidade e mobilidade.

Vários são os métodos químicos usados em laboratório para estimar a disponibilidade dos metais presentes no solo para as plantas, microrganismos e a mobilidade no perfil do solo. Os mais usuais são as extrações com reagentes químicos, como os ácidos diluídos (HCl 0,1 M, Mehlich 1 e Mehlich 3), as soluções salinas (CaCl<sub>2</sub>, MgCl<sub>2</sub> e NH<sub>4</sub>OAc) e os agentes quelantes, como o DTPA e o EDTA (Schramel; Michalke; Ketrup, 2000). Porém, para alguns solos, os extratores podem apresentar capacidade limitada de predizer os teores dos metais que podem ser tóxicos para as plantas ou potencialmente transferidos (Brun *et al.*, 1998; Chaignon; Hinsinger, 2003).

O nível de toxicidade dos metais a um determinado ecossistema pode ser regulado pela solubilidade e especiação dos metais pesados que podem ser divididos em várias frações, de acordo com a força de extração de reagentes químicos. Para isso, são usados extratores químicos sequencialmente, removendo os metais das frações mais lábeis até as mais estáveis. Assim, é possível separar a quantidade total do metal nos solos em frações biodisponíveis (solúvel em água e trocável), potencialmente biodisponíveis (ligadas aos argilominerais, óxidos, carbonatos e matéria orgânica) e residuais (estrutura dos minerais), conforme a metodologia proposta por Tessier *et al.* (1979). Com o uso da técnica do fracionamento químico de solos, é possível compreender melhor a dinâmica dos metais em solos com histórico de aplicação de dejetos de animais, onde tem se verificado que os metais se acumulam no solo de maneiras distintas. Por exemplo, o Cu acumula-se preferencialmente na fração ligada à matéria orgânica do solo, enquanto o Zn está predominantemente ligado aos argilominerais (Giroto *et al.*, 2010a; De conti *et al.*, 2013).

Esta tendência de preferência entre as frações em que ocorre o acúmulo de Cu e Zn no solo pode ser observada na Figura 1, oriunda de um estudo de longa duração com a aplicação de dejetos líquidos de suínos e cama sobreposta de suínos. Nesse estudo, observa-se que as sucessivas aplicações de dejetos de animais ocasionam aumento proporcional nas concentrações dos metais em formas mais disponíveis às plantas, principalmente mineral, trocável e matéria orgânica. Por outro lado, ocorre uma significativa redução na proporção de metal retido na fração residual, ou seja, em formas mais recalitrantes e estáveis.



**Figura 1.** Porcentagem relativa de cobre (a) e zinco (b) em cada fração obtida após extração sequencial em relação à soma da quantidade extraída na camada superficial (0-2,5 cm) de solo submetido a aplicações anuais, durante oito anos, de dejetos líquidos de suínos (DLS 180) e cama sobreposta de suínos (CS 180), na dose de 180 kg N.ha<sup>-1</sup>.

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

## Mobilidade de metais em solos com aplicação de dejetos

Solos submetidos à aplicação de dejetos desempenham relevante função ambiental, por atuarem como depurador de elementos químicos, dentre eles os metais pesados, evitando assim a contaminação das águas subsuperficiais. O movimento vertical descendente de metais pesados no perfil do solo é influenciado por vários fatores, com destaque para as propriedades pedológicas do solo, sistema de cultivo, precipitação/taxa de infiltração de água no solo, tempo de aplicação e quantidade aplicada (Burak *et al.*, 2008; Drescher *et al.*, 2021).

A mobilidade dos metais Cu e Zn na grande maioria dos solos é considerada baixa devido à alta reatividade destes metais pesados com os grupos funcionais dos constituintes orgânicos e minerais da fase sólida do solo, o que reflete também em baixa concentração na solução do solo (Bradl, 2004). O potencial de utilização de um solo para descarte de resíduos está intimamente relacionado com a sua capacidade de imobilizar elementos químicos e moléculas. Esta capacidade é diretamente governada pelos atributos físico-químicos da fase sólida, como comentado no tópico anterior.

A concentração de Cu e Zn na solução do solo, que é o compartimento passível de ser lixiviado, normalmente representa uma pequena fração do teor disponível e total presente no solo, sendo esta partição governada por reações de adsorção e dessorção, precipitação e dissolução, complexação e oxirredução (Sposito, 1989; Bradl, 2004). Com o aumento dos teores de metais no solo, a tendência é de que a concentração na solução do solo seja aumentada, elevando a mobilidade no perfil do solo e o risco de transferência por lixiviação, 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 contribuam na migração de elementos químicos no solo (Giroto *et al.*, 2010b; De Conti *et al.*, 2016). Além do potencial da mobilidade, a solubilidade de Cu e Zn apresenta influência direta na disponibilidade e no potencial de toxidez destes metais (Bolan *et al.*, 2003).

A mobilidade do Cu e Zn não é apenas dependente da concentração total na solução do solo, mas também das espécies químicas nela contidas. Isso porque, além das formas livres coordenadas com moléculas de água ( $\text{Cu}^{2+}$  e  $\text{Zn}^{2+}$ ), estes metais pesados podem atuar como cátions centrais, formando complexos e pares iônicos com vários ligantes orgânicos e inorgânicos presentes na solução do solo. A complexação na solução do solo favorece a dessorção e aumenta a mobilidade, pois estas espécies são menos reativas aos coloides do solo em relação às formas livres, contribuindo para os incrementos nos teores em profundidade (Nolan; McLaughlin; Mason, 2003; Pérez-Esteban *et al.*, 2014; De Conti *et al.*, 2016).

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 translocação para camadas mais profundas do solo, elevando o risco de transferência por lixiviação (Weng *et al.*, 2002; Ashworth; Alloway, 2007). Por exemplo, em um Argissolo submetido a 21 aplicações de doses de dejetos líquidos de suínos, De Conti *et al.* (2016) observaram incremento nos teores de Cu na solução do solo até a camada de 40 cm de profundidade, quando aplicadas as maiores doses de dejetos (40 e 80 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>). Nessas mesmas doses, os incrementos nos teores de Zn na solução do solo ocorreram apenas até a camada de 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 complexada a compostos orgânicos dissolvidos (Cu-COD).

O aumento na mobilidade do Cu na presença de carbono orgânico dissolvido, derivado do lodo de esgoto, também foi encontrado por Ashworth e Alloway (2004) em um experimento com colunas de solo. Isso demonstra que o aumento na concentração de ligantes orgânicos na solução do solo favorece a migração de metais pesados no solo, especialmente o Cu. Assim, práticas de manejo, como o revolvimento do solo, que aceleram a oxidação da matéria orgânica do solo tendem a aumentar a mobilidade dos metais pesados no solo.

A migração de Cu e Zn em solos com histórico de aplicação de dejetos de suínos é verificada em vários estudos, diagnosticada pelo incremento dos teores em profundidade, mesmo em solos manejados sob sistema de plantio direto. Estudos sobre a aplicação de dejetos em Argissolos, de forma geral, verificaram incremento nos teores de Cu e Zn disponíveis em profundidades semelhantes (10 cm) (Giroto *et al.*, 2010a; Tiecher *et al.*, 2013; De Conti *et al.*, 2016). Já Lourenzi *et al.* (2016), avaliando um Latossolo com histórico de aplicações de composto orgânico de dejetos líquidos de suínos, encontraram incrementos nos teores de Zn disponível apenas até a camada de 4-8 cm, enquanto o Cu incrementou até a camada de 8-12 cm.

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 por longo período, Mallmann *et al.* (2014; 2017) observaram maior potencial de migração do Zn em relação ao Cu em um Argissolo da região Central do Rio Grande do Sul, atingindo o valor limite para águas subterrâneas ( $1,05 \text{ mg.L}^{-1}$ ) estabelecido pelo Conama (2009), na camada de 0-20 cm, com aproximadamente 100 anos de aplicação ininterrupta de  $80 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}$  de dejetos líquidos de suínos (Mallmann *et al.*, 2014). Nestas simulações de um século, o Cu na solução do solo não atingiria o valor limite para águas subterrâneas ( $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ ) (Conama 2009), porém o acúmulo no solo atingiria o limite de contaminação para solos agrícolas de  $200 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Conama 2009) em aproximadamente 86 anos, considerando a camada arável de 0-20 cm (Mallmann *et al.*, 2014). No caso do Latossolo, as simulações indicam baixo risco de transferência de Cu e Zn por lixiviação, porém o acúmulo de Cu atingiria o limite de contaminação para solos agrícolas ( $200 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) em aproximadamente 29 anos com aplicação de doses elevadas. Estes resultados evidenciam a maior capacidade de retenção de Cu e Zn em solos argilosos. No entanto, o acúmulo destes metais na camada superficial potencializa o risco de transferência por escoamento superficial, sendo fundamental a adoção de práticas conservacionistas de manejo do solo. Por isso, é fundamental o constante diagnóstico dos teores de Cu e Zn disponíveis ao longo do tempo, pois teores elevados podem potencializar as perdas para ambientes aquáticos.

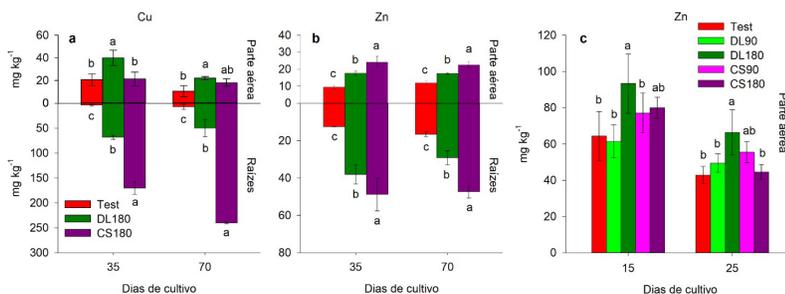
O revolvimento periódico do solo, que ocorre sob sistema convencional de cultivo, promove a homogeneização dos teores de Cu e Zn na camada revolvida. Embora esse manejo retarde a aproximação do teor limite na camada superficial, prolongando a capacidade de suporte do solo para descarte dos dejetos, o revolvimento aumenta a mobilidade dos metais pesados no perfil do solo, além de aumentar a concentração de ligantes orgânicos na solução do solo com o aumento na oxidação da matéria orgânica. Simulações sobre os efeitos do preparo periódico do solo na mobilidade de Cu e Zn indicam que o Zn pode ser transferido para profundidades maiores que 60 cm em Argissolo, quando submetido a aplicações por longos períodos, o que alerta para o risco de contaminação de águas subsuperficiais (Mallmann *et al.*, 2014).

## Efeitos do acúmulo de metais no solo sobre as plantas

O Cu está relacionado a muitos processos fisiológicos e bioquímicos nas plantas, sendo cofator de várias enzimas, atuando no metabolismo da parede celular, participando no transporte de elétrons em cloroplastos e mitocôndrias, na fosforilação oxidativa e na mobilização de ferro, além de ter um importante papel na assimilação de N (Tripathi *et al.*, 2015). O Zn também é um elemento fundamental às plantas, sendo um constituinte estrutural ou cofator regulatório para diferentes enzimas e proteínas, elemento de regulação da anidrase carbônica para fixação de carboidratos, cofator da superóxido dismutase (SOD) e catalase (CAT), protegendo a planta do estresse oxidativo, componente de todas as seis classes de enzimas (oxidoredutases, transferases, hidrolases, liases, isomerases e ligases) e integrante parte da estrutura da Rubisco, atuando em diversas reações bioquímicas no metabolismo fotossintético (Tripathi *et al.*, 2015).

Plantas cultivadas em solos com altos teores disponíveis de Cu e Zn podem absorver e acumular esses elementos em seus tecidos, resultando em respostas negativas, como crescimento lento e clorose foliar (Ambrosini *et al.*, 2015; Girotto *et al.*, 2016; Kabata-Pendias, 2011; Miotto *et al.*, 2014; Tiecher *et al.*, 2016b, 2017). Em condições onde os teores disponíveis de Cu e Zn são altos, as plantas podem acumular estes metais nas raízes, restringindo seu transporte para a parte aérea e evitando efeitos tóxicos. Isso foi observado por Benedet *et al.* (2019) em plantas de aveia-preta que apresentaram elevação nos teores de Cu e Zn nos tecidos, principalmente nas raízes, quando cultivadas em solos adubados por 11 anos com dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos (Figura 2a e 2b). Esse acúmulo excessivo de Cu e Zn nas raízes pode danificar a estrutura das raízes (Ambrosini *et al.*, 2015; Brunetto *et al.*, 2017), o que pode reduzir a absorção de água e nutrientes do solo e, assim, diminuir o crescimento das plantas (Ambrosini *et al.*, 2017). Em termos fisiológicos, altos teores de Cu e Zn nos tecidos provocam aumento na síntese de proteínas e enzimas envolvidas na defesa aos danos oxidativos

(Yang *et al.*, 2011), alteração no transporte de elétrons da fotossíntese e fotoinibição (Cambrollé *et al.*, 2015).



**Figura 2.** Alterações nos teores de Cu (a) e Zn (b) na parte aérea e raízes de aveia-preta cultivada em um solo adubado por 11 anos com dejetos líquidos (DL) e cama sobreposta (CS) de suínos (dose de 180 kg.N.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>), além da testemunha (Test) sem adubação (Benedet *et al.*, 2019); e teores de Zn (c) na parte aérea de aveia-preta cultivada em um solo adubado por 9 anos com dejetos líquidos (DL) e cama sobreposta (CS) de suínos (doses de 90 e 180 kg.N.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>) (Benedet *et al.*, 2016). Tratamentos seguidos da mesma letra em um mesmo dia de cultivo não foram significativamente diferentes pelo teste de Tukey, em p < 0,05. As barras verticais indicam o desvio padrão.

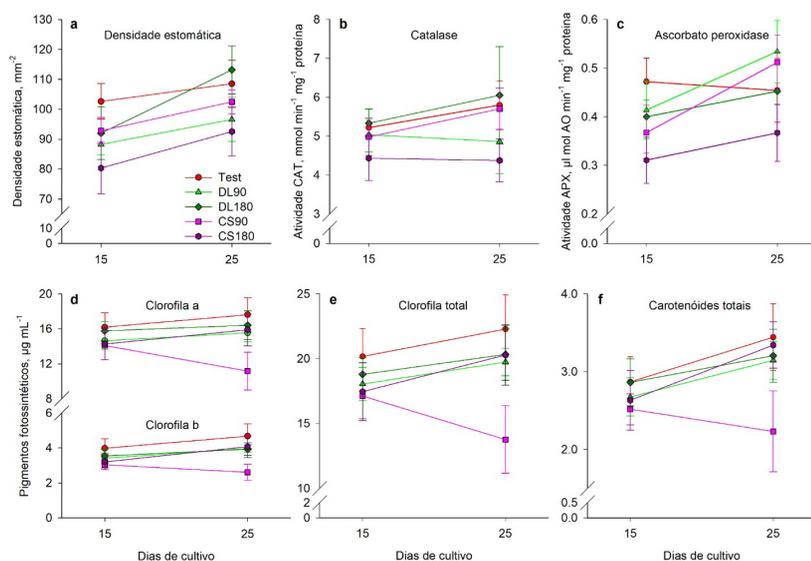
Os sintomas de toxidez gerados pelo excesso de Cu podem variar entre as espécies vegetais. Contudo, geralmente se observa redução no crescimento das raízes com ramificações anormais, espessamento, coloração escura e redução do alongamento, como observado por Ambrosini *et al.* (2015). Na parte aérea, normalmente se observa redução na biomassa e sintomas de clorose, como descrito por Girotto (2013). Além disso, o excesso de Cu em algumas espécies vegetais induz a redução da concentração de Fe na parte aérea, com consequente clorose internerval, como observado por Michaud *et al.* (2008), em ensaios com o cultivo de trigo, e por Girotto *et al.* (2016), em ensaios com o cultivo de aveia preta em solo contaminado por Cu. Isto sugere que os sintomas de clorose nas folhas novas das plantas cultivadas em ambiente com excesso de Cu podem ser uma deficiência induzida de Fe. Além disso, altas concentrações de Cu também podem causar efeitos sobre o metabolismo do N. De acordo com Liorens *et al.* (2000), altos teores de Cu reduzem drasticamente a atividade das enzimas de fixação e assimilação de N (nitrato e nitrito redutases, glutamina sintase e glutamato

sintase), principalmente nas raízes, reduzindo os níveis de N total, nitrato e aminoácidos livres (especialmente glutamina e glutamato) em toda a planta. Desta forma, o excesso de Cu alteraria principalmente a capacidade de assimilar N na forma de nitrato.

Embora essencial às plantas, o Zn em altas concentrações no solo pode causar inibição no crescimento vegetal, danos em raízes, cloroses, redução na taxa fotossintética e do conteúdo de clorofila nas folhas, como observado por Tiecher *et al.* (2016c) em plantas de milho cultivadas em solo com adição de altas doses de Zn. Os sintomas de clorose, devido ao excesso de Zn, assim como ocorre no excesso de Cu, parecem estar associados à deficiência de Fe. O excesso de Zn também pode induzir a formação de espécies reativas de oxigênio, que causam danos em moléculas orgânicas. Embora o Zn não apresente reações de oxirredução, sua presença gera estresse oxidativo através de mecanismos ainda não claramente compreendidos. Altas concentrações de Zn podem causar inibição enzimática. Entretanto, o Zn também pode incrementar significativamente a atividade de outras enzimas, entre as quais são citadas a superóxido dismutase, peroxidases e catalases, o que seria um mecanismo de defesa contra processos de estresse oxidativo.

Apesar de muitos estudos mostrarem que o uso dos dejetos de suínos incrementa a produtividade das lavouras (Berenguer *et al.*, 2008; Wolf *et al.*, 2017; Zhou *et al.*, 2020), outros mostram que o aumento da disponibilidade de Cu e Zn no solo pode afetar negativamente a capacidade produtiva dessas áreas (Feng *et al.*, 2018), principalmente por alterações em alguns parâmetros fisiológicos das plantas cultivadas. Ao avaliarem amostras de solo deformadas e não deformadas, submetidas a 19 aplicações de doses de dejetos de suínos (20, 40 e 80 m<sup>3</sup>.ha), Giroto *et al.* (2013) observaram aumento nos teores disponíveis de Cu e Zn no solo que promovem alterações fisiológicas e visuais no milho. Foi observado aumento da peroxidação lipídica, senescência de folhas, aumento da atividade da enzima ascorbato peroxidase (APX) e diminuição da produção de matéria seca da planta e da atividade da superóxido dismutase, principalmente em doses mais elevadas e com a amostra de solo deformada, o que afetou significativamente o crescimento em altura das plantas de milho.

Em outro estudo, avaliando o crescimento de plantas de milho em solo obtido de experimento conduzido por nove anos com aplicações regulares de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos (na dose de 180 kg.N.ha<sup>-1</sup>), Benedet *et al.* (2016) observaram aumento na concentração de Zn na parte aérea e pequenas mudanças na densidade estomática, conteúdo de clorofila e atividade de APX e catalase (CAT), mas sem efeito ao desenvolvimento da cultura (Figura 3). Embora esses estudos tenham utilizado altas doses de dejetos de suínos, superiores às utilizadas em unidades produtoras de suínos, eles indicam um potencial efeito negativo do acúmulo de Cu e Zn no solo, sua translocação para os tecidos da cultura e a necessidade de manter o controle sobre as doses utilizadas de dejetos de suínos e monitoramento dessas áreas (Couto *et al.*, 2015).



**Figura 3.** Alterações promovidas na densidade estomática (a), atividade das enzimas catalase (CAT) (b) e ascorbato peroxidase (APX) (c) e conteúdo de clorofilas a, b (d) e total (e) e carotenóides totais (f) em aveia-preta cultivada em um solo adubado por nove anos com dejetos líquidos (DL) e cama sobreposta (CS) de suínos (doses de 90 e 180 kg.N.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>), além da testemunha (Test) sem adubação (Benedet *et al.*, 2016). Barras verticais representam o desvio padrão.

## Considerações finais

O incremento nos teores de metais pesados em áreas que recebem a aplicação de dejetos de animais já é uma realidade bastante conhecida, embora ainda sejam escassas as evidências de efeitos tóxicos de metais no crescimento e produtividade das plantas cultivadas nessas áreas. Alguns estudos conduzidos em condições de casa de vegetação já têm demonstrado indícios de alterações fisiológicas e bioquímicas nas plantas. Devido a isso, é fundamental que a aplicação de dejetos nas áreas agrícolas seja realizada com segurança, o que se inicia com o estabelecimento correto da dosagem e segue com o monitoramento periódico dos teores de metais disponíveis em diferentes profundidades ao longo do perfil de solo e, se possível, nas plantas, pois é uma estratégia eficiente para avaliar o risco de contaminação ambiental e do ingresso na cadeia alimentar. Alguns fatores relacionados a características dos solos podem potencializar a migração dos metais e o risco de aporte em águas subterrâneas, a exemplo da aplicação de dejetos em solos rasos, como os Neossolos, solos com lençol freático superficial ou com horizonte superficial arenoso. Além disso, diversos outros fatores intrínsecos ao solo e de difícil manejo afetam a disponibilidade e mobilidade de metais pesados no solo para plantas e para o ambiente.

Para evitar a toxidez em plantas e a contaminação ambiental por excesso de metais pesados aplicados via dejetos de animais, é fundamental intervir na definição da quantidade aplicada ao solo. Para isso, é necessário conhecer os teores presentes nos dejetos, optando pela aplicação de doses e taxas adequadas, evitando aplicações frequentes de doses elevadas. É necessário também reduzir ao máximo a adição de metais, como Cu e Zn, às rações animais, minimizando a contaminação antropogênica dos resíduos. Ainda precisamos definir parâmetros e métodos de análise para monitorar a condição do solo, permitindo saber as condições onde a aplicação de resíduos animais é segura. Corrigir a acidez do solo, elevando seu pH, e adotar manejos que visem a manutenção ou aumento da matéria orgânica do solo, garantindo uma condição de máxima adsorção em formas pouco disponíveis, também são

estratégias a serem adotadas. Por fim, em condições onde o problema de contaminação por metais pesados já está instalado, é necessário encontrar soluções para a manutenção da atividade agrícola, dentre elas a aplicação de condicionadores de solo e práticas de manejo conservacionista. Essas medidas contribuem para controlar e evitar problemas provenientes do acúmulo desses metais no solo, permitindo a manutenção dos sistemas produtivos e minimizando os impactos ambientais.

## Referências

- AMBROSINI, V. G. *et al.* Reduction of copper phytotoxicity by liming: a study of the root anatomy of Young vines (*Vitis labrusca* L.). **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 96, p. 270-280, 2015.
- AMBROSINI, V. G. *et al.* Liming as an ameliorator of copper toxicity in black oat (*Avena strigosa*). **Journal of Plant Nutrition**, v. 40, p. 404-416, 2017.
- 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.
- 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.
- BENEDET, L. *et al.* Physiological changes in maize grown in soil with copper and zinc accumulation resulting from the addition of pig slurry and deep litter over 10 years. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 227, p. 401-416, 2016.
- BENEDET, L. *et al.* Copper and zinc in rhizosphere soil and toxicity potential in white oats (*Avena sativa*) grown in soil with long-term pig manure application. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 230, p. 1-10, 2019.
- BENEDET, L. *et al.* Copper and Zn distribution in humic substances of soil after 10 years of pig manure application in south of Santa Catarina, Brazil. **Environ. Environmental Geochemistry and Health**, v. 42, p. 3281–3301, 2020.
- BERENQUER, P. *et al.* Copper and zinc soil accumulation and plant concentration in irrigated maize fertilized with liquid swine manure. **Waste Management**, v. 100, p. 1056-1061, 2008.

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.

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.

BRUN, L. A. *et al.* Relationships between extractable copper, soil properties and copper uptake by wild plants in vineyard soils. **Environmental Pollution**, v. 102, n. 2-3, p. 151-161, 1998.

BRUNETTO, G. *et al.* Heavy metals in vineyards and orchard soils. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 39, p. e-263, 2017.

BURAK, D. L. *et al.* Metais pesados em solos: aspectos gerais. In: POLANCZYK, R. A. *et al.* (org.). **Estudos avançados em produção vegetal**. Vitória, ES, 2008, v. 32, p.571-592.

CAMBROLLÉ, J. *et al.* Evaluating wild grapevine tolerance to copper toxicity. **Chemosphere**, v. 120, p. 171-178, 2015.

CHAIGNON, V.; HINSINGER, P. A biotest for evaluating copper bioavailability to plants in a contaminated soil. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, p. 824-833, 2003.

CLEMENTE, R.; SÁEZ-TOVAR, J. A.; BERNAL, M. P. Extractability, Distribution Among Different Particle Size Fractions, and Phytotoxicity of Cu and Zn in Composts Made With the Separated Solid Fraction of Pig Slurry. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 4, 2020. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.00002>

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.

COUTO, R. R. *et al.* Accumulation and distribution of copper and zinc in soils following the application of pig slurry for three to thirty years in a microwatershed of southern Brazil. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 62, p. 593-616, 2015.

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.

DRESCHER, G. L. *et al.* Copper and Zinc fractions and adsorption in sandy soil with long-term pig manure application. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 68, n. 14, p. 1930-1946, 2022. DOI: 10.1080/03650340.2021.1941904

EI-NAGGAR, A. *et al.* Biochar affects the dissolved and colloidal concentrations of Cd, Cu, Ni, and Zn and their phytoavailability and potential mobility in a mining soil under dynamic redox-conditions. **Science of the Total Environment**, v. 624, p. 1059-1071, 2018.

EI-NAGGAR, A. *et al.* Release dynamics of As, Co, and Mo in a biochar treated soil under pre-definite redox conditions. **Science of the Total Environment**, v. 657, p. 686-695, 2019.

FENG, Z. *et al.* Environmental pollution induced by heavy metal(loid)s from pig farming. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, p. 103-113, 2018.

FERREIRA, G. W. *et al.* Soil aggregation indexes and chemical and physical attributes of aggregates in a Typic Hapludult fertilized with swine manure and mineral fertilizer. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 10, p. 1-17. 2021.

FORMENTINI, T. A. *et al.* Copper and zinc accumulation and fractionation in a clayey Hapludox soil subject to long-term pig slurry application. **Science of the Total Environment**, 536:831-839, 2015.

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.

GIROTTI, E. *et al.* Triggered antioxidante defense mechanism in maize grown in soil with accumulation of Cu and Zn due to intensive application of pig slurry. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 93, p. 145-155, 2013.

GIROTTI, E. *et al.* Biochemical changes in black oat (*Avena strigosa* schreb) cultivated in vineyard soils contaminated with copper. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 103, p. 199-207, 2016.

HEJNA, M. *et al.* Evaluation of concentration of heavy metals in animal rearing system. **Italian Journal of Animal Science**, v. 18, n. 1, p. 1372-1384, 2019. <https://doi.org/10.1080/1828051X.2019.1642806>

HODOMIHOU, N. R. *et al.* Zinc speciation in organic waste drives its fate in amended soils. **Environmental Science and Technology**, v. 54, p. 12034-12041, 2020.

JENSEN, J.; LARSEN, M. M.; BAK, J. National monitoring study in Denmark finds increased and critical levels of copper and zinc in arable soils fertilized with pig slurry. **Environmental Pollution**, v. 214, p. 334-340, 2016.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace-elements in soils and plants**. Boca Raton, FL: CRC Press, 2011.

LAN, W. *et al.* Effects of Application of Pig Manure on the Accumulation of Heavy Metals in Rice. **Plants**, v. 11, n. 2, 207, 2022. <https://doi.org/10.3390/plants11020207>

LI, H.; WU, W.; MIN, X. *et al.* Immobilization and assessment of heavy metals in chicken manure compost amended with rice straw-derived biochar. **Environmental Pollutants and Bioavailability**, v. 33, p. 1-10, 2021.

LIORENS, N. *et al.* Effects of copper exposure upon nitrogen metabolism in tissue cultured *Vitis vinifera*. **Plant Science**, v. 160, p. 159-163, 2000.

LIU, C. *et al.* Biogas production and metal passivation analysis during anaerobic digestion of pig manure: effects of a magnetic Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>/FA composite supplement. **Royal Society Chemistry Advances**, v. 9, p. 4488-4498, 2019. <https://doi.org/10.1039/C8RA09451A>

LOMBI, E. *et al.* In situ fixation of metals in soils using bauxite residue: chemical assessment. **Environmental Pollution**, v. 118, p. 435-443, 2002.

LOURENZI, C. R. *et al.* Atributos químicos de Latossolo após sucessivas aplicações de composto orgânico de dejetos líquido de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 233–242, 2016.

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.

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.

MARCATO, C. E. *et al.* Bioavailability of Cu and Zn in raw and anaerobically digested pig slurry. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, p. 1538-1544, 2009.

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

MICHAUD, A. M.; CHAPPELLAZ, C.; HINSINGER, P. Copper phytotoxicity affects root elongation and iron nutrition in durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.). **Plant and Soil**, v. 310, p. 151-165, 2008.

MIOTTO, A. *et al.* Copper uptake, accumulation and physiological changes in adult grapevines in response to excess copper in soil. **Plant and Soil**, v. 374, p. 593-610, 2014.

MORAL, R. *et al.* Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. **Waste Management**, v. 28, p. 367-371, 2008.

NICHOLSON, F. A. *et al.* Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. **Bioresource Technology**, v. 70, n. 1, p. 23-31, Oct. 1999.

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.

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.

PINTO, K. R. *et al.* Bioavailability and Solubility of Heavy Metals and Trace Elements during Composting of Cow Manure and Tree Litter. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2020, ID 5680169, 2020. <https://doi.org/10.1155/2020/5680169>

PROVOLO, G. *et al.* Effect of Pig and Cattle Slurry Application on Heavy Metal Composition of Maize Grown on Different Soils. **Sustainability**, v. 10, n. 8, p. 2684, 2018. <https://doi.org/10.3390/su10082684>

QIAN, X.; WANG, Z.; SHEN, G. *et al.* Heavy metals accumulation in soil after 4 years of continuous land application of swine manure: a field-scale monitoring and modeling estimation. **Chemosphere**, v. 210, p. 1029-1034, 2018.

RAVINDRAN, B. *et al.* Assessment of nutrient quality, heavy metals and phytotoxic properties of chicken manure on selected commercial vegetable crops. **Heliyon**, v. 3, n. 12, art. no. e00493, 2017.

RINKLEBE, J.; SHAHEEN, S. M. Assessing the mobilization of cadmium, lead, and nickel using a seven-step sequential extraction technique in contaminated floodplain soil profiles along the central Elbe River Germany. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 225, p. 2039, 2014.

SHAHEEN, S. M.; RINKLEBE, J. Sugar beet factory lime affects the mobilization of Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, and Zn under dynamic redox conditions in a contaminated floodplain soil. **Journal of Environmental Management**, v. 186, p. 253-260, 2017.

SCHRAMMEL, O.; MICHALKE, B.; KETTRUP, A. Study of the copper distribution in contaminated soils of hop fields by single and sequential extraction procedures. **Science of the Total Environment**, v. 263, n. 1-3, p. 11-22, 2000.

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

TESSIER, A.; CAMPBELL, P. G. C.; BISSON, M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. **Analytica Chimica Acta**, v. 51, p. 844-851, 1979.

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, *et al.* **Evolução e estado da fertilidade do solo no Norte do Rio Grande do Sul e Sudoeste de Santa Catarina.** Porto Alegre: UFRGS, 2016a.

TIECHER, T. L. *et al.* Effects of zinc addition to a copper-contaminated vineyard soil on sorption of Zn by soil and plant physiological responses. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 129, p. 109-119, 2016b.

TIECHER, T. L. *et al.* The potential of Zea mays L. in remediating copper and zinc contaminated soils for grapevine production. **Geoderma**, v. 262, p. 52–61, 2016C.

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.

TRIPATHI, D. K. *et al.* Micronutrients and their diverse role in agricultural crops: advances and future prospective. **Acta Physiologiae Plantarum**, v. 37, n. 7, p. 1-14, 2015.

WAN, Y.; HUANG, Q.; WANG, Q. *et al.* Accumulation and bioavailability of heavy metals in an acid soil and their uptake by paddy rice under continuous application of chicken and swine manure. **Journal of Hazardous Materials**, v. 384, p. 121293, 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.

WOLF, M, *et al.* Copper/Zinc Bioaccumulation and the effect of phytotoxicity on the growth of lettuce (*lactuca sativa* L.) in noncontaminated, metal-contaminated and swine manure-enriched soils. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 228, p. 152, 2017.

YANG, Y.; SUN, C.; YAO, Y. *et al.* Growth and physiological responses of grape (*Vitis vinifera* “Comber”) to excess zinc. **Acta Physiologiae Plantarum**, v. 33, p. 1483-1491, 2011.

ZHANG, F; Li, Y.; YANG, M.; LI, W. Content of Heavy Metals in Animal Feeds and Manures from Farms of Different Scales in Northeast China. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 9, p. 2658-2668, 2012.

ZHOU, C.; Ma, Q.; Yu, W. *et al.* Accumulation of heavy metals in soil and maize after 17-year pig manure application in Northeast China. **Plant, Soil and Environment**, v. 66, p. 65-72, 2020.

## CAPÍTULO 6

---

# **Propriedades físicas do solo submetido a sucessivas aplicações de dejetos de animais**

*Arcângelo Loss, Rogério Gonzatto, Miriam Fernanda Rodrigues, Milton da Veiga, José Luiz Rodrigues Torres, Guilherme Wilbert Ferreira, Cristiano Santos e Álvaro Luiz Mafra*

### **Introdução**

O aproveitamento dos dejetos animais como fertilizantes é uma opção para melhoria dos solos em áreas de cultivo, o que tradicionalmente se baseia na adição de nutrientes e carbono orgânico, com benefícios no crescimento e produtividade das plantas (Du *et al.*, 2020; Loss *et al.*, 2021, 2022). Além da recomendação desses materiais como adubos orgânicos, busca-se também compreender sua contribuição para a qualidade física do solo, já relatada em condições da América do Norte, Europa e Ásia (Khaleel; Reddy; Overcash, 1981). Dessa forma, na região Sul do Brasil, onde se concentra a maior parte da produção animal do país, especialmente suínos, aves e gado leiteiro (IBGE, 2017), tem-se a geração e acúmulo de grandes volumes de dejetos animais. Esses dejetos têm potencial para melhorar as propriedades edáficas (Loss *et al.*, 2019; 2022). Dessa forma, busca-se conhecer melhor os efeitos desses resíduos orgânicos nas condições estruturais e na distribuição de poros das áreas que os recebem (Arruda *et al.*, 2010; Scheid *et al.*, 2020), que

podem ter suas propriedades mecânicas e hídricas afetadas (Andrade *et al.*, 2019). Além disso, a pesquisa também tem reportado que solos que receberam sucessivas aplicações de dejetos animais ao longo dos anos podem apresentar alterações na sua agregação (Comin *et al.*, 2013, Loss *et al.*, 2017, 2021; Santos *et al.*, 2022). Somado a isso, temos a importância agronômica, ligada ao aumento da capacidade produtiva das terras (Wang *et al.*, 2016; Rayne e Aula, 2020), sendo esse conhecimento fundamental para avaliar aspectos ambientais, entre os quais a magnitude da erosão e poluição que ocorrem a partir das áreas com esse manejo, ou mesmo a possibilidade de uso para evitar a degradação ou para recuperar solos degradados (Yague *et al.*, 2016; Hoover *et al.*, 2019; Antoneli *et al.*, 2019).

Os efeitos dos dejetos animais sobre as propriedades físicas do solo podem variar conforme a qualidade e quantidade do material utilizado, sendo a maioria dos estudos na região Sul do Brasil relacionada com dejetos líquido de suínos (Agne e Klein, 2014; Santos *et al.*, 2022), cama de aves (Barbosa *et al.*, 2015) e dejetos bovinos (Mellek *et al.*, 2010; Loss *et al.*, 2021), o que se relaciona com a predominância dessas criações animais no cenário econômico, com grande produção de resíduos. Outros aspectos importantes a considerar sobre a qualidade do solo que podem interferir nesses efeitos são as condições ambientais, como clima, tipo de solo, relevo e manejo adotado, como sistemas de preparo e de culturas (Oliveira, Lima, Jan Verburg, 2015). Outro fator importante é o tempo de aplicação, visto que muitas áreas agrícolas tradicionais recebem por muitos anos cargas sucessivas desses materiais (Rauber *et al.*, 2018). Diante deste cenário, pretendemos com este capítulo reunir e sistematizar as principais informações sobre o tema. O objetivo do trabalho é descrever as mudanças na qualidade física do solo em resposta à aplicação de dejetos animais, com base nas características desses resíduos orgânicos, e identificar as possíveis alterações nas propriedades físicas do solo ao longo do tempo de sua aplicação em situações de cultivo agrícola.

## **Características dos dejetos animais que afetam as propriedades físicas do solo**

O solo é um sistema aberto que está sujeito à ação de fatores bióticos e abióticos. Estes fatores contribuem para aumentar a complexidade das interações que naturalmente ocorreriam após a aplicação de dejetos animais. Deve-se destacar que a intensidade e a velocidade com que as modificações nas propriedades físicas e químicas do solo ocorrem dependerão da dose e das características dos dejetos, do tipo de solo, do clima, além do modo e a frequência de aplicação. O estado da arte nos mostra que o conhecimento sobre os efeitos da aplicação de dejetos animais ao longo dos cultivos sobre as propriedades físicas do solo ainda é parco no Brasil, sobretudo em sistemas intensivos de produção, conduzidos em contrastantes tipos de solo e sob condições de clima tropical e subtropical.

A quantidade e qualidade de dejetos produzidos por suínos, aves e bovinos ao longo do ciclo de produção é dependente da quantidade e composição da matéria seca (MS) ingerida, digestibilidade da dieta e concentração de nutrientes, tamanho, idade e tipo do animal, condições climáticas, sistema de manejo, tipo de cama usada e forma de limpeza (Morse, 1994). De maneira geral, esses dejetos podem apresentar concentrações de MS de 2,5 a 3,5% em dejetos líquidos e até 89% em cama de aves. Quanto maior a concentração de MS, maior o teor de nutrientes dos dejetos (Konzen; Alvarenga, 2005; Konzen, 2000; Gatiboni; Nicoloso, 2019).

Os dejetos animais são resíduos orgânicos constituídos principalmente de fezes, urina, restos de alimentação e água residuária das instalações. Ricos em macronutrientes (Tabela 1) e micronutrientes, os dejetos possuem elevado potencial fertilizante, e por isso a sua aplicação direta no solo como fonte de nutrientes às plantas é uma das práticas amplamente utilizadas nas regiões produtoras (Konzen, 2005; Gatiboni; Nicoloso, 2019). Ao reincorporar os dejetos ao sistema produtivo agropecuário como fonte de nutrientes às plantas, é possível maximizar a eficiência do sistema, além de aliviar seu passivo ambiental e a partir dessas sucessivas aplicações de dejetos animais ao solo, mudanças nas propriedades físicas do solo podem ocorrer.

**Tabela 1.** Teores médios de carbono orgânico (C-org), nutrientes (N-total, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, K<sub>2</sub>O, Ca e Mg) e matéria seca (MS) de alguns dejetos de animais.

Tipos de dejetos	MS	C-org	..... % (m/m) <sup>(1)</sup> .....					Mg
			N-total	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	Ca		
Cama de frango (3 e 4 lotes)	75	30	3,2	3,5	2,5	4,0	0,8	
Cama de frango (7 e 8 lotes)	75	25	3,8	3,0	3,5	4,5	0,9	
Dejeto sólido de bovinos	20	20	1,5	1,4	1,5	0,8	0,5	
Dejeto sólido de suínos	25	30	2,1	2,8	2,9	2,8	0,8	
..... kg m <sup>-3</sup> .....								
Dejeto líquido de bovinos	4	13	1,4	0,8	1,4	1,2	0,4	
Dejeto líquido de suínos	3	9	2,8	2,4	1,5	2,0	0,8	

<sup>(1)</sup> Concentração calculada com base em material seco em estufa a 65° C; m/m= relação massa/massa.  
 Fonte: adaptado de Comissão de Química e Fertilidade do Solo (2016).

Destaca-se que a constituição dos dejetos animais (Tabela 1) podem ter influência direta e de curto prazo no comportamento físico do solo por afetarem o potencial elétrico dos colóides, o que pode ocasionar efeito sobre a flocculação ou dispersão das partículas (Homem *et al.*, 2012). Além disso, a adição de dejetos animais pode modificar a dinâmica da matéria orgânica nativa do solo e atividade biológica, que inclui micro, meso e macrofauna, bem como o crescimento de raízes, em resposta aos compostos orgânicos adicionados (Bertagnoli *et al.*, 2020). Estes constituintes interferem nos fluxos de energia e elementos como carbono (C) e nutrientes no sistema (Braida *et al.*, 2011), sendo relatadas interações entre quantidade e frações de C (Comin *et al.*, 2013; Andrade *et al.*, 2016) e o comportamento físico do solo. Nesse sentido, podem ser esperadas, a médio e longo prazo, alterações na densidade do solo, na formação, estabilidade e tamanho dos agregados e na quantidade, distribuição de tamanho e continuidade dos poros (Comin *et al.*, 2013; Loss *et al.*, 2017; Freitas *et al.*, 2018; Loss *et al.*, 2021). Como consequência, podem ocorrer mudanças na capacidade de infiltração e armazenamento de água, na consistência e em outras propriedades mecânicas do solo, assim como na resistência do solo à erosão (He *et al.*, 2018; Guo *et al.*, 2019).

Além de macronutrientes primários, como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), os dejetos animais contêm outros nutrientes, como ferro (Fe), zinco (Zn), manganês (Mn), cobre (Cu), boro (B), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), e um elevado teor de matéria orgânica (Franco *et al.*, 2006, Tabela 1). Além disso, componentes não digeridos da ração que são excretados pelos animais contêm de 55 a 95% do N e 70% do P ingeridos (Menzi *et al.*, 2010). Esta composição contribui para aumentar os conteúdos de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e matéria orgânica no solo (MOS) e, conseqüentemente, a disponibilidade de N e conteúdo de K, Ca e Mg trocáveis no solo. Além disso, promove o aumento do pH e da saturação por bases e diminui a saturação por alumínio (Lourenzi *et al.*, 2011; Brunetto *et al.*, 2012).

A MS dos dejetos animais (Tabela 1) é formada principalmente por C orgânico e macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg), além dos micronutrientes (Mn, Fe, Zn, Cu e B) em concentrações variadas (Miyazawa; Bar-

bosa, 2015; Konzen, 2000, CQFS RS/SC, 2016). Assim, a aplicação desses dejetos ao solo afeta processos físicos, como a retenção de água, a densidade, porosidade, pH, capacidade tampão, infiltração de água e aeração do solo (Roscoe; Mercadante; Salton, 2006; Abbruzzini, 2011; Loss *et al.*, 2019; 2022), importantes para a agregação do solo (Veiga *et al.*, 2012; Loss *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2022) e quantidade e manutenção de macroagregados (Yagüe *et al.*, 2012; Ferreira *et al.*, 2021; Loss *et al.*, 2021; Santos *et al.*, 2022). O efeito na agregação e estabilidade de agregados é mais pronunciado com a aplicação de materiais com maior relação C:N, como a cama de frango (Assis Valadão e Benedet, 2011; Comin *et al.*, 2013), sendo semelhantes ao cultivo de espécies com alta densidade de raízes fasciculadas, como as gramíneas (Lunardi Neto *et al.*, 2008).

No cultivo do solo sob o sistema plantio direto (SPD), o qual é bastante utilizado na região Sul do Brasil, a aplicação de dejetos animais ao solo melhora a produção e favorece o aumento da MOS. Consequentemente, também melhoram-se as propriedades físicas do solo através da adição de nutrientes e MOS, que afetam a atividade microbiana e enzimática do solo. Assim, minimizam os efeitos adversos da emissão do C e N para a atmosfera por volatilização através da retenção de C e N por microrganismos, biomassa vegetal e agregados do solo (Quadro *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2012; Loss *et al.*, 2019; Francisco *et al.*, 2021).

A maior adição de MS e C decorrentes da aplicação dos dejetos animais, principalmente os dejetos sólidos (Tabela 1), refletirá principalmente na formação de agregados maiores e mais estáveis. Somado a estes efeitos, devido aos nutrientes presentes nos dejetos, também teremos aumento da adição de MS radicular e aérea das plantas e, assim, maior será o efeito nas propriedades físicas do solo devido ao sistema radicular, aproximando as partículas de solo e favorecendo a cimentação através da liberação de exsudatos. Os compostos orgânicos derivados da decomposição de resíduos vegetais da parte aérea ou mesmo de raízes em senescência, bem como derivados dos resíduos orgânicos, também poderão contribuir na cimentação dos agregados (Amezqueta, 1999; Six *et al.*, 2004; Tivet *et al.*, 2013).

Todavia, existem alguns trabalhos que mostram o efeito negativo da adição dos dejetos animais sobre os atributos físicos do solo. Isso ocorre porque a adição de dejetos suínos pode causar alterações químicas no solo, tais como a dispersão da argila em função do aumento das cargas negativas no solo. Mas isso depende muito do tipo de solo, taxa de precipitação após a aplicação, quantidade de dejetos aplicada e tempo entre as aplicações (Zhou *et al.*, 2013; Barbosa *et al.*, 2015; Loss *et al.*, 2021). De maneira geral, a quantidade de MS, relação C:N, C orgânico e macronutrientes que os dejetos animais contêm afetam positivamente as propriedades físicas do solo. A seguir, destacaremos os principais efeitos do uso dos dejetos animais em algumas propriedades físicas do solo.

## **Propriedades físicas de solos com histórico de uso de dejetos animais**

### **Densidade**

A densidade do solo ( $D_s$ ) é determinada conjuntamente pela densidade das partículas minerais e orgânicas que o compõem e pelo arranjo estrutural dessas partículas, que estabelece a proporção do volume ocupado pelos sólidos e pelos poros na massa de solo. De forma geral, ela é maior nos solos onde predominam partículas minerais mais grosseiras (solos arenosos), que apresentam menor volume de poros do que quando as partículas são mais finas (solos argilosos), e menor nos solos com maior teor de matéria orgânica, em função desta apresentar menor densidade de partículas. Considerando que a participação dos constituintes minerais do solo não é alterada substancialmente com o tempo, as alterações na densidade das partículas só são observadas quando há acréscimo ou redução do teor de MOS, que ocorre respectivamente quando há maior ou menor aporte de material orgânico do que a taxa de mineralização.

Um solo originalmente com 3% de MOS, 15% de óxidos de ferro e 82% de aluminossilicatos em base de massa apresentaria uma densidade ponderada de partículas de  $3,00 \text{ g.cm}^{-3}$  e, em base de volume do material na fase sólida, respectivamente, 6,0, 8,0 e 86,1% desses cons-

tituintes. Com adições de fontes de matéria orgânica e técnicas de manejo que resultem, num determinado período, em aumento do teor de matéria orgânica para 5% em base de massa, a densidade ponderada de partículas reduziria para  $2,98 \text{ g.cm}^{-3}$  e o volume de material na fase sólida alteraria para, respectivamente, 9,8, 7,8 e 82,4%. Considerando-se que esse solo tenha 50% de poros e mantenha essa percentagem ao final do período, a Ds reduziria em aproximadamente 2% somente pelo efeito de volume ocupado pela matéria orgânica na fase sólida do solo.

O aumento do teor MOS e concomitante redução na densidade na camada superficial do solo pela aplicação de dejetos foi observado na maioria dos estudos com aplicação de altas doses de dejetos ou de compostos, associados ou não à aplicação de adubos minerais (Barzegar; Yousefi; Daryashenas, 2002; Zhao *et al.*, 2009; Schjonning; Christensen; Carstensen, 1994; Phullan *et al.*, 2017; Tiarks; Mazurak; Chesnin, 1974; Are *et al.*, 2018; Blanco-Canqui; Hergert; Nielsen, 2015; Bhattacharyya *et al.*, 2007; Agbede; Ojeniyi; Adeyemo, 2008; Darwish *et al.*, 1995; Hati *et al.*, 2006; Celik; Ortas; Kilic, 2004; Bandyopadhyay *et al.*, 2010). Contudo, em apenas um estudo foi relatado redução na densidade das partículas do solo com a aplicação de altas doses de cama de bovinos, de  $2,63 \text{ g.cm}^{-3}$  para  $2,50 \text{ g.cm}^{-3}$ , com concomitante aumento do teor de C orgânico de 2% para 5% (Tiarks; Mazurak; Chesnin, 1974).

Por outro lado, a aplicação de dejetos em doses para fornecimento de nutrientes, complementados com adubação mineral para atingir as necessidades das culturas, geralmente não altera significativamente a Ds (Veiga *et al.*, 2007; 2012; Rees *et al.*, 2014). O mesmo ocorre quando os dejetos são aplicados na forma de dejetos diluídos em água, devido ao baixo percentual de matéria orgânica no material (Arruda *et al.*, 2010; Oliveira; Pinheiro; Veiga, 2014; Alencar *et al.*, 2015; Lunardi Neto *et al.*, 2008).

O efeito sobre MOS e Ds também depende da textura do solo, sendo mais pronunciado nos solos de textura argilosa do que nos de textura arenosa (Darwish; Persaud; Martens, 1995), por apresentarem maior proteção física à decomposição da matéria orgânica. Deve-se considerar, também, que a adição de dejetos aumenta a produção de MS das culturas (Du *et al.*, 2020; Phullan *et al.*, 2017), potencializando o efeito sobre o aumento do teor de matéria orgânica e redução da Ds.

## Porosidade

O aumento no teor de MOS, que ocorre com a aplicação de elevadas doses de dejetos, também atua no sentido de promover a agregação das partículas minerais e formar agregados, bem como de estabilizar essa nova estrutura (Haynes; Naidu, 1998; Hati *et al.*, 2008; Bandyopadhyay *et al.*, 2010). Esse rearranjo estrutural promove a formação de porosidade intra e interagregados, que pode resultar em aumento ou redução na proporção do volume ocupado por constituintes sólidos e de vazios no solo, este último mais conhecido como porosidade. Adicionalmente, os constituintes orgânicos do solo, principalmente o húmus estável, apresentam maior capacidade de reter água em maiores tensões, o que resulta em maior porosidade do solo nas determinações a partir da curva de retenção de água.

A maior parte dos estudos sobre o efeito da aplicação de dejetos no solo observou aumento da porosidade total (Schjonning *et al.*, 1994; Zhao *et al.*, 2009; Agbede; Ojeniyi; Adeyemo, 2008; Agbede; Adekiya; Efeidiyi, 2017; Haynes; Naidu, 1998), estando relacionado tanto ao aumento do volume de macroporos (interagregados) (Marinari *et al.*, 2010; Seguel *et al.*, 2013; Celik; Ortas; Kilic, 2004) quanto ao volume de microporos (intragregados) (Hati *et al.*, 2008; Alencar *et al.*, 2015). Marinari *et al.* (2010) observaram que o aumento de macroporos no solo tratado com fertilizante orgânico deveu-se, principalmente, ao aumento dos poros alongados, considerados muito importantes tanto para as relações solo-água quanto para a manutenção da boa estrutura do solo.

No estudo de Comin *et al.* (2013), que avaliaram as propriedades físicas do solo após oito anos de adição de dejetos suínos em SPD, a aplicação de dejetos líquidos suínos (DLS) não alterou as propriedades físicas e os teores C orgânico total do solo (COT), enquanto a aplicação de cama sobreposta de suínos (CSS) aumentou os teores de COT e diminuiu a Ds em profundidades de até 10 cm. Os autores relataram ainda que a aplicação da CSS também favoreceu a formação de agregados com diâmetro > 4 mm, com conseqüente aumento da macroporosidade nas camadas de 0-5 cm e 15-20 cm.

Por outro lado, em vários estudos não foi observada alteração significativa na porosidade do solo (Lunardi Neto *et al.*, 2008; Veiga *et al.*, 2007; Arruda *et al.*, 2010; Veiga *et al.*, 2012; Rees *et al.*, 2014; Oliveira; Pí-nheiro; Veiga, 2014; Alencar *et al.*, 2015), o que pode estar associado tanto às doses aplicadas quanto à concentração de material orgânico no dejetos e ao sistema de preparo do solo utilizado para sua incorporação.

### **Compactação do solo**

A compactação do solo representa um grande desafio para a agricultura moderna (Hamza; Anderson, 2005; Pandey *et al.*, 2021), sendo uma das maiores causas de problemas relacionados ao desenvolvimento radicular e baixa produtividade das culturas agrícolas (Correa *et al.*, 2019). O uso excessivo de máquinas, cultivo intensivo, falta de rotação de culturas, pastoreio intensivo e manejo inadequado do solo levam à compactação. A compactação do solo ocorre em uma ampla variedade de solos e climas. É exacerbado pelo baixo teor de MOS e uso de preparo do solo ou pastagem em solo com alta umidade. A compactação do solo aumenta a resistência do solo à penetração de raízes e diminui a fertilidade física do solo através da diminuição do armazenamento e fornecimento de água e nutrientes, o que leva à necessidade adicional de fertilizantes e aumenta o custo de produção. Uma sequência prejudicial, então, ocorre do crescimento reduzido da planta, levando a menores entradas de matéria orgânica fresca no solo, redução da reciclagem de nutrientes e mineralização, atividades reduzidas de microrganismos e aumento do desgaste e rasgo nas máquinas de cultivo (Hamza; Anderson, 2005).

Como resultado da compactação do solo, pode-se observar aumento da  $D_s$ , diminuição na porosidade do solo e aumento na resistência à penetração de raízes. Os níveis baixos de oxigênio resultantes (hipóxia ou anoxia), fornecimento reduzido de água e nutrientes e impedância mecânica podem causar reduções no crescimento e desenvolvimento das raízes das culturas agrícolas, de modo a resultar em perdas de produtividade (Håkansson; Voorhees; Riley, 1988; Lal, 1997; Bengough *et al.*, 2011; Hoad *et al.*, 2001).

A compactação do solo é frequentemente descrita por medidas como Ds e resistência do solo à penetração (Passioura, 2002). A resistência à penetração (RP) é a relação medida da resistência oferecida pelo solo à penetração de raízes ou resistência do solo (Gao; Hodgkinson; Jin, 2016a; Kolb; Legue; Bogeat-Triboulot, 2017). A RP tem se mostrado um bom preditor da capacidade das raízes de penetrar no solo (Jin *et al.*, 2013; Gao; Whalley, Tian, 2016b).

Uma das formas de melhorar a qualidade física dos solos agrícolas e, conseqüentemente, reduzir a compactação do solo é a conservação e adição de material orgânico aos solos (Bertoli Junior *et al.*, 2012), sendo um dos exemplos o uso de dejetos animais (Hamza; Anderson, 2005). O incremento de MOS pode reduzir a Ds e elevar o volume de poros, diminuindo assim a compactação do solo, favorecendo a infiltração e aeração para o desenvolvimento das plantas (Jordan, Zavala; Gil, 2010; Cunha *et al.*, 2011).

Conforme já destacado anteriormente, os efeitos dos dejetos animais nas propriedades físicas do solo dependem da quantidade e do tipo de material aplicado, podendo variar em função do tipo de solo e do uso e/ou manejo do solo (Andrade *et al.*, 2016). Cabe ressaltar que esses efeitos são mais expressivos em estudos de longa duração (>5 anos) (Blanco-Canqui; Hergert; Nielsen, 2015). Na literatura, os efeitos de diferentes sistemas de manejo e uso de dejetos de suínos nos atributos físicos do solo são amplamente discutidos, porém são poucos os estudos sobre a influência do uso de dejetos líquidos e sólidos de suínos nos atributos físicos em experimentos de longa duração (Andrade *et al.*, 2016).

Ao avaliarem os efeitos da aplicação de DLS e CSS nos atributos físicos de um solo sob SPD com sucessão de milho e aveia-preta, Coimin *et al.* (2013) verificaram que a aplicação de CSS em quantidades maiores (equivalente a 180 kg.ha<sup>-1</sup> de N) reduziu a RP em 34 e 20%, respectivamente, nas camadas de 5-10 cm e 10-15 cm. Já Andrade *et al.* (2016) avaliaram o efeito da aplicação de DLS e cama de aviário sobre os atributos físicos do solo em sistemas de uso e manejo do solo com diferentes tempos de aplicação: erva mate com 20 anos,

pastagem com 15 anos, pastagem com 20 anos, pastagem com três anos, pastagem sem aplicação de DLS, milho com 20 anos e milho com sete anos. Os autores observaram que a Ds e a RP foram as variáveis que tiveram relação com a adição de dejetos e sistemas de uso e manejo do solo, diminuindo seus valores à medida em que foram adotadas as práticas de manejo conservacionistas de cada tratamento (Andrade *et al.*, 2016).

Ao avaliaram os efeitos cumulativos da aplicação de dejetos bovinos (0 e 27 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>) e ureia (0,90 e 180 kg.N<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>) em milho irrigado e cultivado em sistema irrigado na compactação do solo e outros parâmetros físicos do solo, Blanco-Canqui, Hergert e Nielsen (2015) observaram que o uso de dejetos bovinos melhorou os atributos físicos do solo, reduzindo a Ds em 6%, aumentando os teores de COT e, assim, reduzindo a compactação do solo. De maneira geral, o uso de dejetos animais como fonte de nutrientes para as culturas aumenta os teores de MOS, com conseqüente diminuição da Ds e RP, o que está diretamente relacionado com a redução da compactação do solo.

### **Infiltração, retenção e disponibilidade de água**

Os processos de infiltração, retenção e disponibilidade de água são fundamentais para a manutenção da produção agrícola, pecuária e florestal e para a sustentabilidade ambiental. Esses processos, quando ocorrem em condições adequadas, proporcionam maior disponibilidade de água para o desenvolvimento e manutenção da cobertura vegetal (Pan *et al.*, 2018). Em escala de bacia hidrográfica, esses processos contribuem para a regulação do ciclo hidrológico por meio da recarga do lençol freático raso e profundo e manutenção das nascentes e da vazão de base dos rios, o que permite a permanência da água nas bacias hidrográfica (Milla; Kish, 2006; Pan *et al.*, 2018).

A infiltração de água no solo consiste no processo de passagem da água, proveniente das precipitações pluviais ou da irrigação, da superfície para o interior do solo e precede a retenção e o armazenamento da água nos solos (Klein; Klein, 2014). O processo de infiltração termina quando não há mais aporte de água na superfície. Então, a umidade é

redistribuída no interior do solo, com movimento de locais mais úmidos para locais mais secos (Pan *et al.*, 2018). Esses processos de infiltração e de redistribuição dependem de fatores externos, como a precipitação pluvial, sazonalidade, rugosidade da superfície, declividade, manejo das áreas de produção (que modificam a estrutura do solo e a interface água-ar) e de fatores inerentes ao solo (como textura, estrutura, porosidade, teor de matéria orgânica, tipo de argila, umidade, capacidade de retenção e condutividade hidráulica, que causam mudanças no comportamento da infiltração e da redistribuição de água no solo) (Pan *et al.*, 2018).

As práticas de manejo do solo que utilizam a aplicação de dejetos de animais podem influenciar os processos de infiltração, retenção e armazenamento de água no solo de forma indireta, por meio da alteração na estrutura e nas propriedades físicas do solo, e de forma direta, quando os componentes do dejetos são hidrorrepelentes. A infiltração, retenção e disponibilidade de água no solo são as propriedades que melhor refletem a qualidade física e a estabilidade estrutural do solo (Pan *et al.*, 2018). Essa estabilidade estrutural é proporcionada pela maior quantidade de poros resistentes e estáveis (Andrade; Stone; Silveira, 2009) no solo resultantes do aumento no teor de MOS e na manutenção da proteção da superfície do solo (Andrade; Stone; Silveira, 2009; Pan *et al.*, 2018), que podem ser obtidos por meio da aplicação de dejetos de animais (Shi *et al.*, 2012).

A infiltração de água no solo é influenciada pela aplicação de dejetos por meio de alterações na superfície e na estrutura do solo. A aplicação de dejetos de animais proporciona aumento no teor de MOS e melhora a infiltração de água no solo (Williams *et al.*, 2017), possivelmente devido ao aumento na agregação do solo. A adição de dejetos proporciona redução na  $D_s$ , aumento na porcentagem de macroagregados e do diâmetro médio dos poros e, por consequência, aumento das taxas de infiltração de água (Bhattacharyya *et al.*, 2007; Pan *et al.*, 2018).

O uso de dejetos animais proporciona aumento da taxa de infiltração de água no solo (Castro Filho; Costa, Caviglione, 2002; 2003; Bhat-tacharyya *et al.*, 2007). A aplicação de DLS também proporciona o aumento na infiltração da água no solo com o aumento na dose de dejetos aplicada, resultante da maior agregação (Castro Filho; Costa, Caviglione, 2002; 2003). Contudo, a utilização de DLS em diferentes períodos não foi favorável à melhoria das condições físicas das áreas de pastagem ao longo do tempo (Veiga *et al.*, 2012) devido ao manejo sob cultivo convencional na área, o que desestabiliza os agregados e diminui a resiliência do solo, mesmo com a adição de matéria orgânica (Pan *et al.*, 2018).

O revolvimento do solo no sistema convencional incorpora os resíduos no solo e aumenta a disponibilidade de oxigênio e a temperatura. Com isso, as taxas de perda de matéria orgânica por fracionamento aumentam e a proteção física intragregado diminui, o que influencia negativamente o estoque e a disponibilidade de água para as plantas a médio e longo prazo (Bayer; Mielniczuk; Martin-Neto, 2000). Contudo, o manejo sem o revolvimento do solo e a adição de matéria orgânica proveniente de dejetos animais alteram as propriedades estruturais do solo devido à maior coesão e agregação entre as partículas. Com isso, ocorre aumento no volume de poros e retenção de água, que favorece diretamente a infiltração, o armazenamento e a disponibilidade de água (Shi *et al.*, 2012).

Embora o uso de dejetos animais favoreça o aumento na infiltração de água no solo devido à estabilidade estrutural, os dejetos podem conter compostos orgânicos hidrofóbicos. Esses compostos promovem a repelência da água e dificultam a infiltração de água no solo. O uso de DLS diminui a infiltração da água no solo devido à possível presença de compostos orgânicos hidrofóbicos (Oliveira; Parizotto, 1994) e aumenta as perdas de solo e água por meio do escoamento superficial (Bertol *et al.*, 2007). A altura da lâmina de enxurrada foi, aproximadamente, duas vezes maior na área submetida à aplicação de DLS do que nas outras áreas que não receberam esse manejo, nas duas primeiras chuvas após a aplicação do dejetos (Bertol *et al.*, 2007), devido à obstrução de poros do solo pelos compostos orgânicos sólidos presentes no dejetos e pelo

efeito hidrofóbico. Porém, a adição de pequenas quantidades (2%) de matéria orgânica hidrofóbica com dejetos (bovino e de cabra) ao solo aumentou levemente a repelência à água, em níveis não prejudiciais, pois não proporcionou efeitos adversos na entrada de água e aumentou a retenção de água no solo (Liyanage; Leelamanie, 2016).

A água, uma vez infiltrada, se redistribui, podendo ser retida e armazenada nos solos (Klein; Klein, 2014). A retenção de água no solo reflete a capacidade do solo em reter a água proveniente das precipitações pluviárias ou de irrigação, enquanto a disponibilidade de água no solo representa o conteúdo de água retido entre a capacidade de campo e o ponto de murcha permanente, que é disponibilizado gradativamente às plantas.

A aplicação de dejetos animais atua sobre a retenção de água no solo, devido ao aumento no teor de MOS, de duas formas: a partir do aumento de cargas elétricas e como agente aglutinador e estruturante. A MOS na forma de húmus estável contém cargas elétricas que, além de proporcionarem maior área superficial específica (Hillel, 1998), adsorvem e retêm a água até algumas vezes a sua massa (Hillel, 1998; Veiga *et al.*, 2012). A retenção de água pela matéria orgânica pode ser, em média, de até 20 vezes seu peso seco, sendo parte da água retirada na estrutura interna (Pan *et al.*, 2018).

A aplicação de resíduos orgânicos provenientes de dejetos animais (composto sólido de dejetos suíno e cama de aviário), devido ao aumento no teor de matéria orgânica, também aumenta a agregação do solo (Williams *et al.*, 2017), o que reforça a resistência e a estabilidade estrutural do solo (Andrade; Stone; Silveira, 2009) por meio da melhoria na distribuição do tamanho e da quantidade dos poros. Essa condição aumenta a retenção de água (Zebarth *et al.*, 1999; Shi *et al.*, 2016), principalmente em solos arenosos (Mertens *et al.*, 2017), tanto por adsorção na superfície das partículas como por capilaridade nos poros que se formam dentro ou entre agregados (Veiga *et al.*, 2012).

O aumento no teor de MOS é mais eficiente no incremento da capacidade de retenção de água nos solos arenosos do que nos solos argilosos (Baver; Gardner; Gardner, 1973; Pan *et al.*, 2018) por aumentar

a quantidade de cargas e melhorar a estrutura do solo. A ligação entre as partículas do solo, formada pela matéria orgânica, proporciona a estabilidade estrutural e diminui o tamanho dos poros, principalmente nos solos arenosos, o que aumenta a capacidade de retenção de água (Bertoni; Lombardi Neto, 2005). Essa retenção de água tem comportamento distinto nas diferentes tensões. A aplicação de dejetos bovinos teve influência sobre a estrutura do solo, com alterações na agregação e na porosidade (principalmente macroporosidade), o que proporcionou aumento na retenção de água apenas nas menores tensões, até 200 kPa (Nyamangara; Gotosa; Mpotu, 2001). Entretanto, a correlação positiva entre o COT e a retenção de água no solo nas maiores tensões (500 a 1500 kPa) indica que o aumento no teor de MOS proporcionado pela aplicação de dejetos animais melhora a estrutura do solo com o aumento, também, da microporosidade (Araújo; Tormena; Silva, 2004; Andrade *et al.*, 2019).

O uso da adubação mineral (100% de NPK) mais dejetos animais proporcionou aumento na retenção de água em comparação à área submetida apenas à adubação mineral (Hati *et al.*, 2007). A aplicação de fertilizante mineral combinado com dejetos animais proporcionou aumento significativo na retenção de água nas tensões entre 30 e 1.000 kPa (Shi *et al.*, 2016).

A manutenção da MOS reduz a evaporação e contribui para a disponibilidade de água para as plantas (Pan *et al.*, 2018). Além disso, a adição de dejetos animais em um Vertissolo aumentou a eficiência no uso da água pelas plantas devido ao aumento na estabilidade e na porosidade dos agregados do solo (Hati *et al.*, 2006).

O efeito da aplicação de dejetos de animais sobre a infiltração, a retenção e o armazenamento de água no solo depende, contudo, do tempo, da frequência e da quantidade de aplicação de dejetos, do tipo de manejo utilizado nas áreas (Oliveira *et al.*, 2015) e do tipo de solo. Por isso, os efeitos que comumente ocorrem em longo prazo podem não ocorrer em um curto período de tempo.

A aplicação de dejetos de cabra em um solo arenoso, durante 23 meses, aumentou a porosidade total e reduziu a Ds. Essas alterações na estrutura do solo proporcionaram aumento no conteúdo de água na capacidade de campo e no ponto de murcha permanente (Mertens *et al.*, 2017). A aplicação de dejetos de aves (galinha), combinado com fertilizante mineral, em um solo arenoso, durante quatro anos, aumentou o teor de matéria orgânica e o conteúdo de água no solo (Liang *et al.*, 2011).

O cultivo orgânico de longo prazo submetido à adubação com dejetos durante quatro anos proporcionou aumento na infiltração de água no solo, influenciada pelo aumento e melhoria na agregação e na porosidade do solo (Williams *et al.*, 2017). Contudo, a aplicação de DLS, CSS e uréia, em lavoura manejada no SPD após cinco anos não influenciou a retenção de água no solo (Dortzbach, 2009). A aplicação de DLS em longo período (> 10 anos) proporcionou maior retenção de água no solo em toda a curva de retenção de água no solo, em comparação ao curto período ( $\leq$  10 anos) de aplicação (Veiga *et al.*, 2012).

A aplicação de dejetos proporcionou, após 20 anos de aplicação, aumento na retenção de água no solo (Benbi *et al.*, 1998; Andrade *et al.*, 2019). A umidade volumétrica nas maiores tensões foi maior na área submetida à aplicação de dejetos em comparação com a área de floresta nativa (Andrade *et al.*, 2019). A maior retenção de água pode ser justificada pela interação entre microporosidade e teor de COT, que geralmente varia entre floresta nativa e áreas cultivadas e pode ser afetado pela textura do solo (Andrade *et al.*, 2019).

A aplicação de fertilizante mineral (100% NPK) combinado com dejetos de curral (15 Mg.ha<sup>-1</sup>) durante 28 anos aumentou a agregação e a microporosidade e diminuiu a densidade de um Vertissolo (Typic Haplustert or Pellic Vertisols) na Índia, o que proporcionou aumento na retenção de água e na capacidade de água disponível do solo em comparação à área submetida apenas à adubação mineral (Hati *et al.*, 2007). A aplicação de dejetos e de fertilizante mineral durante 28 anos aumentou o teor de COT e a porosidade total e diminuiu a Ds, o que proporcionou aumento na retenção de água nas tensões entre 30 e 1.000 kPa em um

solo franco siltoso (*Eumorthic Anthrosols*) na China (Shi *et al.*, 2016). A adição de dejetos durante 71 anos aumentou o teor de COT e a retenção de água no solo na capacidade de campo (tensão de 33 kPa) e no ponto de murcha permanente (tensão de 1.500 kPa) e teve correlação positiva com a retenção de água (Blanco-Canqui; Hergert; Nielsen, 2015).

A aplicação de dejetos de animais associada a práticas de manejo do solo que melhorem as condições físicas do solo é recomendada para otimizar os processos de infiltração, de retenção e de disponibilidade de água às plantas. A utilização de apenas uma estratégia de melhoria da qualidade física do solo pode proporcionar efeitos em curto prazo, mas que não perduram em longo prazo. Assim, a eficiência da aplicação de dejetos de animais sobre a qualidade física do solo é maior quando essa prática é conduzida de forma integrada com outras estratégias de manejo do solo e devem ser aplicadas em longo período de tempo para que os processos de infiltração e redistribuição de água no solo sejam positivamente influenciados.

### **Agregação do solo**

A estabilidade dos agregados do solo é uma das propriedades mais afetadas pelo aumento dos teores de COT. Portanto, o efeito da aplicação dos dejetos animais no solo geralmente é positivo para aumentar a agregação do solo. Em geral, um aumento no diâmetro médio geométrico (DMG) ou ponderado (DMP) dos agregados e na estabilidade dos agregados em água é observado após sucessivas aplicações de dejetos animais (Hati *et al.*, 2006, Comin *et al.*, 2013, Loss *et al.*, 2017; Francisco *et al.*, 2021).

A redução na dispersão das partículas e aumento na agregação ocorre em todas as classes texturais, mas é mais significativa em solos arenosos e de textura média (Darwish; Persaud; Martens, 1995). As condições de solo e clima podem ser determinantes nos resultados obtidos, podendo haver também uma redução na agregação e estabilidade dos agregados, conforme observado por Tejada e Gonzalez (2008) em uma região com restrição de precipitação, que pode estar associada tanto à baixa atividade biológica na decomposição desse material quanto à for-

mação de compostos orgânicos hidrofóbicos. A redução da estabilidade dos agregados também foi observada em estudos com a aplicação de dejetos suínos em solo argiloso (Arruda *et al.*, 2010) e solo arenoso (Ferreira *et al.*, 2021). Esta redução está diretamente relacionada com o aumento da dispersão das argilas, causado pelo aumento de cargas negativas (Barbosa *et al.*, 2015; Ferreira *et al.*, 2021).

Em estudo que avaliou o uso de DLS, composto de DLS, sozinhos ou combinados com adubação mineral (AM), sobre os índices de agregação do solo e sobre os atributos químicos e físicos de agregados de solo de textura média, manejado em sistema de cultivo mínimo por quatro anos, Ferreira *et al.* (2021) verificaram que o uso de dejetos suíno, associado ou não a AM, aumentou os teores de COT e N nos agregados do solo. Porém, não foi eficiente para aumentar os índices de agregação, principalmente na camada de 5-10 cm, que apresentou redução do DMG e DMP em relação ao tratamento controle. Essa redução acompanhou o aumento da massa de microagregados em todos os tratamentos, sendo este resultado devido aos valores negativos de  $\Delta pH$  e do aumento da dispersão das argilas.

Todavia, as aplicações de dejetos animais em solo franco-arenoso podem aumentar os teores de C e N nos agregados do solo, causando aumento da estabilidade dos agregados na camada superficial do solo (Loss *et al.*, 2021). Segundo esses autores, que avaliaram os índices de agregação, DMP e DMG, em áreas de SPD com uso de dejetos animais por 11 anos, os maiores valores de DMP e DMG encontrados nos tratamentos com adição de dejetos líquidos de bovino (DLB), DLS e CSS foram atribuídos à adição de MS das culturas e das plantas de cobertura do solo, assim como à adição total de C ao solo, principalmente em comparação à área controle. O uso de dejetos animal por 11 anos sob SPD reduziu a quantidade de meso e microagregados e aumentou o DMG na camada superficial do solo, em comparação com os tratamentos NPK e controle.

Em estudo conduzido por oito anos, avaliando diferentes aspectos da adubação com dejetos de suínos, Comin *et al.* (2013) observaram que uso de CSS aumentou o teor de COT, melhorou a agregação e dimi-

nuiu a Ds, havendo um ambiente mais favorável para o crescimento radicular, que também aumentou a atividade microbiana do solo (Morales *et al.*, 2016). Ao avaliarem o solo de um local que recebeu aplicações de DLS e CSS em SPD durante 10 anos, Loss *et al.* (2017) mostraram que além do incremento nos teores de C e N totais do solo, a formação de agregados biogênicos foi favorecida quando comparada a de agregados fisiogênicos em áreas com histórico de aplicação de dejetos suínos por longo tempo.

Comparando os índices de agregação em solos submetidos à adubação orgânica e mineral, alguns autores relatam que o uso dos dejetos animais pode favorecer maiores índices de agregação. No trabalho de Francisco *et al.* (2021), que avaliaram o DMG em áreas com adição de DLS e compararam com adubação mineral (NPK) e controle (sem adubação), os autores relataram que os menores valores de DMG no tratamento com NPK, em relação aos tratamentos com dejetos suínos, podem ser decorrentes da mineralização mais acentuada da MOS no tratamento com NPK, conforme resultados observados por Fonte *et al.* (2009) e Schmitz *et al.* (2017). A adubação com N mineral pode causar a redução dos teores de MOS, ou seja, do COT, pois o N mineral passa a servir de matéria-prima para microrganismos decompositores, acelerando a decomposição da MOS (Fonte *et al.*, 2009). Em estudo desenvolvido por Fonte *et al.* (2009), no qual os autores avaliaram aos efeitos da adubação mineral (120 kg.ha<sup>-1</sup> de ureia) e orgânica (dejeito bovino, equivalente a 4 Mg.C.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>) sobre a estabilidade dos agregados, verificou-se que a adubação mineral acelerou a decomposição dos agentes orgânicos dentro dos agregados, especialmente da matéria orgânica particulada, o que ocasionou a diminuição da estabilidade dos agregados.

Em relação ao tamanho dos agregados, as áreas adubadas com dejetos animais, tais como DLS, DLB e CSS, normalmente apresentam maiores quantidades de massa de macroagregados em comparação com a área adubada com NPK (Francisco *et al.*, 2021, Loss *et al.*, 2021). A aplicação de dejetos de animais no solo pode promover melhorias nos atributos físicos do solo, como redução da Ds e aumento da agregação (Oliveira; Tavares Filho, Barbosa, 2016).

A forma de aplicação dos dejetos animais no solo, principalmente quando na forma líquida, também pode afetar a agregação do solo. Em áreas com aplicação dos DLS injetados no solo sob SPD a 10 cm de profundidade, evidenciou-se maior DMG e quantidade de macroagregados, quando comparado com a aplicação dos DLS na superfície do solo e também ao tratamento com adubação mineral (NPK). Estes resultados estão relacionados aos maiores teores de COT que foram encontrados no solo (fração < 2,00 mm) e nos macroagregados (8-2 mm) que receberam a injeção dos DLS em comparação à aplicação na superfície do solo. Destaca-se que os agregados do solo funcionam como protetores de C e N no solo, o que indica menores perdas por volatilização e emissão para a atmosfera do N e C quando os DLS são injetados no solo.

## Considerações finais

De maneira geral, o uso de dejetos animais em solos arenosos ou argilosos favorece o aumento dos teores de matéria orgânica. Porém, nem sempre este aumento acompanha a melhoria em todos os atributos físicos do solo. Esses resultados mostram que o manejo do solo deve ser amparado por diversas técnicas conservacionistas para que haja qualidade do solo.

A aplicação de dejetos de animais associada à manejo do solo que melhorem as condições físicas do solo são recomendados para melhorar as propriedades físicas do solo. A utilização de apenas uma estratégia de melhoria da qualidade física do solo pode proporcionar efeitos em curto prazo, mas que não perdurarão em longo prazo. Assim, a eficiência da aplicação de dejetos de animais sobre a qualidade física do solo é maior quando essa prática é conduzida de forma integrada com outras estratégias de manejo do solo e devem ser conduzidas em longo período de tempo para que os atributos físicos do solo sejam positivamente influenciados.

Muitos estudos que utilizaram os dejetos animais como fonte de adubação e fornecimento de nutrientes às culturas, principalmente os de longo prazo, evidenciam melhorias na agregação do solo. Um solo

bem agregado também apresenta boas condições físicas de porosidade, infiltração e retenção de água, menor resistência do solo à compactação, e estas características físicas do solo certamente afetam positivamente o desenvolvimento radicular e produtividade das culturas.

## Referências

- ABBRUZZINI, T. F. **Qualidade e quantidade da matéria orgânica do solo em cultivo convencional e orgânico de cana-de-açúcar**. 2011. 92 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.
- AGBEDE, T. M.; OJENIYI, S. O.; ADEYEMO, A. J. Effect of poultry manure on soil physical and chemical properties, growth and grain yield of sorghum in southwest, Nigeria. **American-Eurasian Journal of Sustainable Agriculture**, v. 2, p. 72-77, 2008.
- AGBEDE, T. M.; ADEKIYA, A. O.; EIFEDIYI, E. K. Impact of poultry manure and NPK fertilizer on soil physical properties and growth and yield of carrot. **Journal of Horticultural Sciences**, v. 25, n. 1, p. 81-88, 2017.
- AGNE, S. A. A.; KLEIN, V. A. Matéria orgânica e atributos físicos de um Latossolo Vermelho após aplicações de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 720-726, 2014.
- ALENCAR, T. L. *et al.* Atributos físicos de um Cambissolo cultivado e tratado com biofertilizante na Chapada do Apodi, Ceará. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 737-749, 2015.
- AMEZKETA, E. Soil aggregate stability: a review. **Journal of Sustainable Agriculture**, v. 14, p. 83-151, 1999.
- ANDRADE, A. P. *et al.* Water retention in a Rhodic Kandiodox under animal manure application after 20 consecutive years. **Brazilian Journal of Agriculture**, v. 94, n. 2, p. 130-143, 2019.
- ANDRADE, A. P. *et al.* Changes in physical properties and organic carbon of a Kandiodox fertilized with manure. **Ciência Rural**, v. 46, p. 809-814, 2016.
- ANDRADE, R. S.; STONE, L. F.; SILVEIRA, P. M. da. Culturas de cobertura e qualidade física de um Latossolo em plantio direto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 4, p. 411-418, 2009.

ANTONELI, V. *et al.* Effects of applying liquid swine manure on soil quality and yield production in tropical soybean crops (Paraná, Brazil). **Sustainability**, v. 11, p. 3898, 2019.

ARAÚJO, M. A.; TORMENA, C. A.; SILVA, A. P. Propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distrófico cultivado e sob mata nativa. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 337-345, 2004.

ARE, M. *et al.* The interaction of soil aggregate stability with other soil properties as influenced by manure and nitrogen fertilization. **Zemdirbyste-Agriculture**, v. 105, n. 3, p. 195-203, 2018. DOI: 10.13080/z-a.2018.105.025

ARRUDA, C. A. O. *et al.* Aplicação de dejetos suínos e estrutura de um Latossolo Vermelho sob semeadura direta. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 34, p. 804-809, 2010. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-70542010000400002>

ASSIS VALADÃO, F. C.; BENEDET, K. D. Variação nos atributos do solo em sistemas de manejo com adição de cama de frango. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 2073-2082, 2011.

BANDYOPADHYAY, K. K. *et al.* Effect of integrated use of farmyard manure and chemical fertilizers on soil physical properties and productivity of soybean. **Soil and Tillage Research**, v. 110, p. 115-125, 2010.

BARBOSA, G. M. C. *et al.* Aggregation and clay dispersion of an oxisol treated with swine and poultry manures. **Soil and Tillage Research**, v. 146, p. 279-285, 2015.

BARZEGAR, A. R.; YOUSEFI, A.; DARYASHENAS, A. The effect of addition of different amounts and types of organic materials on soil physical properties and yield of wheat. **Plant and Soil**, v. 247, p. 295-301, 2002.

BAVER, L.; GARDNER, W. H.; GARDNER, W. R. **Física de suelos**. New York: John Wiley & Sons, 1973. 138 p.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Effects of cropping and cropping systems on the dynamics of organic matter and mitigation of CO<sub>2</sub> emissions. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 599-607, 2000.

BENBI, D. K. *et al.* Influence of farmyard manure, inorganic fertilizers and weed control practices on some soil physical properties in a long-term experiment. **Soil Use and Management**, v. 4, p. 52-54, 1998.

BENGOUGH, A. G. *et al.* Root elongation, water stress, and mechanical impedance: a review of limiting stresses and beneficial root tip traits. **Journal of Experimental Botany**, v. 62, p. 59–68, 2011.

BERTAGNOLI, B. G. P. *et al.* Poultry litter and liquid swine slurry applications stimulate glomalin, extraradicular mycelium production, and aggregation in soils. **Soil and Tillage Research**, v. 202, p. 104657, 2020.

BERTOL, O. J. *et al.* Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas a erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida as adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 781-792, 2007.

BERTOLI JÚNIOR, E. *et al.* Intervalo hídrico ótimo e grau de compactação de um Latossolo Vermelho após 30 anos sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 971-982, 2012.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 5. ed. São Paulo: Icone, 2005. 355 p.

BHATTACHARYYA, R. *et al.* Long-term farmyard manure application effects on properties of a silty clay loam soil under irrigated wheat–soybean rotation. **Soil and Tillage Research**, v. 94, p. 386-396, 2007.

BLANCO-CANQUI, H.; HERGERT, G. W.; NIELSEN, R. A. Cattle manure application reduces soil compactibility and increases water retention after 71 years. **Soil Science Society of America Journal**, v. 79, p. 212–223, 2015.

BRAIDA, J. A. *et al.* Matéria orgânica e seu efeito na física do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 7, p. 221-278, 2011.

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.

CASTRO FILHO, C.; COSTA, M. A. T.; CAVIGLIONE, J. H. Alteração de características físicas dos solos em função da aplicação de chorume suíno e simulação de chuva em área de plantio direto. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 14., 2002, Cuiabá. **Os (des) caminhos do uso da água na agricultura brasileira**: resumos. Cuiabá: SBCS: UFMT: DSER, 2002.

CASTRO FILHO, C.; COSTA, M. A. T.; CAVIGLIONE, J. H. Potencial fertilizante e alterações físicas nos solos decorrentes da utilização de chorume suíno. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto.

**Solo:** alicerce dos sistemas de produção. Botucatu: UNESP; Ribeirão Preto: SBCS, 2003.

CELIK, I.; ORTAS, I.; KILIC, S. Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. **Soil and Tillage Research**, v. 78, p. 59-67, 2004.

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.

CORREA, J. *et al.* Soil compaction and the architectural plasticity of root systems. **Journal of Experimental Botany**, v. 70, p. 6019-6034. 2019.

CUNHA, E. Q. *et al.* Sistemas de preparo do solo e culturas de cobertura na produção orgânica de feijão e milho. I - Atributos físicos do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 589- 602, 2011.

DARWISH, O. H.; PERSAUD, N.; MARTENS, D. C. Effect of long-term application of animal manure on physical properties of three soils. **Plant and Soil**, v. 176, p. 289–295, 1995.

DORTZBACH, D. **Dinâmica de atributos físicos e químicos em solo sob plantio direto adubado com dejetos suínos e uréia**. 2009. 127 f. Dissertação de mestrado (Programa de Pós-graduação em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

DU, Y. *et al.* Effects of manure fertilizer on crop yield and soil properties in China: a meta-analysis. **Catena**, v. 193, n. 104617, 2020.

FERREIRA, G. W. *et al.* Soil aggregation indexes and chemical and physical attributes of aggregates in a Typic Hapludult fertilized with swine manure and mineral fertilizer. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 10, p. 1-17. 2021.

FONTE, S. J. *et al.* Fertilizer and residue quality effects on organic matter stabilization in soil aggregates. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 73, p. 961–966, 2009.

FRANCISCO, C. A. L. *et al.* Aggregation, carbon, nitrogen, and natural abundance of <sup>13</sup>C and <sup>15</sup>N in soils under no-tillage system fertilized with injection and surface application of pig slurry for five years. **Carbon Management**, v. 12, n. 3, p. 275-287, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1080/17583004.2021.1920822>

FRANCO, A. *et al.* Application of cattle manure as fertilizer in pastureland: Estimating the incremental risk due to metal accumulation employing a multicompartment model. **Environment International**, v. 32, p. 724–732, 2006.

FREITAS, J. A. S. *et al.* Soil carbon and physical-mechanical properties after successive applications of swine and poultry organic waste. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 48, p. 390-398, 2018.

GAO, W.; HODGKINSON, L.; JIN, K. *et al.* Deep roots and soil structure. **Plant, Cell Environ** **39**, 1662–1668. 2016a.

GAO, W.; WHALLEY, W. R.; TIAN, Z. *et al.* A simple model to predict soil penetrometer resistance as a function of density, drying and depth in the field. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 190–198. 2016b.

GATIBONI, L. C.; NICOLOSO, R. da S. Uso de dejetos animais como fertilizante: impactos ambientais e a experiência de Santa Catarina. In: PALHARES, J. C. P. *et al.* (ed.). **Produção animal e recursos hídricos: tecnologias para manejo de** . Brasília, DF: Embrapa, 2019. p. 79-97.

GUO, Z.; ZHANG, L.; YANG, W. *et al.* Aggregate stability under long-term fertilization practices: The case of eroded Ultisols of South-Central China. **Sustainability**, v. 11, p. 1169, 2019.

HÅKANSSON, I.; VOORHEES, W. B.; RILEY, H. Vehicle and wheel factors influencing soil compaction and crop response in different traffic regimes. **Soil and Tillage Research**, v. 35, p. 239–282, 1988.

HAMZA, M. A.; ANDERSON, W. K. Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. **Soil and Tillage Research**, v. 82, p. 121-145, 2005.

HATI, K. M. *et al.* Effect of inorganic fertilizer and farmyard manure on soil physical properties, root distribution, and water-use efficiency of soybean in Vertisols of central India. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 2182-2188, 2006.

HATI, K. M. *et al.* Changes in soil physical properties and organic carbon status at the topsoil horizon of a Vertisol of central India after 28 years of continuous cropping, fertilization and manuring. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 119, p. 127-134, 2007.

HATI, K. M. *et al.* Impact of long-term application of fertilizer, manure and lime under intensive cropping on physical properties and organic carbon content of an Alfisol. *Geoderma*, v. 148, n. 2, p. 173-179, 2008.

HAYNES, R.; NAIDU, R. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 51, p. 123–137, 1998.

He, Y.; XU, C.; GU, F. *et al.* Soil aggregate stability improves greatly in response to soil water dynamics under natural rains in long-term organic fertilization. *Soil and Tillage Research*, v. 184, p. 281-290, 2018.

HILLEL, D. **Environmental soil physics**. San Diego: Academic Press, 1998. 771 p.

HOAD, S. P. *et al.* The management of wheat, barley, and oat root systems. *Advances in Agronomy*, v. 74, p. 193–246. 2001.

HOMEM, B. G. C. *et al.* Dispersão da argila provocada pela fertirrigação com águas residuárias de criatórios de animais. *Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável*, v. 2, p. 89-98, 2012.

HOOVER, N. L. *et al.* Long-term impact of poultry manure on crop yield, soil and water quality, and crop revenue. *Journal of Environmental Management*, v. 252, p. 109582, 2019.

IBGE. **Indicadores IBGE**: Estatística de produção pecuária. Rio de Janeiro, RJ, 2017. Disponível em: [https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/templates/censo\\_agro/resultadosagro/pecuaria.html](https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/templates/censo_agro/resultadosagro/pecuaria.html). Acesso em: 12/11/2020.

JIN, K.; SHEN, J.; ASHTON, R. W. *et al.* How do roots elongate in a structured soil? *Journal of Experimental Botany*, v. 64, p. 4761-4777, 2013.

JORDAN, A.; ZAVALA, L. M.; GIL, J. Effects of mulching on soil physical properties and runoff under semi-arid conditions in southern Spain. *Catena*, v. 81, p. 77-85, 2010.

KHALEEL, R.; REDDY, K. R.; OVERCASH, M. R. Changes in soil physical properties due to organic waste additions: A review. **Journal of Environmental Quality**, v. 10, p. 133–141, 1981.

KLEIN, C.; KLEIN, V. A. Influência do manejo do solo na infiltração de água. **Revista Engenharia Ambiental**, v. 13, n. 5, p. 3915-3925, 2014.

KOLB, E; LEGUÉ, V; BOGEAT-TRIBOULOT, M. B. Physical root–soil interactions. **Physical Biology**, v. 14, p. 065004, 2017.

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.

KONZEN, E. A.; ALVARENGA, R. C. **Manejo e utilização de dejetos de suínos: aspectos agrônômicos e ambientais**. Sete Lagoas Embrapa Milho e Sorgo, 2005. 16 p. (Embrapa Milho e Sorgo. Circular técnica, 63).

LAL, R. Degradation and resilience of soils. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 352, p. 997–1010, 1997.

LIANG, W.; WU, X.; ZHANG, S. *et al.* Effect of organic amendments on soil water storage in the aeolian sandy land of Northeast China. In: INTERNATIONAL CONFERENCE, ON ELECTRICAL AND CONTROL E ENGINEERING, 2011, Yichang. **Proceedings...** Manhattan: Institute of Electrical and Electronics Engineers, 2011. p. 1538-1540.

LIYANAGE, T. D. P.; LEELAMANIE, D. A. L. Influence of organic manure amendments on water repellency, water entry value, and water retention of soil samples from a tropical Ultisol. **Journal of Hydrology and Hydromechanics**, v. 64, n. 2, p. 160-166, 2016.

LOSS, A. *et al.* Animal manure as fertilizer: changes in soil attributes, productivity and food composition. **International journal of research - granthaalayah**, v. 7, p. 307-331, 2019.

LOSS, A. *et al.* Carbon, nitrogen and natural abundance of <sup>13</sup>C and <sup>15</sup>N in biogenic and physycogenic aggregates in a soil with 10 years of pig manure application. **Soil and Tillage Research**, v. 166, p. 52-58, 2017.

LOSS, A. *et al.* Carbon, nitrogen and aggregation index in Ultisol with 11 years of application of animal manures and mineral fertilizer. **Journal of Soil and Water Conservation**, Aug. 2021. DOI: <https://doi.org/10.2489/jswc.2021.00165>

LOSS, A. *et al.* Soil attributes and crops productivity: changes due to the long time use of animal manure. **Agroindustrial Science**, v. 12, p. 103-121, 2022.

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.

LUNARDI NETO, A. *et al.* Atributos físicos do solo em área de mineração de carvão influenciados pela correção da acidez, adubação orgânica e revegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1379-1388, 2008.

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.

MARINARI, S. *et al.* Influence of organic and mineral fertilizers on soil biological and physical properties. **Bioresource Technology**, v. 72, p. 9-17, 2010.

MELLEK, J. E. *et al.* Dairy liquid manure and no-tillage: physical and hydraulic properties and carbon stocks in a Cambisol of Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 110, p. 69-76, 2010.

MENZI, H. *et al.* Impacts of intensive livestock production and manure management on the environment. **Livestock in a Changing Landscape**, v. 1, p. 139-163, 2010.

MERTENS, J. *et al.* Effect of biochar, clay substrate and manure application on water availability and tree-seedling performance in a sandy soil. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 63, v.7, p. 969-983, 2017.

MILLA, K.; KISH, S. A low-cost microprocessor and infrared sensor system for automating water infiltration measurements. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 53, p. 122-129, 2006.

MIYAZAWA, M.; BARBOSA, G. M. DE C. **Dejeto líquido de suíno como fertilizante orgânico: método simplificado**. Londrina: IAPAR, 2015. (Boletim Técnico, 84).

- MORALES, D. *et al.* Response of soil microbiota to nine-year application of swine manure and urea. **Ciência Rural**, v. 4, p. 260-266, 2016.
- MORSE, D. *et al.* Production and characteristics of manure from lactating dairy cows in Florida. **Transactions of the ASAE**, v. 7, p. 275-279, 1994.
- NYAMANGARA, J.; GOTOSA, J.; MPOFU, S. E. Cattle manure effects on structural stability and water retention capacity of a granitic sandy soil in Zimbabwe. **Soil and Tillage Research**, v. 62, p. 157-162, 2001.
- OLIVEIRA, D. A.; PINHEIRO, A.; VEIGA, M. Effects of pig slurry application on soil physical and chemical properties and glyphosate mobility. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1421-1431, 2014.
- OLIVEIRA, D. M. S.; LIMA, S. P.; JAN VERBURG, E. E. Qualidade física do solo sob diferentes sistemas de manejo e aplicação de dejetos líquido suíno. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, p. 280-285, 2015.
- OLIVEIRA, E.; PARIZOTTO, M. L. V. **Características e uso fertilizantes do esterco de suínos**. Londrina: IAPAR, 1994. 24 p.
- OLIVEIRA, J. G. R. de; TAVARES FILHO, J.; BARBOSA, G. M. de C. Alterações na física do solo com a aplicação de dejetos animais. **Geographia Opportuno Tempore**, v. 2, p. 66-80, 2016.
- PAN, R. *et al.* Processes of soil infiltration and water retention and strategies to increase their capacity. **Journal of Experimental Agriculture International**, v. 20, n. 2, p. 1-14, 2018.
- PANDEY, B. K. *et al.* **Plant roots sense soil compaction through restricted ethylene diffusion**. **Science**, v. 371, p. 276-280. 2021.
- PASSIOURA, J. B. Soil conditions and plant growth. **Plant, Cell and Environment**, v. 25, p. 311-318. 2002.
- PHULLAN, N. K. *et al.* Effect of organic manure and mineral fertilizers on wheat growth and soil properties. **International Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 13, 2017.
- QUADRO, M. S. *et al.* Biomassa e atividade microbiana em solo acrescido de dejetos suíno. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 17, p. 85-93, 2011.

RAUBER, L. P. *et al.* Soil physical indicators of management systems in traditional agricultural areas under manure application. **Scientia Agrícola**, v. 75, p. 354-359, 2018.

RAYNE, N.; AULA, L. Livestock manure and the impacts on soil health: a review. **Soil Systems**, v. 4, p. 64, 2020.

REES, H. W., *et al.* Impact of supplemental poultry manure application on potato yield and soil properties on a loam soil in north-western New Brunswick. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 94, n. 1, p. 49-65, 2014.

ROSCOE, R.; MERCANTE, F. M.; SALTON, J. C. **Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2006.

SANTOS, C. *et al.* Aggregation index and carbon and nitrogen contents in aggregates of pasture soils under successive applications of pig slurry in southern Brazil. **Agronomy-Basel**, v. 12, p. 320, 2022.

SCHEID, D. L. *et al.* Changes in soil chemical and physical properties in pasture fertilized with liquid swine manure. **Scientia Agrícola**, v. 77, n. 5, p. e20190017, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2019-0017>

SCHJONNING, P.; CHRISTENSEN, B. T.; E CARSTENSEN, B. Physical and chemical properties of a sandy loam receiving animal manure, mineral fertilizer or no fertilizer for 90 years. **European Journal of Soil Science**, v. 45, n. 3, p. 257-268, 1994.

SCHMITZ, D. *et al.* Atributos físicos de Cambissolo Húmico submetido a fontes de nitrogênio em pomar de macieira. **Comunicata Scientiae**, v. 8, p. 316-325, 2017.

SEGUEL, O. *et al.* Physical properties of a fine textured haplocambid after three years of organic matter amendments management. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v.13, p. 690-705, 2013.

SHI, X. H.; YANG, X. M.; DRURY, C. F. *et al.* Impact of ridge tillage on soil organic carbon and selected physical properties of a clay loam in southwestern Ontario. **Soil and Tillage Research**, v. 120, p. 1-7, 2012.

SHI, Y, ZHAO, X, GAO, X. *et al.* The effects of long-term fertilizer applications on soil organic carb on and hydraulic properties of a loess soil in China. **Land Degradation and Development**, 27(1):60-67, 2016.

SILVA, V. M. *et al.* Impacto da adubação orgânica sobre os estoques de carbono e nitrogênio e a qualidade da matéria orgânica do solo. **Enciclopédia Biosfera**, 8:654-664, 2012.

SIX, J. *et al.* A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil and Tillage Research**, v. 79, p. 7-31, 2004.

TIARKS, A. E.; MAZURAK, A. P.; CHESNIN, L. Physical and chemical properties of soil associated with heavy applications of manure from cattle feedlots. **Soil Science Society of America Journal**, v. 38, n. 5, p. 826-830, 1974.

TIVET, F. *et al.* Aggregate C depletion by plowing and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in sub-tropical and tropical regions of Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 126, p. 203-218, 2013.

VEIGA, M. *et al.* Atributos físicos do solo em glebas com aplicação continuada de dejetos líquidos de suínos. **Revista Agropecuária Catarinense**, v. 25, p. 74-78, 2012.

VEIGA, M. D., *et al.* Short and long-term effects of tillage systems and nutrient sources on soil physical properties of a southern Brazilian Hapludox. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1437-1446, 2007.

WANG, X.; JIA, Z.; LIANG, L. *et al.* Impacts of manure application on soil environment, rainfall use efficiency and crop biomass under dryland farming. **Soil and Tillage Research**, v. 6, n. 20994, 2016.

WILLIAMS, D. M. *et al.* Organic farming and soil physical properties: An assessment after 40 years. **Agronomy Journal**, v. 109, p. 600-609, 2017.

YAGUE, M. R. *et al.* Pig slurry and mineral fertilization strategies effects on soil quality: macroaggregate stability and organic matter fractions. **Science of the Total Environment**, v. 438, p. 218-224, 2012.

YAGUE, M. R. *et al.* Dairy cattle manure effects on soil quality: Porosity, earthworms aggregates, and soil organic carbon fractions. **Land Degradation and Development**, v. 27, p. 1753-1762, 2016.

ZEBARTH, B. J. *et al.* Influence of organic waste amendments on selected soil physical and chemical properties. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 79, p. 501-504, 1999.

ZHAO, Y.; WANG, P.; Li, J. *et al.* The effects of two organic manures on soil properties and crop yields on a temperate calcareous soil under a wheat–maize cropping system. **European Journal of Agronomy**, v. 31, n. 1, p. 36-42, 2009.

ZHOU, H. *et al.* Effects of organic and inorganic fertilization on soil aggregation in an Ultisol as characterized by synchrotronbased X-ray micro-computed tomography. **Geoderma**, v. 195/196, p. 23–30, 2013.



## CAPÍTULO 7

---

# Uso de resíduos de animais e impacto sobre os atributos biológicos do solo

*Paulo Ademar Avelar Ferreira, Mariana Vieira Coronas,  
Emanuela Pille da Silva, Carina Marchezan, Gustavo Boitt e  
Cláudio Roberto Fonsêca Sousa Soares*

### Introdução

Em 1970, a população mundial era de 3,68 bilhões de pessoas, chegando a 7,52 bilhões em 2017. A expectativa é que a população mundial atinja 8,5 bilhões de pessoas em 2030, 13% a mais que em 2017. Esse crescimento acelerado da população nos últimos anos, combinado com o aumento da renda da população, tem implicado mudanças nos padrões de consumo, o que vem impondo sobre os setores agrícola e pecuário a responsabilidade em aumentar a produção de alimentos de forma sustentável. Entre os setores agrícolas, a criação de suínos, bovinos e aves vem se destacando dentro do complexo agropecuário do Brasil.

Os sistemas de criação desses animais de forma confinada ou semi-confinada geram grandes quantidades de resíduos dentro das unidades de produção. A alternativa mais comumente utilizada pelos produtores é a aplicação destes resíduos gerados como fonte de nutrientes em áreas agrícolas, o que possibilita adicionar grandes quantidade de carbono orgânico em diferentes formas, dependendo do tipo de resíduo (sólido ou líquido). As quantidades e a qualidade dos resíduos adicio-

nados podem alterar a comunidade dos organismos presentes no solo, influenciar na atividade da microbiota, na densidade de grupos microbianos presentes no solo e, como consequência, na ciclagem dos nutrientes presentes nos resíduos adicionados.

A biota edáfica apresenta uma íntima interação com os constituintes inorgânicos e orgânicos do solo, apresentando grande diversidade em termos de tamanho e capacidade de ocupação de distintos nichos ecológicos do solo. No que se refere à biotransformação dos resíduos orgânicos, representantes da macro, meso e microfauna são considerados os engenheiros ou reguladores da degradação, pois atuam principalmente na fase inicial de fragmentação dos materiais orgânicos. Posteriormente, durante o processo de decomposição, a microbiota do solo atua como transformadora de substâncias orgânicas que apresentam diferentes graus de degradabilidade. A biomassa microbiana é uma propriedade fundamental para o estudo da ciclagem dos nutrientes, uma vez que a sua atividade determina a intensidade do fluxo de energia e nutrientes no solo. Porém, a eficiência da ciclagem é afetada por fatores relacionados com a qualidade e quantidade do substrato e condições edáficas e ambientais. Por este motivo, se recomenda que a biomassa microbiana seja estudada conjuntamente com outros processos indicadores de sua atividade metabólica. A avaliação da respiração microbiana do solo, a atividade enzimática e mineralização dos nutrientes, conjuntamente com os teores de C e N microbiano, contribuem para uma melhor compreensão dos processos envolvidos na decomposição da matéria orgânica e liberação dos nutrientes. Desta forma, o presente capítulo tem como objetivo obter informações sobre a qualidade, diversidade e atividade biológica do solo (fauna e microbiota do solo) em sistemas agrícolas sujeitos à aplicação de diferentes resíduos orgânicos de origem animal. Adicionalmente, serão discutidos os métodos tradicionais (dependentes de cultivo) e moleculares (independente de cultivo) empregados na avaliação dos impactos dos dejetos de animais sobre as comunidades microbianas do solo responsáveis pela transformação do carbono e nutrientes dos resíduos orgânicos depositados no solo.



A riqueza e diversidade de espécies que habitam esse tão importante compartimento para a humanidade ultrapassa o número de 94 mil espécies descritas só no Brasil e a estimativa é de que seja muito maior, já que não há ainda um estudo completo da fauna edáfica nos trópicos (Brown *et al.*, 2015). Além de uma grande variedade de espécies, a fauna do solo apresenta uma diversidade de metabolismos, atividades, relações e tamanho dos organismos que vivem no solo que influenciam nas atividades e processos que esses animais estão mais ou menos envolvidos. Por fins práticos e pela limitação no conhecimento taxonômico desses organismos, é comum usar algumas classificações mais simples e objetivas para avaliação e interpretação. Uma maneira de agrupar é pelo tamanho, sendo dividida em micro, meso e macrofauna (Figura 2).

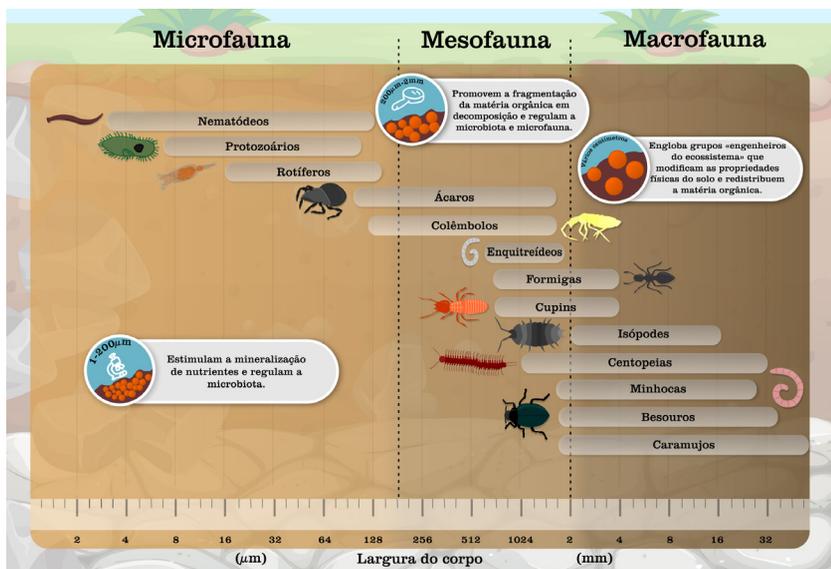


Ilustração: Mariana Vieira Coronas

**Figura 2.** Classificação de tamanho da biota do solo e principais grupos representativos.

A microfauna do solo abrange organismos microscópicos inferiores a 0,2 mm. Protozoários, rotíferos e nematódeos são os principais grupos da microfauna e habitam o filme de água do solo. Alimentam-se de fungos e bactérias, mas há também predadores e parasitas (Correia,

2002). Esses organismos, além de atuarem no controle de populações da microbiota, são também estimuladores da mineralização de nutrientes (Brown *et al.*, 2015). Animais com tamanho entre 0,2 e 2,0 mm são classificados como mesofauna do solo. Nesse conjunto se encontram diversos grupos de animais. Os ácaros e colêmbolos geralmente dominam em abundância e diversidade, sendo os ácaros mais diversos e dominados por espécies de predadores ou detritívoros. Os colêmbolos são menos diversos que ácaros, mas exercem importante função detritívora (Brown *et al.*, 2015). Outro grupo de relevância na mesofauna são os enquitreídeos que, através do processamento geofágico da matéria orgânica e das mudanças na distribuição de tamanho dos poros, afetam o transporte de solutos e disponibilidade de O<sub>2</sub> (Correia, 2002). A macrofauna, abrangendo organismos superiores a 2 mm, engloba diversos grupos taxonômicos, comportamentos e efeitos no ambiente. Nesse grupo estão minhocas, cupins, formigas e besouros, que são referidos como “engenheiros do ecossistema”, pois suas atividades criam estruturas biogênicas (Figura 2), como galerias, câmaras, ninhos e bolotas fecais, que modificam as propriedades físicas do solo e a disponibilidade de recursos para outros organismos (Brown *et al.*, 2015). Também estão nesse grupo tatuzinhos, centopeias, percevejos, larvas de moscas, mariposas e caracóis, entre outros.

Devido à limitação no conhecimento taxonômico e praticidade na interpretação dos estudos, é muito comum usar o conceito de grupos funcionais. Um grupo funcional é definido em relação às suas propriedades inerentes, tais como morfologia, fisiologia e propriedades relacionadas aos recursos e interações entre espécies. Essa abordagem facilita a descrição das comunidades da fauna de solo e a interpretação da importância e papel de cada uma delas no funcionamento do ecossistema. Os principais grupos funcionais da fauna de solo são predadores e parasitas, detritívoros e decompositores, fitófagos, geófagos e bioperitubadores (Brown *et al.*, 2015). Os fitófagos causam danos às partes aéreas e às raízes das plantas. Incluem principalmente os nematóides fitoparasitas, algumas formigas, cigarras, tesourinhas, milipéias, alguns besouros, moluscos (lesmas e caramujos), percevejos, grilos, tatuzi-

nhos, colêmbolos, ácaros e sínfilos. Geófagos e bioturbadores ingerem ou transportam o solo, sendo os cupins e anelídeos (minhocas, enquitreídeos) os principais representantes. Os predadores e parasitas afetam negativamente a vida ou populações de outros animais e incluem uma ampla gama de animais, a exemplo dos que caçam na serapilheira, como os aracnídeos, besouros, ácaros, formigas, vespas, centopeias e tesourinhas. Os nematóides parasitam muitos animais, tanto vertebrados quanto invertebrados. Detritívoros/decompositores podem se alimentar de fezes (mais comuns são milipéias, tatuzinhos, rola-bostas, minhocas), cadáveres (algumas larvas de moscas e alguns besouros) ou fungos e materiais em decomposição.

Alterações na fauna edáfica podem ocorrer em função do uso da terra, de modificações no ambiente, do preparo e cultivo do solo e da adição de matéria orgânica (Baretta *et al.*, 2011). A comunidade da fauna edáfica é um parâmetro sensível ao impacto de diferentes tipos de sistemas de produção, o que possibilita seu uso como instrumento na determinação de opções de manejo dos sistemas agropecuários. O conhecimento dos grupos funcionais da macrofauna do solo pode fornecer informações sobre o impacto gerado no solo, a partir da exclusão de um ou mais grupos (Silva *et al.*, 2014).

Muito além da liberação de nutrientes e uso eficiente da água, o vigor da planta e a suscetibilidade a insetos herbívoros são impulsionados por uma complexidade de interações com a macrofauna do solo (Bonkowski *et al.*, 2009). Assim, o conhecimento dessa comunidade de organismos do solo e os impactos das ações humanas são fundamentais para compreensão dos processos para conservação das funções e serviços ecológicos desempenhados por essa complexa rede de interações que possibilitam, não apenas a produtividade de sistemas agrícolas, mas toda a vida na Terra hoje.

A abundância e diversidade da fauna de solo pode ser afetada por vários fatores do solo (como pH, temperatura, minerais predominantes, umidade, textura, entre outros), histórico do uso da terra, topografia, clima e vegetação (tipo e coberturas). Em uma escala espacial e temporal

menor, considerando áreas destinadas à produção agrícola, as alterações podem ser observadas em decorrência das práticas de manejo e cultivo do solo e tipo e composição da matéria orgânica adicionada (Baretta *et al.*, 2011).

O uso de dejetos animais como fertilizante é um eficiente método de reciclagem. No entanto, o conhecimento sobre os efeitos na fauna edáfica, tanto por grupos funcionais ou taxonômicos, é fundamental para a integridade dos processos desempenhados por essa diversidade do solo. A aplicação de esterco líquido de suíno em lavouras em rotação de culturas (semeadura direta e convencional), pastagens e mata nativa foi avaliada por Baretta *et al.* (2003). Nesse estudo, a maior densidade de organismos da mesofauna foi encontrada na área agrícola com semeadura direta e maior dose de esterco suíno aplicada, enquanto que para a macrofauna a maior densidade foi observada em solo de mata nativa. O grupo taxonômico da mesofauna com maior frequência na área agrícola com semeadura direta e maior dose de esterco suíno foi diptera, diferenciando-se das demais áreas analisadas, onde colêmbos foi o grupo de maior frequência (Baretta *et al.*, 2003).

Adubação mineral, organomineral e orgânica com dejetos de suínos em base seca foi comparada em lavouras de milho (*Zea mays*) e aveia (*Avena sativa*), em sucessão e semeadura direta em um Latossolo Vermelho distroférico em Santa Catarina (Alves *et al.*, 2008). Foi observada maior frequência de minhocas nos tratamentos que receberam adubação orgânica de dejetos de suínos, assim como maior frequência de coleópteros, o que foi associado à maior presença de matéria orgânica e hábito de algumas espécies desses grupos alimentarem-se de fezes e carcaças oriundas de vertebrados (Alves *et al.*, 2008). Esse estudo ainda apontou associação de maior riqueza de grupos da fauna de solo com adubação orgânica (Alves *et al.*, 2008). Diferentemente, Alves *et al.* (2018) observaram a menor diversidade no tratamento que recebeu a maior dosagem de dejetos líquido de suínos e a maior diversidade no tratamento onde se utilizou a adubação orgânica com mineral.

A avaliação da influência de aplicação de dejetos líquido de suínos (em cinco doses) em dois sistemas de manejo do solo (mínimo e plantio direto) na fauna edáfica do solo em área experimental de Taquaruçu do Sul (RS) indicou que o sistema plantio direto associado às maiores doses de dejetos resultam em maior abundância de organismos, ocasionada pelo maior número de colêmbolos. A população de ácaros foi maior no cultivo mínimo, em comparação ao sistema plantio direto na maior dose de aplicação de dejetos líquido de suíno (Silva *et al.*, 2014). Os autores descreveram que o pequeno revolvimento do solo no cultivo mínimo, em conjunto com as elevadas doses de dejetos, pode ter alterado a relação C/N do resíduo orgânico, contribuindo na digestibilidade do resíduo pelos organismos edáficos e, conseqüentemente, trazendo maior diversidade da fauna do solo (Silva *et al.*, 2014).

O Programa francês “Réseau de Mesures de la Qualité des Sols e Biodiversité” (Rede de Medição de Qualidade do Solo e Biodiversidade) monitora 109 locais e seis principais grupos biológicos em quatro categorias principais: macrofauna (macroinvertebrados do solo e minhocas), mesofauna (ácaros e colêmbolos), microfauna (nematóides) e microrganismos (biomassa microbiana e genes funcionais). O programa encontrou que a fertilização dos solos tem efeito e aumenta a abundância de colêmbolos, a riqueza de minhocas e a abundância da macrofauna. A abundância de colêmbolos, bem como a riqueza e abundância de nematóides, foram parâmetros eficientes capazes de discriminar os sistemas de manejo (Cluzeau *et al.*, 2012).

A fauna do solo, além de fundamental nos processos que viabilizam a vida na Terra, também pode ser uma importante ferramenta de avaliação da qualidade do solo e dos efeitos dos sistemas de manejo e práticas adotadas. Adubação orgânica associada a outras práticas conservacionistas, como plantio direto, tem efeito positivo na abundância e riqueza da fauna edáfica (Brown *et al.*, 2015). Em geral, as populações de minhocas e colêmbolos aumentam no sistema de plantio direto, com a ausência de preparo do solo e a presença de cobertura verde, matéria orgânica em decomposição e sistema radicular densamente distribuído (Brown *et al.*, 2015). Assim, a adoção de práticas que garantem a maior

abundância e riqueza de organismos da fauna do solo promovem a qualidade desse solo pela manutenção dos processos e atividades desempenhados por esses organismos, que incluem, entre outras, formação de solo, a água disponível no solo, ciclagem de nutrientes, dinâmica da decomposição da matéria orgânica, sequestro de carbono, controle de erosão e tratamento de resíduos.

## **Atividade biológica do solo**

### **Biomassa e respiração do solo**

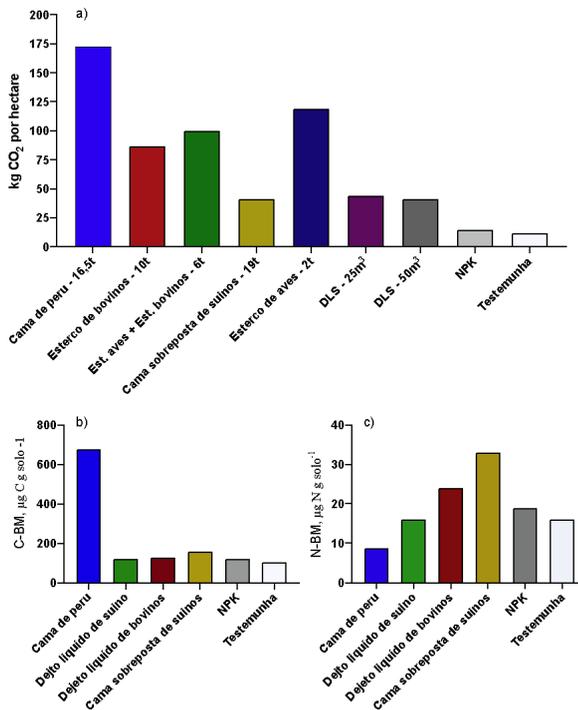
A biomassa microbiana do solo (BMS) e a atividade microbiana têm sido apontadas como indicadores adequados de alterações provocadas por diferentes sistemas de uso e manejo do solo. A BMS é considerada a parte viva e mais ativa da matéria orgânica, sendo um indicador sensível às mudanças iniciais no conteúdo total de matéria orgânica do solo, podendo ser utilizada para indicar seu nível de degradação ou estabilização em função do sistema de manejo utilizado. Essa biomassa é constituída por fungos, bactérias e actinobactérias, atuando nos processos de ciclagem de nutrientes, decomposição de resíduos orgânicos, acúmulo de matéria orgânica, além de representar a principal fonte das enzimas do solo (Moreira; Siqueira, 2006). No que se refere aos atributos biológicos, a BMS fornece informações importantes sobre a dinâmica de um reservatório lábil da matéria orgânica do solo, ou seja, pode avaliar o tamanho da fração mais ativa e dinâmica da matéria orgânica (Silva, 2008). A BMS representa, em média, de 1 a 5% do C orgânico, 2 a 5% do nitrogênio e 2 a 20% do fósforo total do solo (Srisvastava and Singh, 1991), sendo uma reserva considerável de nutrientes, os quais são continuamente assimilados durante os ciclos de crescimento dos diferentes organismos que compõem o ecossistema. Assim, os solos que mantêm um alto conteúdo de biomassa microbiana são capazes não somente de armazenar, mas também de ciclar mais nutrientes no sistema (Araújo; Monteiro, 2007).

A atividade da microbiota do solo pode ser avaliada de diversas formas, como pela medição da sua biomassa, atividade de certas enzimas no solo e medidas da respiração basal (Moreira; Siqueira, 2006), entre outras. A respiração basal do solo é resultante do metabolismo dos microrganismos durante o processo de degradação dos resíduos vegetais e da ciclagem da matéria orgânica (Babujia *et al.*, 2010). O quociente metabólico ( $qCO_2$ ), parâmetro originado da razão entre a taxa respiratória do solo e o carbono da biomassa microbiana, permite uma avaliação mais conclusiva a respeito da atividade microbiana do solo (Colozzi Filho *et al.*, 2001; Mercante *et al.*, 2008). Outro indicador da qualidade biológica é o quociente microbiano ( $qmic$ ), que relaciona o carbono da biomassa e o carbono orgânico total do solo, permitindo avaliar a qualidade da matéria orgânica presente no solo. Assim como outros processos metabólicos, a respiração é dependente do estado fisiológico da célula microbiana e é influenciada por diversos fatores do solo, como a umidade, temperatura, estrutura, disponibilidade de nutrientes, textura, relação C/N e presença de resíduos orgânicos, entre outros. Altas taxas de respiração podem indicar tanto um distúrbio ecológico como um alto nível de produtividade do ecossistema (Moreira; Siqueira, 2006).

A adoção de sistemas de manejo conservacionistas que priorizam a manutenção de resíduos de culturas sobre a superfície do solo é uma prática cada vez mais comum devido ao crescente interesse pela agricultura sustentável (Cheneby *et al.*, 2010), pois representa uma importante fonte de carbono, que ajuda no restabelecimento da matéria orgânica decomposta como resultado das atividades de cultivo. Além dos resíduos culturais, a necessidade de preservar o meio ambiente, por meio do descarte adequado dos mais variados tipos de resíduos orgânicos, tem estimulado o aproveitamento desses resíduos gerados em atividades rurais, agroindustriais e urbanas, seja como fertilizantes ou como condicionadores de solo.

No entanto, a aplicação de variados tipos de resíduos no solo, em diferentes quantidades, altera o comportamento da microbiota, podendo estimular ou inibir a sua atividade, principalmente em relação aos processos de transformação da matéria orgânica e à ciclagem de nu-

trientes e às interações de troca com a maioria das espécies de plantas, especialmente as de importância agrícola (Zatorre, 2008). Alguns autores têm verificado o impacto da aplicação de diferentes tipos de resíduos orgânicos na atividade microbiana, observando o aumento na respiração basal do solo, nos teores de carbono na biomassa microbiana e nos teores de nitrogênio na biomassa microbiana (Figura 3). O comportamento diferenciado de cada tipo de resíduo aplicado ao solo pode estar relacionado com a qualidade química dos resíduos, condições climáticas, tipo de sistema (plântio direto ou convencional), tipo de solo e quantidades aplicadas de cada resíduo. Entretanto, vale ressaltar que a adição de resíduos orgânicos estimula a microbiota do solo e, como consequência, aumenta os fluxos de CO<sub>2</sub> para a atmosfera.



**Figura 3.** Valores da respiração microbiana (C-CO<sub>2</sub>), carbono da biomassa (C-BM) e nitrogênio da biomassa (N-BM) na camada de 0-10 cm de profundidade em diferentes tipos de solos quando da aplicação de diferentes tipos de resíduos orgânicos.

## Atividade enzimática

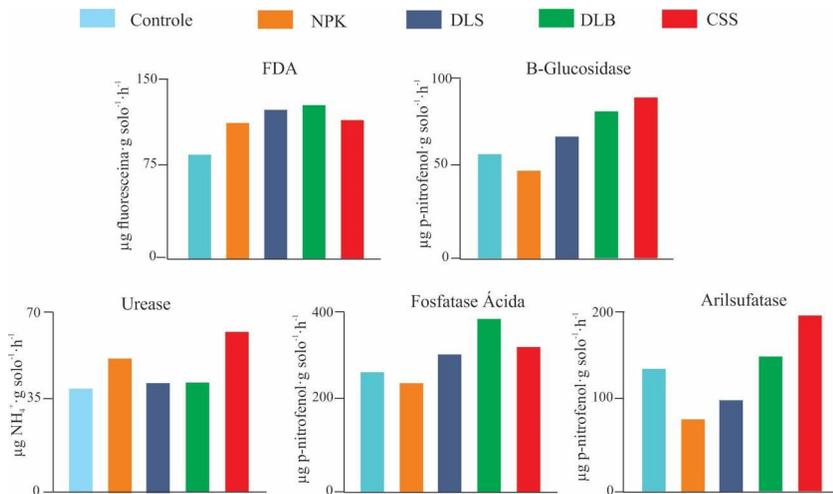
As enzimas do solo são proteínas catalizadoras de várias reações bioquímicas que ocasionam a transformação da matéria orgânica e a liberação de nutrientes inorgânicos que contribuem para a nutrição mineral das plantas (Nannipieri *et al.* 2012; Burns *et al.* 2013). A variedade de enzimas encontrada no solo é muito grande e aquelas mais frequentemente estudadas são as oxidoredutases, transferases e hidrolases (Chauvel *et al.* 2008). As oxidoredutases e as desidrogenases têm sido amplamente pesquisadas em solos devido ao seu papel aparente na oxidação da matéria orgânica, onde transfere hidrogênio de substratos para receptores. Enquanto isso, as hidrolases e as transferases, por causa de seu papel na decomposição de vários compostos orgânicos, são importantes na ciclagem de nutrientes e na formação de matéria orgânica do solo, como, por exemplo, as enzimas envolvidas no ciclo do carbono (C) – amilase, celulase, lipase e glucosidases, ciclo do nitrogênio (N) – proteases, amidases, urease e desaminases, ciclo do fósforo (P) – fosfatases e no ciclo do enxofre (S) – arilsulfatase (Chauvel *et al.* 2008; Adetunji *et al.* 2017).

Como visto nos capítulos anteriores, a aplicação dos dejetos de animais pode interferir na quantidade e dinâmica de alguns elementos no solo, ocasionando um incremento na atividade microbiana. Somado a isso, a maior disponibilidade de nutrientes nos solos com a aplicação de dejetos, como por exemplo N e P, também incrementam a produtividade e a produção de matéria seca das culturas. Nesse processo, os nutrientes, quando absorvidos pelas plantas, são incorporados a compostos orgânicos. Após a senescência da planta e posterior decomposição no solo, o teor de N e P na forma orgânica aumenta no solo (Ceretta *et al.* 2010; Tiecher *et al.* 2012). Cabe salientar que parte do N e do P contido nos dejetos pode já estar na forma orgânica, contribuindo também para o aumento das frações orgânicas desses nutrientes no solo. Para se tornar disponível para plantas, esses nutrientes precisam ser mineralizados, pois as plantas absorvem N e P nas suas formas inorgânicas. Este processo é catalisado por enzimas extracelulares que são secretadas pelas raízes das plantas e microrganismos do solo para atender às suas

necessidades por nutrientes, ou liberadas passivamente após a morte celular e lise (Stewart; Tiessen 1987; Richardson *et al.* 2011; Richardson and Simpson 2011). Geralmente, a exsudação das enzimas específicas acontece em resposta à privação de nutrientes na forma inorgânica (Maltais-Landry 2015; Dick *et al.* 2015).

Apesar da grande quantidade de N e P na forma inorgânica, Dantas (2016) observou um incremento significativo na atividade enzimática em solos com histórico de 10 anos de aplicação de dejetos de animais em relação ao solo não adubado e adubado com fertilizante mineral (Figura 4). Isso pode ter acontecido pela adição de C dos dejetos de animais somado ao maior aporte de resíduos culturais em superfície nos tratamentos adubados com dejetos de animais, o que proporcionou incremento na atividade microbiana, que por sua vez contribuiu para o aumento da atividade enzimática potencial nesses solos.

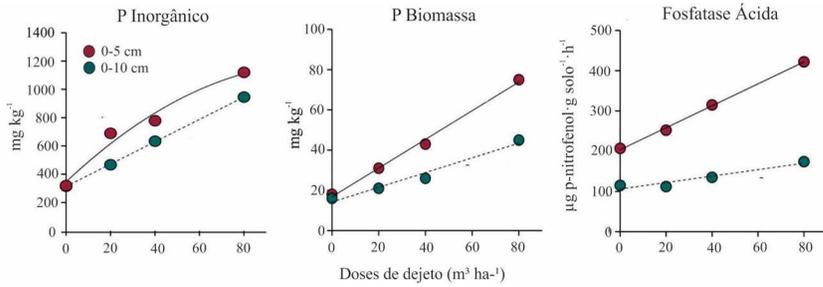
Devido à semelhança no estoque de C dos tratamentos adubados, seja com dejetos de animais ou fertilizante mineral, a atividade enzimática global determinada pela hidrólise do FDA foi muito semelhante, diferindo apenas do tratamento controle. No entanto, a atividade da  $\beta$ -glucosidase foi superior nos solos que receberam resíduos orgânicos quando comparada ao fertilizante mineral e controle (Figura 4). A atividade dessa enzima foi ainda mais pronunciada no solo com a adição de cama sobreposta de suíno, por causa da maior adição de C em formas mais recalcitrantes. Esta atividade tem sido considerada um indicador sensível da qualidade do solo, e um biomarcador válido para indicar mudanças na atividade microbiana total devido a mudanças no manejo do solo sob diferentes práticas agrônômicas (Caravaca *et al.* 2003; Roldán *et al.* 2007).



**Figura 4.** Atividade das enzimas  $\beta$ -glucosidase, Urease, Fosfatase ácida e Arilsulfatase e hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) na camada de 0-0,10 m de um Argissolo Vermelho distrófico arênico, coletado durante o cultivo do milho (safra 2014/15) em área de plantio direto após sucessivas aplicações de diferentes fontes de nutrientes, em Santa Maria - RS. Controle = Sem aplicação de fertilizantes; NPK = fertilizante mineral; DLS = dejetos líquidos de suínos; DLB = dejetos líquidos de bovinos; CSS = cama sobreposta de suínos (CSS).

Fonte: Adaptado de Dantas (2016).

Nos solos com adição de dejetos, o acúmulo de P na biomassa microbiana, especialmente após aplicações recentes de grandes quantidades de resíduos animais, é uma forma eficiente de armazenamento desse nutriente (Hedley e Stewart 1982; Gatiboni *et al.* 2008). Acredita-se que a maior imobilização de P na biomassa microbiana se deva à combinação da adição mais recente de P inorgânico, que atinge de 93% a 99% em resíduos animais, com o período de alta disponibilidade dos resíduos da safra anterior (Tiecher *et al.* 2014). Assim, a disponibilidade de P no solo em uma área com um longo histórico de aplicação de resíduos animais ocorre por meio da atividade microbiana via liberação de fosfatases, transformando formas de P orgânico em P inorgânico (ortofosfato) (Condrón *et al.* 2005; Haygarth *et al.* 2013). Comportamento semelhante foi observado por Tiecher *et al.* (2017) em um experimento com doses crescentes de dejetos de suíno (Figura 5).



**Figura 5.** P inorgânico, P imobilizado na biomassa e atividade da enzima fosfatase ácida em solo com histórico de 8 anos de aplicação de dejetos líquidos de suíno (19 aplicações), em Santa Maria - RS.

Fonte: Adaptado de Tiecher *et al.* (2017).

Solos com aplicação de dejetos de animais podem apresentar incremento da atividade da enzima arilsulfatase. No estudo de Dantas (2016), a atividade dessa enzima foi positivamente correlacionada com os níveis de P inorgânico e CO<sub>2</sub> do solo. Como os ânions H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup> e SO<sub>4</sub><sup>-</sup> competem entre si pelos mesmos locais de adsorção de grupos funcionais nas partículas reativas do solo, e como H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup> é preferencialmente adsorvido, o SO<sub>4</sub><sup>-</sup> pode ser facilmente perdido por lixiviação (Loide *et al.* 2020). A maior atividade da arilsulfatase pode estar associada à deficiência de S causada pelos altos níveis de P nesses solos. Por outro lado, a adição elevada de N nesses solos pode potencializar a mineralização e a ciclagem da matéria orgânica, contribuindo assim para o aumento dessa enzima (Ghani *et al.* 1992).

As transformações da matéria orgânica mediadas pela microbiota do solo são catalisadas por enzimas extracelulares envolvidas na mineralização de nutrientes em formas orgânicas. Nesse caso, a avaliação da atividade potencial de enzimas do solo, como as hidrolases, fornece uma indicação das alterações na fertilidade do solo, uma vez que estão relacionadas à mineralização de nutrientes importantes como N, P e C. Da mesma forma, os ensaios enzimáticos tradicionais têm potencial de servirem como indicadores do impacto da aplicação de compostos orgânicos como fonte de nutrientes às plantas. Entretanto, recentes avanços em ferramentas de biologia molecular, quando associados aos métodos tradicionais, têm o potencial de ampliar o conhecimento sobre

a complexidade e interações dinâmicas das comunidades microbianas do solo na reciclagem de nutrientes.

## **Impactos na comunidade microbiana**

Os microrganismos formam parte da biota edáfica e ocorrem em dominância numérica em relação aos demais organismos do solo. Estes formam comunidades complexas e desempenham um papel muito importante para a saúde do solo e das plantas. Isto se deve à ampla versatilidade metabólica desses organismos, que possibilita a participação na ciclagem biogeoquímica de muitos elementos, como carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre, e a realização de importantes funções ecossistêmicas (Neher, 1999; Giri *et al.*, 2005).

Os microrganismos do solo compreendem dois grandes grupos: procariotos, organismos mais simples, com células que possuem diferentes formas e tamanho diminuto, representado por bactérias e arqueias; e eucariotos, organismos estruturalmente maiores e mais complexos, representado, principalmente, pelos fungos. De um modo geral, as bactérias representam o grupo que ocorre em maior densidade dentre todos os organismos do solo (Moreira; Siqueira, 2006). Estimativas apontam que aproximadamente 100 espécies bacterianas ocorrem por grama de solo. Entretanto, esses números podem ser ainda maiores devido aos avanços metodológicos para acesso aos microrganismos do solo e aos crescentes estudos nessa área.

Os microrganismos do solo são considerados essencialmente decompositores primários da matéria orgânica, de onde advém os principais benefícios proporcionados para o solo e para as plantas. Isto se deve ao fato de que, à medida que os materiais orgânicos são decompostos, ocorre o processo de mineralização e os nutrientes tornam-se disponíveis para os vegetais. Adicionalmente, acontecem a produção de húmus, que atua como um importante reservatório de nutrientes, e a formação de agregados no solo (Magdoff; Van Es, 2000). Além de atuarem na dinâmica da matéria orgânica, os microrganismos do solo também desempenham outras importantes funções, como fixação biológica de

nitrogênio, produção de fito-hormônios, decomposição de compostos e elementos tóxicos e controle biológico de pragas e doenças (Moreira; Siqueira, 2006). Como resultado, promovem a melhoria nas propriedades químicas e físicas do solo, assim como estimulam direta ou indiretamente o crescimento vegetal.

A microbiota edáfica ocorre, predominantemente, na camada superficial do solo (0-20 cm), pois é nessa camada em que os recursos são mais abundantes devido à maior acumulação da matéria orgânica no solo pela deposição de serrapilheira e efeito das raízes (Cotta, 2016). De maneira geral, o solo é caracterizado como um ambiente de baixa disponibilidade de nutrientes, porém apresenta a ocorrência de zonas que possuem uma elevada atividade biológica, dentre as quais podemos citar as zonas de acúmulo de matéria orgânica e a região ao redor das raízes, denominada rizosfera (Moreira; Siqueira, 2006; Philippot *et al.*, 2013). A rizosfera é caracterizada como uma zona de alta densidade de microrganismos, onde há uma constante liberação de compostos orgânicos e fatores de crescimento pelo sistema radicular das plantas (Neumann; Römheld, 2012). Nessa região ocorrem importantes grupos microbianos caracterizados como microrganismos promotores do crescimento vegetal, que abrangem rizobactérias e rizóbios, reconhecidamente importantes devido ao papel desempenhado na disponibilização de nutrientes, produção de hormônios e enzimas que auxiliam na promoção do crescimento vegetal. Há ainda a presença de fungos micorrízicos arbusculares, que possuem papel significativo na absorção de fósforo e água para plantas, bem como na estruturação do solo.

Em sistemas produtivos, a adoção de práticas agrícolas mais conservacionistas, como a aplicação de dejetos animais, pode ser uma forma de aporte de macro e micronutrientes aos sistemas biológicos a curto prazo e de aumento de matéria orgânica e estoque de nutrientes a longo prazo, auxiliando assim na manutenção da sustentabilidade do sistema de produção, com diferentes grupos microbianos atuando no processo. Embora a aplicação de dejetos animais em sistemas agrícolas seja uma prática consolidada em muitos países, é recente, e crescente, a preocupação dos efeitos da aplicação desses resíduos em so-

los agrícolas devido aos importantes papéis desempenhados por esse grupo de organismos do solo.

Atualmente, uma ampla variedade de técnicas tem permitido a avaliação de diferentes aspectos da estrutura da comunidade microbiana do solo. As abordagens tradicionais baseiam-se em técnicas dependentes de cultivo, que consistem no isolamento de microrganismos em meios de cultura, sendo comumente utilizadas para enumeração e caracterização de indivíduos microbianos. Entretanto, estima-se que apenas uma pequena fração das bactérias do solo sejam passíveis de isolamento (cerca de < 1%), levando assim a uma subestimação das comunidades microbianas edáficas (Vartoukian; Palmer; Wade, 2010). Por outro lado, abordagens independentes de cultivo não requerem o isolamento dos microrganismos e são baseadas na análise de ácidos graxos ou ácidos nucleicos (Zhang; Xu, 2008). Esta última tem sido a abordagem cada vez mais utilizada. Neste caso, os ácidos nucleicos (DNA /RNA) são extraídos diretamente do solo e podem ser submetidos a técnicas com diferentes resoluções, como as técnicas de *fingerpint*, utilizadas apenas para inferir sobre mudança na estrutura das comunidades microbianas ou técnicas que utilizam o sequenciamento do material genético, possibilitando assim a identificação dos microrganismos presentes ou até mesmo as funções por estes desempenhadas.

Essas diferentes abordagens vêm sendo utilizadas para avaliar o efeito a curto e longo prazo da aplicação de dejetos animais nas comunidades microbianas do solo e na sustentabilidade dos sistemas de produção. Embora a composição dos dejetos animais possa variar de acordo com a fonte animal e até mesmo pelos fatores de produção (raça, alimentação, administração de medicamentos, manejo do rebanho), disponibilizando assim diferente carga orgânica e mineral, como nitrogênio, fósforo e metais pesados (cobre e zinco) (Rayne; Aula, 2020), a aplicação de doses adequadas, geralmente, resulta em relações positivas entre a composição das comunidades microbianas e a qualidade do solo.

O efeito da aplicação de esterco bovino com palha de trigo nas comunidades microbianas do solo foi avaliado por meio da técnica de *fingerprint*, denominada *Eletroforese em Gel de Gradiente Desnaturante* (PCR-DGGE), em um experimento de curto prazo sem plantio de culturas agrícolas por Sekiguchi, Kushida e Takenaka (2007). Foi verificado que a aplicação de esterco não proporcionou mudanças significativas na estrutura das comunidades microbianas, indicando que a microbiota dominante no solo é relativamente estável durante um curto período de tempo, neste caso, inferior a dois anos.

Já a interrupção da aplicação de dejetos animais por curto período de tempo em sistemas agrícolas que adotam a prática de aplicação de dejetos animais de forma consolidada, demonstra impactar de forma diferenciada as comunidades microbianas do solo. Navroski *et al.* (2021) utilizaram a técnica PCR-DGGE para avaliar o efeito da interrupção de até um ano da aplicação do dejetos suíno na comunidade microbiana edáfica em experimento de longa duração (28 anos) em sistema de plantio direto com rotação de soja/milho (verão) e trigo/aveia (inverno). Foi verificado que a interrupção da aplicação de dejetos suínos não proporcionou mudanças significativas na estrutura da comunidade dos procariotos, porém a comunidade fúngica apresentou alterações significativas. A diferença na composição da matéria orgânica do solo e na disponibilidade dos substratos orgânicos podem ser razões para as diferenças encontradas na estrutura da comunidade dos diferentes grupos microbianos, ou seja, devido à interrupção de fornecimento de substratos orgânicos via dejetos e aporte constante de material vegetal pelo plantio direto (Navroski *et al.*, 2021).

Com o passar dos anos, a aplicação sucessiva de dejetos animais pode impactar mais expressivamente a comunidade microbiana do solo. Parham *et al.* (2003) verificaram, por meio de técnica dependente de cultivo, o aumento da densidade de bactérias em experimento de longa duração (100 anos) submetido à aplicação de esterco bovino com plantio de trigo. Além disso, a aplicação de esterco bovino proporcionou o estímulo de populações de bactérias com diferentes estratégias de crescimento, ou seja, tanto de bactérias consideradas copiotróficas, que

apresentam crescimento mais rápido e ocorrem em locais com abundância de substrato, quanto oligotróficas, que são de crescimento mais lento e ocorrem em habitats com limitações de recursos. Estes efeitos foram associados ao aporte de material orgânico e nutrientes minerais facilmente disponíveis, bem como às melhorias proporcionadas na estrutura do solo (Parham *et al.*, 2003). Adicionalmente, por meio de técnicas de *fingerprint*, baseada na análise de *elementos extragênicos repetitivos palindrômicos* (REP-PCR), também verificaram que a aplicação de esterco proporcionou aumento na riqueza e na uniformidade da comunidade bacteriana. Parham *et al.* (2002) constataram que a aplicação de esterco, neste mesmo experimento, foi positivamente correlacionada com a produtividade da cultura.

Abordagens microbiológicas mais robustas também têm sido utilizadas para identificar a comunidade microbiana em sistemas agrícolas com aplicação de dejetos animais. Lin *et al* (2019) investigaram a resposta das comunidades procarióticas e fúngicas, via técnica independente de cultivo denominada Sequenciamento de Nova Geração (NGS), em quatro classes de tamanho agregado em solos submetidos a 27 anos de aplicação de diferentes fertilizantes mineral ou organomineral, cultivado com amendoim (verão), seguido do pousio (inverno). Foi verificado que a aplicação de dejetos suíno, independentemente do tamanho do agregado, influenciou a comunidade microbiana do solo, principalmente pelo aumento de *Bacillales* e *Gaiellales* (procariotos) e *Pezizales* (fungo) e pela diminuição de *Thermogemmatissporales* (procariotos). A função destes grupos microbianos não foi caracterizada no experimento, porém foram relacionadas a alterações das propriedades do solo, mais especificamente ao aumento do teor de MOS e do pH do solo. Fatores físico-químicos do solo, como a quantidade e qualidade de substratos e de fontes de energia, fatores de crescimento e nutrientes minerais, bem como do pH, gases e disponibilidade de água, são bem caracterizados quanto aos impactos na comunidade microbiana edáfica (Cotta, 2016).

O uso de dejetos animais em grandes quantidades ao longo do tempo pode causar acúmulo excessivo de nutrientes e por isso avaliações de grupos microbianos específicos, como fungos micorrízicos arbusculares (FMA), também vem sendo realizadas em sistemas agrícolas que adotam tal prática. Os FMA são considerados organismos biotróficos obrigatórios, dependendo, portanto, da associação com plantas para completar seu ciclo de vida. Estes produzem micélios extrarradiculares que aumentam a área do solo explorada pelas raízes das plantas, incrementando a superfície de absorção de água e nutrientes pouco móveis, como o fósforo (P) (Chen *et al.*, 2018). Adicionalmente, o crescimento micelial e produção de glicoproteínas denominadas glomalinas auxiliam na formação de agregados e, portanto, contribuem para a formação da estrutura do solo (Chen *et al.*, 2018). Dessa forma, esse grupo microbiano demonstra um importante papel ecossistêmico.

Balota *et al.* (2016) verificaram que a aplicação a longo prazo de dejetos de suínos (15 anos) em solo cultivado com soja/milho (verão) e trigo/aveia (inverno) pode levar a uma diminuição no número de esporos de FMA no solo, o que pode acarretar, a longo prazo, o comprometimento da capacidade de estabelecimento de novas associações micorrízicas. Qin *et al.* (2015) verificaram que fatores como pH, teor de K e relação P:C podem influenciar as comunidades de FMA no solo. Devido ao fato, a quantidade de adubo orgânico e fertilizantes químicos aplicados no solo é um fator importante a ser considerado a longo prazo. Os autores sugerem que a combinação de dejetos suíno compostado + NPK pode aumentar a diversidade de FMA do solo, proporcionar maior biomassa de FMA e aumentar o rendimento em um sistema agrícola de rotação trigo-arroz.

Fica assim evidente que o solo é um ecossistema altamente diverso, que abriga uma ampla diversidade de microrganismos e sustenta diversos processos ecológicos. A adoção da aplicação de dejetos animais deve ser uma prática fomentada em sistemas agrícolas, porém deve ser otimizada utilizando uma abordagem holística, que seja baseada no fornecimento de nutrientes em quantidade e qualidade adequadas para o estabelecimento de comunidades microbianas e para a manutenção

das funcionalidades do ecossistema. Isto contribuirá, conseqüentemente, para a saúde do solo e das plantas, levando à sustentabilidade do ambiente a longo prazo. Embora muitos estudos relacionam determinada propriedade física e/ou química do solo a alterações na comunidade microbiana, um dos grandes desafios no futuro será estabelecer uma relação entre a taxonomia e potencial genético e metabólico dos microrganismos do solo, de forma a se manejar o ambiente visando a seleção de grupos microbianos específicos.

## **Considerações finais**

Os representantes da fauna e das comunidades microbianas do solo desempenham importantes funções nas transformações dos materiais orgânicos depositados no solo. Alterações nas populações destes organismos edáficos, bem como as funções que os mesmos desempenham no solo, podem ser empregados como indicadores de possíveis impactos ocasionados pelos sistemas de manejo. Resíduos orgânicos de origem animal são comumente empregados como fonte de nutrientes nos sistemas agrícolas e a sua deposição na superfície do solo pode afetar de maneira positiva ou negativa os grupos funcionais da fauna edáfica, bem como na atividade e diversidade dos microrganismos do solo. A respiração e a biomassa microbiana e a atividade enzimática associada às transformações dos nutrientes depositados no solo são os indicadores biológicos mais comumente empregados na avaliação da atividade microbiológica do solo. Além desses métodos tradicionais (dependentes de cultivo), métodos moleculares podem ser empregados para avaliação mais detalhada sobre populações microbianas específicas que podem ser afetadas pelos resíduos orgânicos de origem animal. Porém, a definição dos atributos biológicos que apresentam relação estreita com os efeitos da deposição dos resíduos orgânicos no solo depende da quantidade, composição do material adicionado e das inúmeras condições edafoclimáticas que afetam a decomposição

e mineralização dos mesmos. Desta forma, a compreensão mais abrangente dos impactos dos resíduos orgânicos de origem animal sobre a qualidade do solo depende de uma avaliação conjunta dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo.

## Referências

ADETUNJI, A. T. *et al.* The biological activities of  $\beta$ -glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: a review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 17, p. 794–807, 2017.

ALVES M. V. *et al.* Macrofauna do solo influenciada pelo uso de fertilizantes químicos e dejetos de suínos no oeste do estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 589–598, 2008.

ALVES M. V. *et al.* Influência de fertilizantes químicos e dejetos líquidos de suínos na fauna do solo. *Agrarian, Dourados*, v. 11, n. 41, p. 219–229, 2018.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, v. 23, p. 66-75, 2007.

BABUJIA, L. C. *et al.* Microbial biomass and activity at various soil depths in a Brazilian oxisol after two decades of no-tillage and conventional tillage. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, n. 12, p. 2174-2181, 2010.

BALOTA, E. L. *et al.* Response of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Different Soil Tillage Systems to Long-Term Swine Slurry Application. **Land degradation & development**, v. 27, n. 4, p. 1141-50, 2016.

BARETTA, D. *et al.* Fauna edáfica e qualidade do solo. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 7, p. 119-70, 2011.

BARETTA, D. *et al.* Fauna edáfica avaliada por armadilhas e catação manual afetada pelo manejo do solo na região oeste catarinense. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 2, p. 97-106, 2003.

BONKOWSKI, M.; VILLENAVE, C.; GRIFFITHS, B. Rhizosphere fauna: the functional and structural diversity of intimate interactions of soil fauna with plant roots. **Plant and Soil**, v. 321, p. 213–233, 2009.

- BROWN, G. G. *et al.* Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. In: PARRON, L. M. *et al.* (Ed.). **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília, DF: Embrapa, 2015. p. 121-154.
- BRUSSAARD, L. *et al.* Soil fauna and soil function in the fabric of the food web. **Pedobiologia** v. 50, p. 447–462, 2007.
- BURNS, R. G. *et al.* Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 58, p. 216–234, 2013.
- CARAVACA, F. *et al.* Alteration in rhizosphere soil properties of afforested *Rhamnus lycioides* seedlings in short-term response to mycorrhizal inoculation with *Glomus intraradices* and organic amendment. **Environmental Management**, v. 31, p. 412–420, 2003.
- 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.
- CHAUVEL, A.; BISPO, A.; ARROUAYS, D. Indicators of soil quality. **Comptes rendus des séances de l'Académie d'agriculture de France**, v. 94, p. 49–60, 2008.
- CHEN, M. *et al.* Beneficial services of arbuscular mycorrhizal fungi—from ecology to application. **Frontiers in Plant Science**, v. 9, artigo 1270, 2018.
- CHENEBY, D. *et al.* Role of plant residues in determining temporal patterns of the activity, size, and structure of nitrate reducer communities in soil. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 76, p. 7136-7143, 2010.
- CLUZEAU, D. *et al.* Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types. **European Journal of Soil Biology**, v. 49, p. 63–72, 2012.
- COLOZZI FILHO, A.; ANDRADE, D. S.; BOLOTA, E. L. Atividade microbiana em solos cultivados em sistema de plantio direto. **Informe Agropecuário**, v. 22, p. 84-91, 2001.

CONDRON, L. M.; TURNER, B. L.; CADE-MENUN, B. J. Chemistry and dynamics of soil organic phosphorus. In: SIMS, J. T.; SHARPLEY, A. N (ed.) Phosphorus: agriculture and the environment. Madison: American Society of Agronomy, 2005. (Agronomy monograph, 46). p 87–121.

CORREIA, M. E. F. **Relações entre a diversidade da fauna de solo e o processo de decomposição e seus reflexos sobre a estabilidade dos ecossistemas.** Seropédica: Embrapa Agroecologia, 2002. 33 p. (Embrapa Agrobiologia. Documentos, 156).

COTTA, S. R. O Solo como ambiente para a vida microbiana In: CARDOSO, E. J. B. N.; ANDREOTE, F. D. **Microbiologia do solo.** Piracicaba: ESALQ, 2016.

DANTAS, M. K. L. **Biomassa, atividade microbiana e produtividade de trigo e milho em solo com histórico de aplicação de fontes orgânicas e mineral.** Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Rio Grande do Sul, 2016.

GATIBONI, L. C.; BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1753–1761, 2008.

GHANI, A.; MCLAREN, R. G.; SWIFT, R. S. Sulphur mineralisation and transformations in soils as influenced by additions of carbon, nitrogen and sulphur. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 24, p. 331–341, 1992.

GIRI, B. *et al.* Microbial diversity in soils. In: VARMA, A., BUSCOT, F. (eds) **Microorganisms in soils: roles in genesis and functions.** Berlin:Heidelberg: Springer, 2005. p. 19-55.

HAYGARTH, P. M.; BARDGETT, R. D.; CONDRON L. M. **Nitrogen and phosphorus cycles and their management.** 1a. Soil conditions and plant growth. Oxford: Blackwell Publishing, 2013.

HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B. Method to measure microbial phosphate in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 14, p. 377-385, 1982.

LIN, Y, *et al.* Long-term manure application increases soil organic matter and aggregation, and alters microbial community structure and keystone taxa. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 134, p. 187-196. 2019.

LOIDE, V. *et al.* The effect of acidified slurry on crop uptake and leaching of nutrients from a loamy topsoil. **Acta Agriculturae Scandinavica. Seção B. Soil and Plant Science**, v. 70, p. 31–38, 2020.

MAGDOFF, F.; VAN, E. H. **Building soils for better crops**. Beltsville: Sustainable Agriculture Network, 2000.

MALTAIS-LANDRY, G. Legumes have a greater effect on rhizosphere properties (pH, organic acids and enzyme activity) but a smaller impact on soil P compared to other cover crops. **Plant and Soil**, v. 394, p. 139-154, 2015.

MERCANTE, F. M. *et al.* Biomassa microbiana, em um Argissolo Vermelho, em diferentes coberturas vegetais, em área cultivada com mandioca. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 30, p. 479-485, 2008.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2006. 729 p.

NANNIPIERI, P. *et al.* Soil enzymology: Classical and molecular approaches. **Biol. Fertil. Soils**, v. 48, p. 743–762, 2012.

NAVROSKI, D.; BARBOSA, G.; MOREIRA, A. Soil attributes and microbial diversity on 28 years of continuous and interrupted for 12 months of pig slurry application. **Chilean journal of agricultural research**, v. 81, p. 27-38, 2021.

NEHER, D. A. Soil community composition and ecosystem processes: comparing agricultural ecosystems with natural ecosystems. **Agroforestry Systems**, v. 1, p. 159-85, 1999.

NEUMANN, G.; RÖMHELD, V. Rhizosphere Chemistry in Relation to Plant Nutrition. **Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants**, p. 347–368, 2012.

PARHAM, J. A. *et al.* Long-term cattle manure application in soil. II. Effect on soil microbial populations and community structure. **Biology and Fertility of Soils**, v. 38, p. 209-215, 2003.

PARHAM, J. A. *et al.* Long-term cattle manure application in soil. I. Effect on soil phosphorus levels, microbial biomass C, and dehydrogenase and phosphatase activities. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, p. 328–33, 2002.

PHILIPPOT, L. *et al.* Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere. **Nature Reviews Microbiology**, v. 11, p. 789-99, 2013.

QIN, H.; LU, K.; STRONG, P. J. *et al.* Long-term fertilizer application effects on the soil, root arbuscular mycorrhizal fungi and community composition in rotation agriculture. **Applied Soil Ecology**, v. 89, p. 35-43, 2015.

RAYNE, N.; AULA, L. Livestock manure and the impacts on soil health: a review. **Soil Systems**, v. 4, n. 64, 2020.

RICHARDSON, A. E. *et al.* Plant and microbial strategies to improve the phosphorus efficiency of agriculture. **Plant and Soil**, v. 349, p. 121-156, 2011.

RICHARDSON, A. E.; SIMPSON, R. J. Soil Microorganisms Mediating Phosphorus Availability Update on Microbial Phosphorus. **Plant Physiol**, v. 156, p. 989-996, 2011.

ROLDÁN, A. *et al.* Soil sustainability indicators following conservation tillage practices under subtropical maize and bean crops. **Soil and Tillage Research**, v. 93, p. 273-282, 2007.

SEKIGUCHI, H.; KUSHIDA, A, TAKENAKA, S. Effects of cattle manure and green manure on the microbial community structure in upland soil determined by denaturing gradient gel electrophoresis. **Microbes and Environments**, v. 22, p. 327-335, 2007.

SILVA, L. G. **Uso e monitoramento de indicadores microbiológicos para avaliação da qualidade dos solos de cerrado sob diferentes agroecossistemas**. 137 p. 2008. Dissertação (Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária) – Universidade de Brasília, 2008.

SILVA, R. F. *et al.* Doses de dejetos líquidos de suínos na comunidade da fauna edáfica em sistema plantio direto e cultivo mínimo. **Ciência Rural**, v. 44, 2014

SRIVASTAVA, S. C.; SINGH, J. S. Microbial C, N and P in dry tropical forest soils: Effects of alternate land-user and nutrient flux. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 23, p.117-124, 1991.

STEWART, J. W. B.; TIESSEN, H. Dynamics of soil organic phosphorus. **Biogeochemistry**, v. 4, p. 41-60, 1987.

TIECHER, T.; SANTOS, D. R.; CALEGARI, A. Soil organic phosphorus forms under different soil management systems and winter crops, in a long term experiment. **Soil and Tillage Research**, v. 124, p. 57–67, 2012.

TIECHER, T.; TIECHER, T. L.; MALLMANN, F. J. K. 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, 2017.

TIECHER, T.; ZAFAR, M.; MALLMANN, F. J. K. Caracterização do fósforo em dejetos animais por fracionamento químico sequencial, cinética de liberação e análise de <sup>31</sup>P-RMN. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1506-1514, 2014.

VARTOUKIAN, S. R.; PALMER, R. M.; WADE, W. G. Strategies for culture of 'unculturable' bacteria. **FEMS Microbiology Letters**, v. 309, n. 1, Aug. 2010

ZATORRE, N. P. **Atributos biológicos do solo como indicadores de qualidade do solo**. Gaia Scientia, Seropédica, v. 2, p. 9-13, 2008.

ZHANG, L.; XU, Z. Assessing bacterial diversity in soil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 6, p. 379-88, 2008.

## CAPÍTULO 8

---

# **Matéria orgânica do solo em áreas com histórico de aplicações de dejetos de animais**

*Cledirmar Rogério Lourenzi, Guilherme Wilbert Ferreira, Lucas Benedet,  
Lucas Antonio Telles Rodrigues, Ana Cristina Lüdtkke e Arcângelo Loss*

### **Introdução**

A matéria orgânica do solo (MOS) apresenta grande importância para as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. Em relação às propriedades químicas, a MOS tem participação significativa na capacidade de troca de íons, especialmente em solos arenosos. Também é fonte de nutrientes às plantas, especialmente nitrogênio (N), fósforo (P) e enxofre (S), e atua no poder tampão do solo. Devido a sua elevada reatividade, regula ainda a biodisponibilidade de micronutrientes metálicos, como o cobre (Cu), manganês (Mn) e zinco (Zn), entre outros, mas também atua na complexação de elementos metálicos potencialmente tóxicos, como o alumínio (Al) trocável. Já nas propriedades físicas, a MOS favorece a formação e estabilidade de agregados no solo, pois atua como agente cimentante entre as partículas minerais. Solos agregados apresentam boa aeração, maior infiltração e capacidade de retenção de água. Além disso, agregados mais estáveis dificultam a dispersão das partículas e, conseqüentemente, dificultam os processos erosivos. A MOS também influencia na cor do solo, importante para a classificação

dos horizontes diagnósticos superficiais. Além disso, em relação às propriedades biológicas do solo, é fonte de alimento para os microrganismos, favorece a atividade microbiana e também pode apresentar efeitos fisiológicos sobre as plantas, tanto benéficos, como a auxina, quando fitotóxicos, como a produção de certos compostos fenólicos.

Em solos que recebem aplicações de dejetos de suínos ou de outras criações de animais, a adição constante de carbono (C), seja pelo próprio dejetos ou pelo aumento da produção de matéria seca pelas culturas, como abordado no Capítulo 2, pode favorecer a manutenção e/ou incremento nos teores de MOS. Além de alterações quantitativas, os diferentes tipos de dejetos utilizados como fonte de nutrientes em áreas agrícolas também podem afetar a qualidade da MOS, especialmente no que se refere às frações químicas e físicas. Dessa forma, no presente capítulo serão apresentadas informações de trabalhos científicos desenvolvidos com uso de dejetos de suínos e outros animais, com ênfase no Sul do Brasil, e que avaliaram aspectos quantitativos e qualitativos da MOS.

## **Acúmulo de matéria orgânica e estoques de carbono em áreas com uso de dejetos de animais**

Dejetos de animais têm sido utilizados como fonte de nutrientes, em especial o N, em áreas agrícolas sob diferentes sistemas de manejo do solo, incluindo o sistema de plantio direto (SPD), no Sul do Brasil. Além do N, os dejetos adicionam outros elementos essenciais ao crescimento e desenvolvimento das culturas agrícolas, com destaque para P e K, e alguns micronutrientes, como Cu e Zn (De Conti *et al.*, 2016).

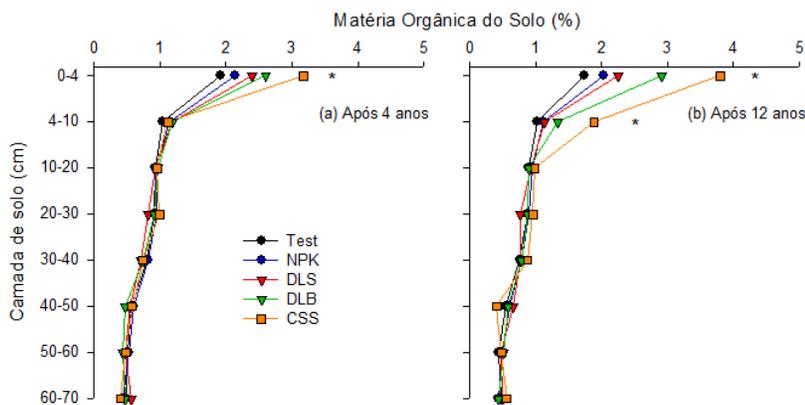
A aplicação de dejetos resulta também na adição de C ao solo por via direta e indireta (Maillard; Angers, 2014; Loss *et al.*, 2019). O C adicionado por via direta refere-se àquele adicionado pelo próprio dejetos, fazendo parte da sua constituição, e tendo como origem a fração dos alimentos que passaram pelo trato digestivo dos animais. Ainda, pode-se incluir nessa via o C proveniente da mistura dos dejetos com outros materiais, como casca de arroz ou maravalha, comumente adicionado

às instalações dos animais, como, por exemplo, no sistema de criação de suínos em cama sobreposta (Dalla Costa *et al.*, 2006). O C adicionado por via indireta provém do aumento da produção da massa seca da parte aérea e raízes das culturas agrícolas como resultado do efeito dos dejetos como fertilizante (Ceretta *et al.*, 2005; Ciancio *et al.*, 2014; Lourenzi *et al.*, 2014a; Bacca *et al.*, 2020). A quantidade de C adicionada por via direta varia substancialmente entre os diferentes tipos de dejetos. Em geral, dejetos na forma sólida, como aqueles provenientes de compostagem, adicionam mais C ao solo do que dejetos líquidos (Rodrigues *et al.*, 2021).

A aplicação de dejetos de animais em áreas agrícolas pode aumentar o conteúdo de MOS. Contudo, fatores como tipo de dejetos, dose e a frequência de aplicação, além do tipo de solo, alteram a dinâmica do efeito dos dejetos na MOS (Comin *et al.*, 2013; Mafra *et al.*, 2014; Cavalcante *et al.*, 2020; Francisco *et al.*, 2021; Rodrigues *et al.*, 2021). Pesquisa realizada em um Argissolo com 10% de argila em Santa Maria, RS, avaliou o efeito de aplicações repetidas a curto (quatro anos) e longo prazo (12 anos) de cama sobreposta de suínos (CSS), dejetos líquidos de bovinos (DLB), dejetos líquidos de suínos (DLS) e fertilizante mineral (NPK) no conteúdo de MOS (Rodrigues *et al.*, 2021). Os autores verificaram que o tempo de aplicação e o tipo de dejetos utilizados influenciaram o teor de MOS na camada superficial do solo (0-10 cm). Em curto prazo, apenas a CSS aumentou o teor de MOS (de 1,9% para 3,2%) na camada de 0-4 cm (Figura 1). Após longo prazo, os teores da MOS aumentaram de 1,7% para 2,9%, com a aplicação de DLB, e de 1,7% para 3,8%, com o uso da CSS, na camada de 0-4 cm (Figura 1). Além disso, verificou-se efeito positivo da aplicação de CSS também na camada de 4-10 cm, cujos teores da MOS aumentaram de 1,0% para 1,9% (Figura 1). Por outro lado, a aplicação de DLS resultou em teores de MOS semelhantes aos observados com o uso de NPK (2%), e ambos mantiveram os teores de MOS presentes no início do experimento.

O maior efeito dos dejetos sólidos, comparados aos dejetos líquidos, está associado à maior adição de C por via direta (Comin *et al.*, 2013). Além disso, a qualidade do C adicionado via dejetos também pode influenciar o acúmulo de C no solo (Berti *et al.*, 2016). Pesquisas têm

demonstrado que o maior efeito dos dejetos sólidos está relacionado ao maior coeficiente de humificação, que é a proporção do C adicionado em relação ao humificado no solo (Berti *et al.*, 2016) e maior relação C:N do que os dejetos líquidos (Comin *et al.*, 2013). Entre os dejetos líquidos, em geral, têm-se observado maior efeito do DLB, em comparação ao DLS, no conteúdo de carbono orgânico total (COT) no solo (Rodrigues *et al.*, 2021). Isso porque o DLB apresenta em sua constituição quantidades significativas de fibras provenientes da forragem não decompostas no rúmen dos animais, além da presença de microrganismos do trato digestivo (Maillard *et al.*, 2015). Quando esse dejetos é aplicado ao solo, pode aumentar a população de fungos e bactérias (Gong *et al.*, 2009) e aumentar a agregação do solo, promovendo acúmulo de C no interior dos agregados (Cavalcante *et al.*, 2020; Loss *et al.*, 2021; Rodrigues *et al.*, 2021) que será protegido fisicamente da decomposição dos microrganismos, em especial em solos sob SPD (Conceição *et al.*, 2013).



**Figura 1.** Efeitos de curto (4 anos) e longo prazo (12 anos) da aplicação de fertilizante mineral (NPK), dejetos líquidos de suínos (DLS), dejetos líquidos de bovinos (DLB), cama sobreposta de suínos (CSS) e testemunha (Test) sem adição de nutrientes, nos teores de matéria orgânica do solo em diferentes camadas em Argissolo Vermelho arenoso em Santa Maria, Rio Grande do Sul. \* Indica que houve diferença entre os tratamentos na camada pelo teste de Skott Knott ao nível de 5% de significância.

Fonte: Adaptado de Rodrigues *et al.* (2021).

Em outro estudo, no qual os autores avaliaram o uso de DLS e composto orgânico com DLS, aplicados isolados ou combinados com NPK, sobre o acúmulo de C nos agregados em Argissolo de textura média e manejado em sistema de cultivo mínimo por quatro anos, Ferreira *et al.* (2021) verificaram que o uso de dejetos suíno, associado ou não ao NPK, aumentou os teores de COT nos agregados do solo da camada de 0-5 cm, quando comparado com a área sem aplicação de dejetos. O aumento do teor de C nos agregados do solo está indiretamente relacionado com a maior produção de massa seca da aveia preta utilizada no experimento. Cavalcante *et al.* (2020) avaliaram o efeito da aplicação das doses de 0, 60, 120 e 180 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> de DLB, por 9 anos, em um Latossolo com 70% de argila no Paraná, e verificaram aumentos de 20 a 32% nos teores de COT no solo com as doses de 120 e 180 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> na camada de 0-5 cm. Os autores constataram ainda que os estoques de C aumentaram em 17% na camada de 0-10 cm (de 40,8 para 47,7 Mg.C.ha<sup>-1</sup>), a uma taxa de acúmulo de 0,72 Mg.C ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>. Já Brunetto *et al.* (2012) avaliaram o efeito da aplicação de 90 e 180 kg.N.ha<sup>-1</sup> via DLS e CSS, num período de oito anos, em um Argissolo com 33% de argila em Braço do Norte, Santa Catarina. Os autores constataram que a aplicação de 180 kg.N.ha<sup>-1</sup>, via DLS, e a aplicação de 90 e 180 kg.N.ha<sup>-1</sup>, via CSS, incrementaram os teores de COT no solo até a profundidade de 30 cm, sendo atribuído à alta produção de matéria seca pelas culturas, no caso do DLS, e à adição de C por via direta, no caso da CSS.

Em nível global, tem-se verificado que os efeitos do DLS na MOS são muito variáveis, podendo ou não serem observados incrementos nos teores de MOS no solo (Maillard; Angers, 2014). Em geral, esses dejetos possuem baixo teor de matéria seca na sua constituição e são ricos em N na forma amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) (Aita *et al.*, 2007). Quando aplicados ao solo como fertilizante orgânico, o N e o C solúvel presentes nos dejetos podem induzir o aumento na atividade dos microrganismos decompositores, fazendo com que ocorra aumento da decomposição da matéria orgânica nativa do solo (Angers *et al.*, 2010). Esse efeito tem sido associado à ausência ou mesmo ao baixo efeito do DLS no conteúdo de MOS em algumas condições, especialmente em solos arenosos

(Rodrigues *et al.*, 2021; Loss *et al.*, 2021). Em contrapartida, em solos argilosos, como os Latossolos, alguns estudos têm demonstrado aumento nos teores de C no solo com uso de DLS (Mafra *et al.*, 2015). Esses efeitos contrastantes do DLS no COT do solo provavelmente estão associados às diferenças na textura e mineralogia entre os diferentes solos. Latossolos possuem maior teor de argila e, em geral, possuem maior abundância de óxidos de ferro do que os Argissolos. Os óxidos de ferro possuem alta afinidade química pelo C e, portanto, solos com presença significativa desses minerais possuem alta capacidade de proteção do C (Reis *et al.*, 2014). Entretanto, cabe ressaltar que, devido à baixa adição de C por via direta pelo DLS, os efeitos positivos observados estão relacionados, principalmente, ao efeito indireto provocado pelo aumento da produção de matéria seca das culturas agrícolas e plantas de cobertura.

Todavia, convém destacar que a forma de aplicação do DLS também pode afetar o acúmulo de C no solo. Em áreas com aplicação de DLS injetado, em Argissolo com 19% de argila sob SPD a 10 cm de profundidade, Francisco *et al.* (2021) encontraram maiores teores de COT (0-20 cm) no solo (fração < 2,00 mm) e nos macroagregados (8 a 2 mm) que receberam a injeção dos DLS em comparação à aplicação dos DLS na superfície do solo. Destaca-se que os agregados do solo funcionam como protetores de C, o que indica menores perdas por volatilização e emissão para a atmosfera do C quando os DLS são injetados no solo.

## **Frações químicas da matéria orgânica em solos com uso de dejetos de animais**

As aplicações de dejetos de animais favorecem a manutenção do teor de MOS (Weyers *et al.*, 2018) e promovem alterações, em diferentes graus, tanto na composição do C como na distribuição de suas frações húmicas (Barreto *et al.*, 2008; Lourenzi *et al.*, 2011). A MOS é composta, predominantemente, de compostos ácidos não humificados e por uma estrutura supramacromolecular, as substâncias húmicas (SH) (Piccolo, 2016). As SH constituem a fração mais estável da MOS, contribuindo em média com 85% a 90% do COT (Dick *et al.*, 2009) e, ademais, de acor-

do com a sua solubilidade em meio alcalino e ácido, são fracionadas em ácidos fúlvicos (AF), ácidos húmicos (AH) e humina (HU) (Stevenson, 1994; Canellas *et al.*, 2005). Por apresentarem grande reatividade, estas frações possuem envolvimento direto na maioria dos processos físicos, químicos e biológicos do solo (Santos *et al.*, 2008). As frações químicas da MOS, em função do seu potencial para complexar metais pesados, assegurar a estabilidade do solo, propiciar resistência a degradação e exercer papel importante na fertilidade do solo (Stevenson, 1994; Dick *et al.*, 2009), podem ser consideradas indicadores da qualidade do solo e um dos atributos mais sensíveis ao uso e manejo dos solos (Benites *et al.*, 2010; Borges *et al.*, 2015; Weyers *et al.*, 2018). As variações na distribuição das frações húmicas podem ser consideradas indicativos de processos e do grau de humificação da MOS (Nascimento *et al.*, 2010).

A aplicação de dejetos de animais ao solo pode alterar a qualidade da MOS (Coelho *et al.*, 2013) e provocar alterações na distribuição dos compartimentos húmicos da MOS, sendo que estas alterações são dependentes de fatores intrínsecos aos dejetos, tais como a natureza do material orgânico e o tipo de solo a que é submetido. Nesse sentido, a identificação das SH, por meio da quantificação de suas frações (AF, AH e HU), pode inferir sobre os impactos acarretados nos sistemas de manejo dos dejetos na qualidade do solo. Em um Latossolo Vermelho, no município de Campos Novos (SC), submetido a duas aplicações anuais de DLS ao longo de cinco anos, nas doses de 50 e 100 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>, Furtado e Silva *et al.* (2022) perceberam modificações na distribuição dos compartimentos químicos da MOS no primeiro ano, em ambas as doses, com aumentos das frações AF (27%) e AH (16%) comparado ao solo sem adubação (Tabela 1). Alterações iniciais na fração AF são esperadas, tendo em vista que o processo de estabilização da MOS inicia com a formação de AF e segue em direção a AH e HU (Rosa *et al.*, 2017). No entanto, após três anos da aplicação do DLS, houve redistribuição do C nas frações húmicas com aumento de conteúdo de AH (50 e 104%) e HU (24 e 28%), independentemente da dose utilizada, comparada ao solo sem adubação. Tal comportamento se deve à transformação dos AF em AH e HU via microrganismos específicos, pelo fato desta fração

ser mais solúvel e menos polimerizada (Zhou *et al.*, 2014). O aumento da fração AH contribui para a maior CTC do solo, considerando que estes compostos são responsáveis pela maior parte da CTC de origem orgânica em camadas superficiais de solos (Benites *et al.*, 2003). Dessa forma, seu incremento pode indicar melhorias na qualidade do solo.

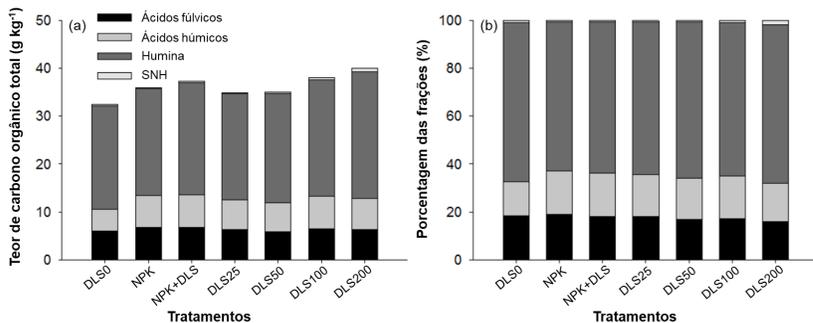
**Tabela 1.** Teor de carbono orgânico total (COT), distribuição do carbono nas frações humina (HU), ácido húmico (AH) e ácido fúlvico (AF) no solo após cinco anos de aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) e a percentagem (%) das diferenças entre as doses e o controle nos mesmos anos de avaliação.

DLS/ano	COT		HU		AH		AF	
	g.kg <sup>-1</sup>	%	g.kg <sup>-1</sup>	%	g.kg <sup>-1</sup>	%	g.kg <sup>-1</sup>	%
0/2011	34,7 ± 1,4 <sup>ns</sup>	---	19,2 ± 2,9 <sup>ns</sup>	---	5,6 ± 0,6 b	---	3,6 ± 0,0 b	---
50/2011	36,0 ± 3,6	3,7	16,9 ± 0,2	-11,9	4,7 ± 1,0 b	16	4,6 ± 0,1 a	27,3
100/2011	36,8 ± 2,2	6,0	16,1 ± 1,0	-16,4	6,7 ± 0,4 a	19,6	4,0 ± 0,2 a	13,6
0/2014	36,9 ± 0,8 b <sup>1</sup>	---	19,4 ± 0,4 b	---	5,2 ± 0,8 b	---	4,1 ± 0,4 <sup>ns</sup>	---
50/2014	42,8 ± 2,6 a	16,1	24,1 ± 2,7 a	24,2	7,9 ± 0,0 a	50,4	4,8 ± 0,6	16,8
100/2014	41,9 ± 0,4 a	13,6	24,9 ± 0,0 a	28,3	8,2 ± 0,5 a	56,1	4,5 ± 0,0	9,6
0/2015	32,5 ± 0,4 b	---	15,3 ± 0,2 <sup>ns</sup>	---	2,2 ± 0,2 b	---	2,6 ± 0,1 <sup>ns</sup>	---
50/2015	31,4 ± 0,3 b	-3,3	16,9 ± 1,0	10,4	4,3 ± 0,7 a	97,7	3,0 ± 0,2	16,8
100/2015	35,8 ± 2,8 a	10,1	14,7 ± 1,1	3,5	4,5 ± 0,6 a	104	3,9 ± 0,0	16,8

<sup>(1)</sup>Médias seguidas pelas mesmas letras não diferem entre si pelo teste de Tukey, p < 0,05; ns = não significativo. Doses de DLS: 0, 50 e 100 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>. Fonte: Adaptado de Furtado e Silva *et al.* (2020).

Por sua vez, Sacomori *et al.* (2021) avaliaram o efeito de doses de DLS (25, 50, 100 e 200 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>), NPK e um combinado de DLS (25 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) e NPK, aplicadas anualmente em Latossolo Vermelho Distroférico cultivado em sucessão milho e aveia, sob plantio direto, por 15 anos. Os autores demonstraram que a aplicação dos DLS, nas doses de 100 e 200 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, favoreceram o maior teor de C na fração HU, principalmente nas camadas superficiais do solo. Considerando a camada de 0-60 cm de solo, os incrementos de C observados foram de 17 e 23% nas SH e, considerando somente da fração HU, de 13 e 23% com as doses 100 e 200 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> de DLS, respectivamente, comparadas

ao solo sem adubação, representando cerca de 60 a 70% do total do C fixado nas SH (Figura 2). Aplicações anuais e em longo prazo de dejetos levam ao acúmulo de C nas SH, sendo estabilizado principalmente na forma de HU, conferindo a MOS um elevado grau de estabilidade devido a sua associação com os minerais do solo (Song *et al.*, 2014), permanecendo, desta forma, protegido pelos agregados (Guimarães *et al.*, 2013) e menos suscetível à degradação pelos microrganismos do solo (Rossi *et al.*, 2011; Borges *et al.*, 2015). Sob outro aspecto, as SH podem interagir com íons metálicos (e.g. Cu e Zn) e, assim, influenciar na dinâmica destes e reduzir sua mobilidade no solo (Hernández *et al.*, 2006; Benedet *et al.*, 2020). O manejo do solo com aplicação de dejetos no SPD na região Sul, cuja área vem aumentando significativamente nos últimos anos, é realizada sem incorporação ao solo. Dessa forma, a manutenção dos resíduos orgânicos em superfície, aliada ao não revolvimento do solo, implicam em alterações na distribuição do C das frações húmicas em áreas sob este sistema, com aumentos das frações mais estáveis das SH (AH e HU) influenciadas pelo tempo de implantação do sistema (Loss *et al.*, 2010; Guareschi; Pereira; Perin, 2013; Melo *et al.*, 2016).



**Figura 2.** Teor de carbono orgânico total (a) e participação das frações (b) nas substâncias húmicas do solo (Ácidos fúlvicos; Ácidos húmicos; Humina; e Substâncias não húmicas – SNH) de um Latossolo Vermelho Distroférico em sistema plantio direto adubado anualmente com DLS nas doses de 0 (DLS0), 25 (DLS25), 50 (DLS50), 100 (DLS100) e 200 (DLS200) m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>, adubo mineral solúvel (NPK) e NPK combinado com DLS (NPK+DLS).

Fonte: Sacomori *et al.* (2021).

As aplicações continuadas de dejetos de animais favorecem o aumento de MOS, além de causar alterações na distribuição dos compartimentos húmicos do solo. Contudo, estas modificações não estão somente condicionadas às quantidades de dejetos a serem adicionadas, mas também ao tipo de solo, considerando sua mineralogia e textura (Six *et al.*, 2002). A MOS tem capacidade de interagir com a fração argila, especialmente com os óxidos de Fe e de Al (Santana *et al.*, 2010), conferindo maior estabilidade ao C e, conseqüentemente, dificultando o acesso dos microrganismos e de suas enzimas (Dick *et al.*, 2009). Avaliando o conteúdo de SH em diferentes classes de agregados em Latossolo Vermelho Distrófico sob pastagens, cana-de-açúcar e mata nativa, submetidos a adições parceladas de DLS ( $800 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ) e de cama de frango ( $8 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) no Cerrado, Borges *et al.* (2015) encontraram predomínio da fração HU em todas as áreas estudadas e maior conteúdo de SH nos agregados de maior tamanho, que apresentavam textura mais argilosa mostrando o efeito da textura na manutenção da MOS. Tal comportamento sugere a forte interação dos compostos orgânicos humificados do solo à fração argila (Dick *et al.*, 2009). Em área submetida à aplicação de DLS e cama sobreposta de suínos, ao longo de 10 anos, em Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado sob SPD, Ventura *et al.* (2018a) observaram melhorias na qualidade do solo pelo incremento de COT e nas frações húmicas da MOS, com destaque para os AH e HU em agregados biogênicos com a aplicação da cama sobreposta de suínos, em comparação ao DLS. A elevada relação C/N da cama sobreposta de suínos, comparada ao DLS, e, conseqüentemente, mineralização mais lenta da MOS, favoreceu o aumento de frações mais estáveis no solo.

Em dois experimentos, avaliando o impacto dos DLS e compostagem com DLS em dois ambientes subtropicais com características distintas no estoque e qualidade do C nas frações químicas da MOS, Lourenzi (2014) relatou algumas informações consistentes. No primeiro experimento, após 19 aplicações de DLS nas doses de 0, 40 e  $80 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$  ao longo de oito anos em Argissolo vermelho com textura arenosa ( $530 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$  de areia), no município de Santa Maria (RS), incrementos dos teores de AF e AH foram reportados. Já com a aplicação de compostagem de

DLS, nas doses de 8 e 16 Mg.ha<sup>-1</sup>, em Latossolo Vermelho com textura argilosa (834 g.kg<sup>-1</sup> de argila), no município de Chapecó (SC), após seis anos, houve aumento na proporção de C da fração HU. A contribuição desta fração em solos submetidos à aplicação de DLS pode chegar a mais de 50% do C estável ligado à fração mineral do solo (Loss *et al.*, 2010; Lüdtke *et al.*, 2016), sendo responsável pela agregação do solo (Benites *et al.*, 2003; Loss *et al.*, 2010). Segundo Lourenzi (2014), em solos com baixos teores de argila, o C, preferencialmente, está presente em maior proporção em frações mais funcionalizadas da MOS. Já em solos com teores de argila mais elevados, há predomínio de C nas frações mais estabilizadas da MOS, associados à fração mineral (Canellas *et al.*, 2001; Lourenzi, 2014). Desta forma, fica evidente a importância de se considerar o tipo de solo e o teor de argila para a definição das quantidades de dejetos a serem aplicadas ao solo.

Aplicações sucessivas de dejetos de suínos, seja na forma líquida ou sólida após processos de estabilização, podem influenciar a dinâmica da MOS e, conseqüentemente, sua distribuição e composição. Nesse sentido, Benedet (2018) avaliou a adição de DLS e cama sobreposta de suínos nas doses de 90 e 180 kg.N.ha<sup>-1</sup> sob cultivo de milho/aveia em SPD após 10 anos em um Argissolo Vermelho-Amarelo, no município de Braço do Norte (SC). O estudo demonstra que as alterações nas frações húmicas ocorreram principalmente nas camadas superficiais do solo em razão das aplicações superficiais e ao não revolvimento do solo (Tabela 2 e Figura 3). A ausência de mobilização periódica do solo mantém a estrutura com altos índices de agregação (Comin *et al.*, 2013), promovendo maior proteção à MOS, dificultando o acesso dos microrganismos (Dick *et al.*, 2009).

**Tabela 2.** Teores de carbono nas frações químicas da matéria orgânica em solo sem adubação (SA) e com adubação de 90 e 180 kg de N ha<sup>-1</sup> na forma de dejetos líquido de suíno (DLS90 e DLS180) e cama sobreposta de suínos (CSS90 e CSS180):

Prof. (cm)	SA	DLS90	DLS180	CSS90	CSS180
	<b>g.kg<sup>-1</sup></b>				
	<b>C<sub>Total</sub></b>				
0-2,5	42,45 ± 1,03 aD <sup>1</sup>	39,93 ± 0,82 aE	49,02 ± 1,20 aC	52,59 ± 1,45 aB	65,33 ± 0,61 aA
2,5-5	30,95 ± 0,90 bC	28,68 ± 1,06 bC	40,31 ± 1,78 bB	42,64 ± 1,30 bAB	43,01 ± 0,82 bA
5-10	21,71 ± 0,44 cC	19,91 ± 0,71 cC	26,43 ± 0,75 cAB	27,19 ± 0,61 cA	24,84 ± 1,24 cB
10-20	17,01 ± 0,62 dAB	15,85 ± 0,59 dB	18,15 ± 2,12 dAB	19,15 ± 0,66 dA	17,64 ± 0,43 dAB
20-40	13,15 ± 0,68 eA	12,55 ± 1,32 eA	14,01 ± 0,52 eA	13,58 ± 0,56 eA	13,34 ± 0,61 eA
	<b>C<sub>MOP</sub></b>				
0-2,5	2,45 ± 0,27 aB	2,36 ± 0,41 aB	3,51 ± 0,42 aA	3,23 ± 0,58 aA	3,58 ± 0,27 aA
2,5-5	2,31 ± 0,45 abA	2,24 ± 0,32 aA	1,83 ± 0,24 bcA	2,07 ± 0,30 bA	1,78 ± 0,39 bA
5-10	1,61 ± 0,06 bcA	1,62 ± 0,20 abA	2,09 ± 0,12 bA	2,18 ± 0,32 bA	1,56 ± 0,10 bA
10-20	1,61 ± 0,18 bcA	1,21 ± 0,30 bA	1,89 ± 0,03 bcA	1,86 ± 0,21 bA	1,65 ± 0,15 bA
20-40	1,12 ± 0,30 cA	1,17 ± 0,31 bA	1,31 ± 0,46 cA	1,72 ± 0,58 bA	1,43 ± 0,27 bA

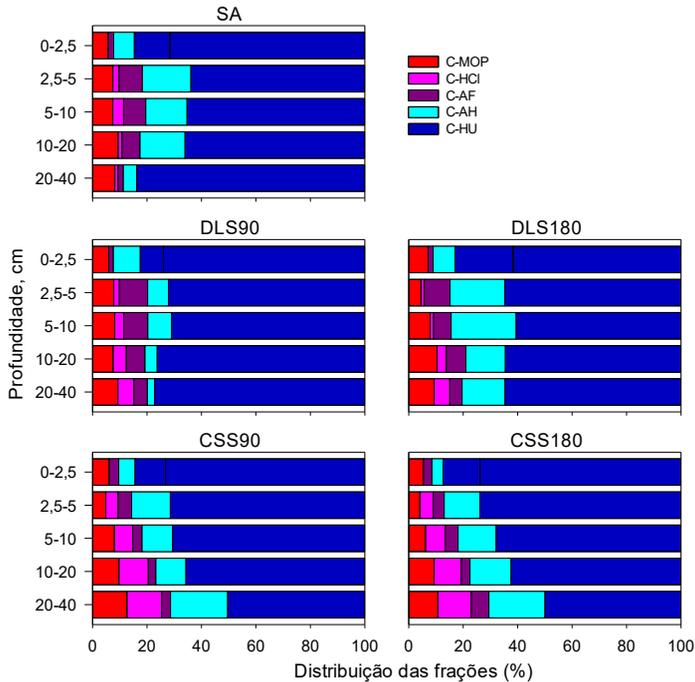
Continua...



Tabela 2. Continuação.

Prof. (cm)	SA	DLS90	DLS180	CSS90	CSS180
	$\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$				
	$C_{AH}$				
0-2,5	5,56 ± 0,49 aB	3,37 ± 0,36 aC	10,42 ± 2,73 aA	5,85 ± 0,31 aB	8,84 ± 0,86 aA
2,5-5	5,53 ± 0,65 aA	2,18 ± 0,62 abB	8,12 ± 0,44 abA	6,07 ± 0,19 aA	5,63 ± 0,45 bA
5-10	3,30 ± 0,42 bB	1,74 ± 0,27 bC	6,31 ± 1,12 bA	3,06 ± 0,13 bB	3,48 ± 0,31 cB
10-20	2,81 ± 0,37 bA	0,71 ± 0,54 cB	2,64 ± 1,02 cA	2,12 ± 0,12 bA	2,67 ± 0,14 cA
20-40	0,68 ± 0,02 cB	0,34 ± 0,29 cB	2,22 ± 0,94 cA	2,85 ± 0,09 bA	2,75 ± 0,13 cA
	$C_{HU}$				
0-2,5	30,38 ± 1,14 aC	29,55 ± 0,35 aC	30,21 ± 2,10 aC	38,51 ± 1,05 aB	48,21 ± 1,68 aA
2,5-5	19,76 ± 0,98 bC	20,69 ± 1,65 bC	26,06 ± 3,03 aB	30,46 ± 1,23 bAB	31,76 ± 1,24 bA
5-10	14,17 ± 0,07 cB	14,13 ± 1,22 cB	15,99 ± 0,79 bAB	19,19 ± 0,89 cA	16,85 ± 1,46 cAB
10-20	11,23 ± 0,69 dA	12,09 ± 0,99 cA	11,70 ± 1,80 cA	12,59 ± 1,11 dA	11,00 ± 0,37 dA
20-40	11,45 ± 0,74 dA	9,69 ± 1,29 dAB	9,05 ± 0,634 dB	6,84 ± 1,09 eC	6,65 ± 0,66 eC

(1) Médias seguidas pela mesma letra maiúscula, na linha, e minúscula, na coluna, não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey,  $p < 0,05$ .  $C_{org}$ : carbono orgânico total;  $C_{org}$ : carbono da matéria orgânica particulada;  $C_{HCl}$ : carbono extrairável por HCl;  $C_{Ait}$ : carbono da fração ácido fúlvico;  $C_{AH}$ : carbono da fração ácido húmico;  $C_{HU}$ : carbono da fração húmina. Fonte: Benedet (2018).



**Figura 3.** Distribuição das frações químicas da MOS em solo sem adubação (SA) e com adubação de 90 e 180 kg.N.ha<sup>-1</sup> na forma de dejetos líquidos de suínos (DLS90 e DLS180) e cama sobreposta de suínos (CSS90 e CSS180). C-MOP: C da matéria orgânica particulada; C-HCl: C de compostos orgânicos de baixo peso molecular; C-AF: C do ácido fúlvico; C-AH: C do ácido húmico; C-HU: C da humina.

Fonte: Benedet (2018).

Em estudo avaliando a aplicação de composto de DLS, acidificado e não acidificado, em dose única como fertilizante na produção de alface em um Argissolo Vermelho Arênico em Santa Maria (RS), Lüdtker *et al.* (2016) não observaram mudanças no teor de COT no solo, embora as frações húmicas da MOS tenham sofrido alterações, com incremento de C nas SH e com enriquecimento da fração AH, em comparação ao solo sem adubação. O composto de DLS acidificado apresentou relação AH/AF (Tabela 3) superior a 1,0, o que revela caráter mais húmico das SH, sugerindo maior estabilização da MO nesse ambiente, uma vez que esta apresentou maior proporção de micelas húmicas de maior tamanho nos AH. Esta relação tem sido utilizada como um indicador de

**Tabela 3.** Distribuição do C nas frações húmicas da MOS em solo sem adubação (SA) e com adição de composto de dejetos líquido de suínos (CDLS) e de composto de dejetos líquido de suínos ácido (CDLS-Ác.) oriundo da compostagem de dejetos de suínos.

Tratamentos	Dias	g kg <sup>-1</sup> de solo						C <sub>AH</sub> /C <sub>AF</sub>
		C <sub>HCl</sub>	C <sub>SH</sub>	C <sub>AF</sub>	C <sub>AH</sub>	C <sub>HU</sub>	C <sub>AH</sub> /C <sub>AF</sub>	
SA		0,05 d <sup>1</sup>	3,9 c	1,9 f	2,0 c	12,5 a	1,0 b	
CDLS	40	0,07 d	9,8 b	3,2 de	6,3 a	7,9 c	2,0 a	
CDLS-Ác.		0,7 b	8,9 b	6,5 bc	2,3 c	8,3 c	0,5 c	
SA		0,8 b	8,1 c	3,9 de	4,3 bc	7,2 c	1,1 b	
CDLS	52	1,4 a	14,5 a	8,0 a	6,4 a	4,1 d	0,7 c	
CDLS-Ác.		1,5 a	15,1 a	7,4 a	7,7 a	4,5 d	1,0 b	
SA		0,4 c	8,2 b	5,1 cd	3,1 bc	7,9 c	0,6 c	
CDLS	64	0,5 c	9,0 b	5,4 bcd	3,5 bc	11,0 ab	0,8 c	
CDLS-Ác.		0,5 c	9,7 b	4,4 de	5,3 ab	10,9 b	1,2 b	

<sup>(1)</sup> Médias seguidas pela mesma letra minúscula, na coluna, não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey, p < 0,05. Fonte: Lüttdike et al. (2016).

maturidade do húmus, expressando o grau de evolução do processo de humificação (Canellas; Façanhas, 2004). Em área submetida à aplicação de vermicomposto de dejetos bovinos e ovinos misturados a diferentes resíduos alimentares em curto prazo (180 dias), a fração HU obteve participação de 55 a 65% do total das frações comparadas ao solo sem adição de vermicomposto (Antunes *et al.*, 2019). Alterações nos compartimentos húmicos da MOS são visíveis após adição de dejetos de suínos, independentemente de estarem na forma líquida ou submetidos a algum processo de estabilização. Notadamente, estas alterações sofridas na distribuição do C nos compartimentos químicos da MOS estão intrinsecamente associadas ao tipo de solo e às características dos dejetos. Assim, o fracionamento químico da MOS é uma ferramenta útil para identificar mudanças provenientes de sistemas de uso do solo sob manejo orgânico (Loss *et al.*, 2010).

## **Frações físicas da matéria orgânica em solos com uso de dejetos de animais**

O fracionamento físico da MOS permite separar e quantificar os diferentes compartimentos orgânicos através da sua densidade, denominado fracionamento densimétrico, ou do tamanho da partícula mineral (areia, silte ou argila) associada, denominado fracionamento granulométrico. Alternativamente ao fracionamento químico, o fracionamento físico é uma técnica menos destrutiva e seus resultados permitem uma maior associação com a função, estrutura e dinâmica da MOS. Portanto, o fracionamento físico da MOS permite uma avaliação mais próxima sobre os tipos e grau de associação deste material orgânico com a porção mineral do solo. Além disso, as mudanças nos teores e na composição da matéria orgânica dos diferentes compartimentos determinados pelo fracionamento físico (granulométrico, densimétrico ou em conjunto) revelam as modificações promovidas pelos manejos adotados nos sistemas agrícolas, como a aplicação de dejetos de animais. Da mesma forma, alterações nesses compartimentos também permitem identificar os manejos que promovem melhorias na qualidade do solo, principalmente relacionadas à retenção e estoque de C no solo.

Estudos avaliando os efeitos das aplicações de dejetos de animais sobre as frações físicas da MOS, através do método granulométrico, em sua grande maioria demonstram aumento dos teores ou estoques de C nas frações da matéria orgânica particulada (MOP) (associada à areia e livre) e associada aos minerais (MOM) (associada ao silte e argila). No entanto, o aumento dos teores de C nessas frações é muito variável. Enquanto estudos revelam maiores aumentos da MOP (Manna *et al.*, 2007; Mafra *et al.*, 2015; Ochoa Martínez, 2017; Cavalcante *et al.*, 2020), outros apresentam maiores incrementos da MOM (Ventura *et al.*, 2018b). Esses diferentes resultados estão relacionados aos diferentes tipos e composição dos dejetos de animais aplicados, aos tipos e granulometria dos solos, ao manejo do solo e uso da terra, à produtividade e composição dos resíduos culturais, à atividade microbiológica e às condições climáticas presentes em cada estudo. Esses atributos são os principais responsáveis em alterar a dinâmica da MOS.

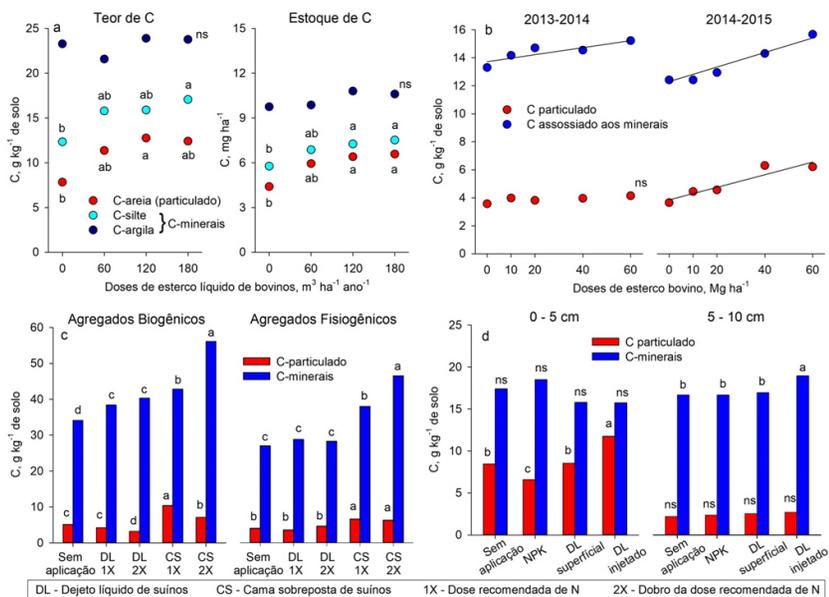
A maior adição de C ao solo, através dos dejetos e resíduos culturais, favorece o aumento da MOP, principalmente se esse material orgânico é resistente à decomposição (maior relação C/N e teores de lignina e suberina, por exemplo). Conforme o material orgânico adicionado vai sendo decomposto, a MOP vai sendo formada e utilizada pela população microbiana como fonte de energia, liberando mais compostos microbiológicos à solução do solo. Estes compostos, ricos em grupamentos orgânicos, podem então se associar com a fração mineral do solo, principalmente as argilas. Adicionalmente, esses compostos microbiológicos, principalmente os polissacarídeos, são agentes importantes na agregação dos solos, atuando, juntamente com as hifas de fungos e raízes finas, na união das partículas minerais para a formação dos microagregados, aumentando a agregação do solo (Magalhães, 2017; Ochoa Martínez, 2017). Portanto, solos com maiores teores de silte e, principalmente, argila tendem a possuir maior capacidade de associação entre a matéria orgânica e a fração mineral. Por outro lado, em condições onde se acelera ou aumenta a decomposição dos resíduos culturais e dejetos de animais no solo, como regiões de climas com altas temperaturas ou manejos de solo e uso da terra que promovam a mobilização acentuada

e contínua do solo (ou que também reduzam o *input* de C no solo), a compartimentalização da matéria orgânica nessas frações é comprometida e até mesmo reduzida.

A MOP é considerada uma excelente indicadora da qualidade do solo ou dos efeitos promovidos pelos diferentes manejos do solo, sendo afetada pelo tipo, dose e frequência das aplicações de dejetos. Ventura *et al.* (2018b), por exemplo, observaram aumentos mais consideráveis de MOP ao utilizar CSS, em comparação ao DLS, justificando essa resposta pela maior relação C/N, matéria seca e lignina na CSS. Por outro lado, a aplicação de dejetos de animais com material orgânico facilmente decomponível e em baixas doses podem não incrementar e até reduzir a MOP. Isso foi observado por Pinto *et al.* (2012) em um Latossolo Vermelho com cultivo de pastagem, que observaram que na primeira aplicação de cama de peru houve redução da MOP, mas nos dois anos seguintes essa fração foi aumentando até alcançar os teores iniciais. Paralelamente, Cavalcante *et al.* (2020) observaram que aplicações de DLB aumentaram gradualmente os teores de MOP e da matéria orgânica associada ao silte, mas não observaram alterações nos teores da matéria orgânica associada à argila (Figura 4A).

Aumentos mais significativos da MOP em comparação à MOM também foram observados com o uso de esterco bovino (Magalhães, 2017; Cavalcante *et al.*, 2020), DLS (Mafra *et al.*, 2015) e cama de aves (Peña, 2010), o que fortalece o uso da MOP como indicador mais sensível às mudanças promovidas pelo manejo. Ochoa Martínez (2017), por exemplo, observou aumento de 70,14% nos teores de C da MOP com aplicação de esterco bovino no segundo ano de avaliação, enquanto os teores de C da MOM aumentaram apenas 26,25% (Figura 4B). No entanto, alguns trabalhos demonstraram mudanças mais significativas nos teores da MOM a partir da aplicação de dejetos de animais, como no trabalho de Ventura *et al.* (2018b). Nesse estudo, embora as aplicações de DLS e CSS tenham alterado os teores da MOP, as maiores alterações foram observadas na MOM, tanto nos agregados biogênicos (de formas arredondadas formadas pela ação da fauna do solo e/ou pela atividade de raízes) quanto fisiogênicos (de formas angulares ou prismáticas, provenientes dos ci-

culos de umedecimento e secagem do solo) (Figura 4C). Francisco (2019), após sete ciclos de cultivos com aplicações de DLS, superficial e injetado, observou maiores alterações da MOP na camada de 0-5 cm e da MOM na camada de 5-10 cm (Figura 4D). Essas mudanças ocorreram, principalmente, no solo com o dejetos injetado, que, devido às menores perdas de N por volatilização, resultaram em maior produção de matéria seca pelas culturas, contribuindo para o maior *input* de C neste tratamento.



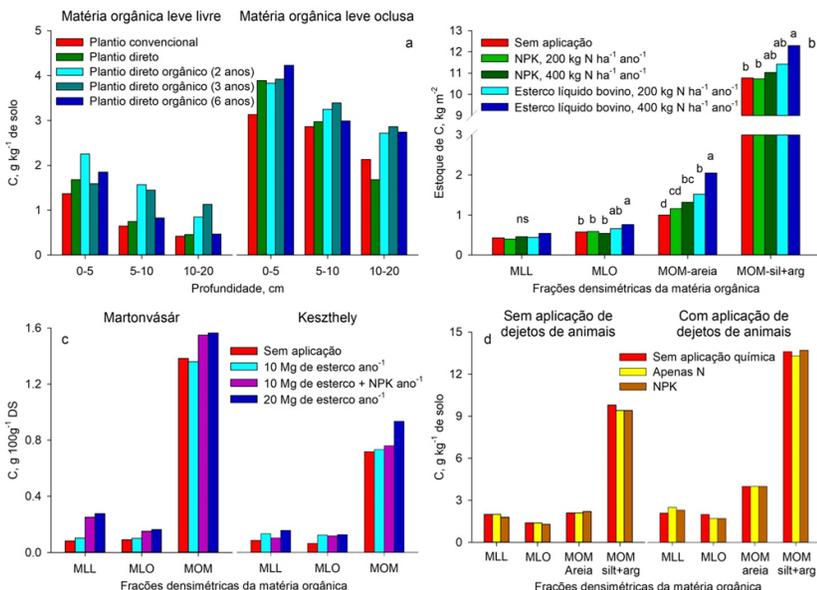
**Figura 4.** Efeitos das aplicações de dejetos de animais sobre as frações granulométricas da matéria orgânica do solo: a) doses de esterco líquido de bovinos (Cavalcante et al., 2020); b) doses de esterco de bovinos (Ochoa Martínez, 2017); c) doses de dejetos líquidos de suínos e cama sobreposta (Ventura et al., 2018); e d) aplicação de dejetos líquidos de suínos superficial e injetado (Francisco, 2019) sobre os teores da matéria orgânica particulada (MOP) e associada aos minerais (MOM) (silte e argila). DL – Dejetos líquidos de suínos; CS – Cama sobreposta de suínos; 1X – Dose recomendada para o nitrogênio; e 2X – Dobro da dose recomendada para o nitrogênio.

Os maiores efeitos provocados pelas aplicações de dejetos na MOM podem estar relacionados a alguns fatores do solo, como textura, manejo e saturação por C. Solos com baixos teores de C e maiores teores

de argila podem apresentar maior capacidade em armazenar o C adicionado ao solo, pois há muitos sítios de adsorção na argila e silte onde os compostos orgânicos podem ser ligados. No entanto, solos com maiores teores de matéria orgânica apresentam maior saturação desses sítios nas partículas minerais, o que torna mais difícil o aumento dos teores da MOM, mesmo com input constante de C e, obviamente, o clima desempenha um papel fundamental na taxa de decomposição da MOS (Carter *et al.*, 2003). De qualquer forma, devido à considerável associação entre os grupamentos orgânicos e minerais e à maior labilidade dos compostos orgânicos presentes na fração particulada/livre, maiores teores de C são observados na MOM (Manna *et al.*, 2007; Mafra *et al.*, 2015; Magalhães, 2017; Ochoa Martínez, 2017; Ventura *et al.*, 2018b; Cavalcante *et al.*, 2020; Francisco, 2019). No entanto, essas proporções também dependem do tipo de solo, manejo, textura e condições ambientais.

Embora o número de trabalhos com fracionamento densimétrico seja menor, os resultados obtidos com as aplicações de dejetos de animais tendem a ser semelhantes aos do fracionamento granulométrico. Assim como a MOP, as aplicações de dejetos aumentam os teores da fração da matéria orgânica leve livre (MLL) (Carter *et al.*, 2003; Sleutel *et al.*, 2006; Hai *et al.*, 2010; Rodrigues *et al.*, 2021). A adição de C dos dejetos e dos resíduos culturais fornece um maior substrato à atividade microbiana, contribuindo para o aumento dessa fração, que não se apresenta associada aos minerais. A importância da adição contínua de C ao solo sobre a MLL foi observada por Martins (2013) em experimento com plantio convencional e plantio direto com adubação química e cultivo orgânico com aplicação de cama de aves (Figura 5A). Esses autores observaram que no plantio direto e nos cultivos orgânicos houve maiores teores de MLL. Contudo, o maior teor foi obtido no cultivo orgânico de dois anos com aplicação anual de cama de aves. Nos cultivos orgânicos de três e seis anos, com aplicações de cama a cada dois anos, o aumento nos teores de MLL não foi tão intenso. Isso mostra como essa fração é sensível às mudanças de manejo e que a redução no input de C ou retirada dos resíduos culturais da área de cultivo podem afetar os teores de MLL. Contudo, a adoção prolongada de sistemas produtivos mais conservacio-

nistas, que mantêm a cobertura do solo e não promovem revolvimento, pode resultar em menores efeitos das aplicações de dejetos sobre a MLL, principalmente em regiões mais frias e com aplicações de dejetos de natureza mais lábil (Maillard *et al.*, 2015) (Figura 5B).



**Figura 5.** Efeitos das aplicações de dejetos de animais sobre as frações densimétricas da matéria orgânica do solo: a) após preparo convencional e plantio direto com adubação química e cultivo orgânico por 2 anos com aplicação de esterco de aves anualmente, cultivo orgânico por 3 anos com aplicação de esterco de aves realizada a cada 2 anos e cultivo orgânico por 6 anos com aplicação de esterco de aves realizada a cada 2 anos (Martins, 2013); b) após 17 anos de aplicação de NPK e esterco líquido de bovinos nas doses de 200 e 400 kg de N.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> (Maillard *et al.*, 2015); c) em dois locais da Hungria (Martonvásár – 5 anos, e Keszthely – 4 anos) com aplicações anuais de 10 Mg de esterco, 10 Mg de esterco mais NPK e 20 Mg de esterco (Sleutel *et al.*, 2006); e d) após 26 anos da presença ou ausência de aplicação de esterco (suíno, bovino e ovino) em áreas sem aplicação de adubo químico ou com aplicação de N somente ou com NPK (Sleutel *et al.*, 2006). MLL – Matéria orgânica leve livre; MLO – Matéria orgânica leve oclusa; MOM – matéria orgânica complexada aos minerais primários (pesada) areia, silte ou argila.

A maior adição de C ao solo promovida pelos dejetos contribui para a maior produção de metabólitos microbiológicos, que atuam na agregação das partículas minerais. Portanto, há uma correlação entre o aumento da agregação do solo, como agregados com maiores tamanhos, índice de estabilidade dos agregados e até densidade, com a quantidade de matéria orgânica leve oclusa (MLO) obtida (Carter *et al.*, 2003; Hai *et al.*, 2010; Martins, 2013). Aumentos significativos da MLO foram observados em trabalho realizado por Sleutel *et al.* (2006) a partir da utilização de dejetos de animais. A utilização de esterco, isolada ou conjuntamente com adubação química, quase dobrou os teores da MLO em duas regiões avaliadas da Hungria (Martonvásár; Keszthely), embora o aumento mais significativo tenha sido observado sobre a MLL (Figura 5C). Resultados semelhantes foram observados por Hai *et al.* (2010) e Maillard *et al.* (2015). Adicionalmente, embora a MOM (considerada a fração pesada no fracionamento densimétrico) seja considerada um compartimento mais estável no solo, os estudos vêm demonstrando que as aplicações de dejetos também são capazes de estabilizar C nessa fração. Aplicações de DLB, nas doses de 200 e 400 kg de N.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, por 17 anos, aumentaram os teores de C associado à areia (MOM-areia) e ao silte + argila (MOM-sil+arg) na camada de 0-50 cm, principalmente com a maior dose (Maillard *et al.*, 2015) (Figura 5B). Aplicações de dejetos de animais (suíno, bovino e ovino) por 26 anos também aumentaram os teores de C nessas frações, tanto com a ausência quanto com a presença de adubação química (Hai *et al.*, 2010) (Figura 5D). No entanto, este aumento pode variar de acordo com o tipo de dejetos utilizado, como observado em estudo recente de Rodrigues *et al.* (2021). Após 12 anos de aplicações, os autores observaram que a utilização de DLB e, principalmente, CSS promovem os maiores aumentos nos teores de basicamente todas as frações físicas densimétricas, enquanto o DLS não propiciou nenhuma alteração.

Portanto, as aplicações de dejetos de animais não apenas contribuem para o aumento dos teores de MOS, mas também alteram a sua compartimentalização e estabilização. Através dos métodos de fracionamento físico é possível perceber muitas similaridades entre os prin-

cípios e resultados do fracionamento granulométrico e densimétrico. Contudo, em cada fracionamento é comum observar diferentes tipos de metodologias, o que pode dificultar uma comparação entre os diferentes estudos. Essa é uma atenção que os pesquisadores precisam considerar em trabalhos futuros.

## **Matéria orgânica e a qualidade do solo**

A qualidade do solo é um dos indicadores básicos e fundamentais para acessar a viabilidade de qualquer prática de manejo de culturas agrícolas para a sustentabilidade. De modo que uma melhor qualidade do solo ajuda a manter a sustentabilidade do sistema de produção agrícola, conservando a base de recursos, otimizando as condições do solo e reduzindo a vulnerabilidade da produção de alimentos (Yadav *et al.*, 2017). Qualidade do solo pode ser definida como a capacidade de um solo funcionar dentro de um ecossistema natural ou manejado, sendo capaz de sustentar a produtividade de plantas e de animais, manter ou aumentar a qualidade do ar e da água, além de promover a saúde das plantas, dos animais e dos homens (Larson; Pierce, 1991; Doran; Parkin, 1994; Karlen *et al.*, 1997a; Arshad; Martin, 2002).

Desse modo, pode-se entender a qualidade do solo dividida em três pilares: a produtividade, a saúde e a qualidade de todos os componentes do ambiente (Doran; Parkin, 1994; Vezzani *et al.*, 2019). No início do debate sobre qualidade do solo, o funcionamento ecossistêmico do solo estava apoiado apenas em quatro funções, fortemente relacionadas às questões produtivas (Vezzani *et al.*, 2019). Três das quatro foram propostas inicialmente por Larson e Pierce (1991):

1. Servir como meio para o crescimento das plantas;
2. Regular e compartimentalizar o fluxo de água no ambiente;
3. Atuar como tampão ambiental.

Posteriormente, Doran e Parkin (1994) propuseram uma quarta função, que consiste em estocar e promover a ciclagem dos elementos na biosfera. Para isso, é preciso favorecer as cargas do solo, que são oriundas principalmente da matéria orgânica (Vezzani *et al.*, 2019).

O conceito de qualidade do solo é ampliado por McBratney, Field e Koch (2014), que lançou o conceito de segurança do solo, que aborda a preocupação com a manutenção e melhoramento do solo para sustentar a produção de alimentos e fibras, contribuir para a energia sustentável, produzir água fresca, participar do clima sustentável, manter a biodiversidade de espécies e ecossistemas e garantir os serviços ecossistêmicos. Desse modo, segundo os autores, o solo possui sete funções básicas:

1. Produção de biomassa.
2. Armazenamento, filtragem e transformação de nutrientes, substâncias e água.
3. Reserva de biodiversidade.
4. Ambiente físico e cultural.
5. Fonte de matérias-primas.
6. Reserva de carbono.
7. Arquivo de patrimônio histórico e cultural.

A qualidade do solo influencia as funções básicas do solo, como fluxo da água e da solução do solo e sua redistribuição e fornecimento às plantas, armazenamento e ciclagem de nutrientes, filtrar, tamponar, imobilizar e desintoxicar materiais orgânicos e inorgânicos e promover o crescimento das raízes, fornecendo resistência à erosão (Karlen *et al.*, 1997a). Porém, como avaliar a qualidade do solo? A qualidade do solo pode ser mensurada a partir da definição de Indicadores de Qualidade do Solo (IQS). Desse modo, deve-se buscar o uso de IQS que interajam com as propriedades biológicas, físicas e químicas do solo, que representem processos relevantes para as funções do solo e que sejam sensíveis às mudanças decorrentes das práticas de manejo (Shukla, Lal; Ebinger, 2006). Também é desejável que os IQS sejam de fácil uso pelos agricultores e técnicos, permitindo a sua adequada análise e interpretação (Arshad; Martin, 2002; Comin *et al.*, 2016).

Dentre os diversos IQS, a MOS é considerada o principal indicador (Lehmann; Kleber, 2015; Samson *et al.*, 2020), justamente por ela interagir com os atributos químicos, físicos e biológicos do solo (Cherubin *et al.*, 2016). Em solos agrícolas, práticas de manejo como aplicação de dejetos animais e a manutenção das plantas de cobertura na superfície do solo podem ser algumas das alternativas para manter ou aumentar os teores de MOS (Turmel *et al.*, 2015; Warren Raffa; Bogdanski; Tiffonell, 2015; Ferreira *et al.*, 2021). Entretanto, os sistemas de manejo afetam muitas propriedades e processos diferentes do solo, influenciando a dinâmica da MOS (Duval *et al.*, 2019; Karlen *et al.*, 2013b). O sistema de preparo convencional do solo favorece a decomposição de resíduos e MOS por meio do rompimento dos agregados do solo, aumentando a aeração e distribuindo a MOS de maneira mais uniforme. Em contraste, o sistema de plantio direto promove a agregação do solo e protege os compostos orgânicos contra a degradação (Martínez *et al.*, 2017; Giombelli *et al.*, 2020).

Com relação à física do solo, a MOS é muito importante para a estabilidade dos agregados e, portanto, para a manutenção de uma boa estrutura do solo. Em solos com empobrecimento de matéria orgânica, os agregados são mais propensos a se desagregar em subunidades menores durante o molhamento, resultando em uma estrutura do solo com maior probabilidade de erosão e que pode limitar a infiltração de água e a emergência de plântulas (Tisdall; Oades, 1982; Blanco-Canqui; Ruis, 2018). Também pode-se observar melhorias associadas à estabilidade de agregados no solo (Blanco-Canqui; Ruis, 2018; Li *et al.*, 2019), as quais são importantes, visto que possibilitam o aumento das taxas de infiltração de água no solo, aumento da resistência à erosão hídrica e eólica, melhora à proteção física da MOS e aumento dos habitats que suportam a atividade microbológica no solo (Helgason; Walley; Germida, *et al.*, 2010; Spurgeon *et al.*, 2013; Blanco-Canqui; Ruis, 2018; Li *et al.*, 2019).

No que diz respeito à química do solo, o aumento dos teores de MOS se torna importante, visto que ela irá proporcionar uma melhora na ciclagem de nutrientes, contribuindo para a CTC do solo, além de

promover a complexação de compostos orgânicos e inorgânicos que possam afetar o desenvolvimento das culturas agrícolas (Souza *et al.*, 2013a; Oliveira *et al.*, 2016; Oliveira *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2018). Santos *et al.* (2017), ao compararem os atributos químicos do solo em uma área manejada em sistema de plantio direto de hortaliças de cebola com uma área manejada em sistema de preparo convencional do solo em Ituporanga (SC), observaram melhora na qualidade química do solo por meio do aumento nos teores de matéria orgânica, Ca, Mg, P e K. Na mesma área, Souza (2017b) observou melhora dos atributos químicos, físicos e biológicos do solo, que refletiram em aumento de produção de cebola.

Os atributos biológicos são muito importantes para avaliar a qualidade biológica de um solo, visto que eles ajudam a regular a dinâmica da MOS, bem como a disponibilidade de nutrientes para as culturas agrícolas (Cardoso *et al.*, 2013). O aumento da MOS promove um estímulo de crescimento à vida no solo (Gatiboni *et al.*, 2009; Liu *et al.*, 2016; Lin *et al.*, 2019).

## Considerações finais

Nos tópicos apresentados no presente capítulo foram abordados aspectos quantitativos e qualitativos da MOS influenciados pelo uso de dejetos de animais em diferentes tipos de solos, além de uma abordagem sobre a qualidade do solo. Fica evidente que o uso de dejetos de animais altera os teores e também a distribuição das frações químicas e físicas da MOS, melhorando a qualidade do solo. Incrementos nos teores de MOS são sempre positivos e melhoram os atributos químicos, físicos e biológicos do solo. Dessa forma, o uso de dejetos de animais deve sempre ser recomendado quando há disponibilidade dessas fontes de nutrientes, pois representa a adição de carbono ao solo e o aproveitamento do valor fertilizante desses resíduos orgânicos. Além disso, a adoção de sistemas conservacionistas de manejo do solo também se caracteriza como um fator importante no uso dos dejetos de animais com vistas ao incremento nos teores de MOS, pois a manutenção dos resíduos vegetais sobre o solo

e o não revolvimento favorecem os processos de sequestro de carbono no solo, seja através da interação química com os constituintes minerais do solo ou no interior dos agregados.

## Referências

- AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HUBNER, 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.
- ANGERS, D. A. *et al.* Differential retention of carbon, nitrogen and phosphorus in grassland soil profiles with long-term manure application. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 86, p. 225-229, 2010.
- ANTUNES, R. M. *et al.* Humic substances and chemical properties of an acrisol amended with vermicomposted vegetal and animal residues. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 43, e0180032, 2019.
- ARSHAD, M. A; MARTIN, S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. Agriculture, **Ecosystems and Environment**, v. 88, n. 2, p. 153-160, 2002.
- BACCA, A. *et al.* Residual and immediate effect after 16 applications of organic sources on yield and nitrogen use efficiency in black oat and corn. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, p. 1–15, 2020.
- BARRETO, A. C. *et al.* Fracionamento químico e físico do carbono orgânico total em um solo de mata submetido a diferentes usos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 4, p. 1471-1478, 2008.
- BENEDET, L. **Efeitos de aplicações de dejetos suínos por 10 anos sobre a matéria orgânica do solo e a biodisponibilidade de Cu e Zn**. 2018. 194 p. Tese de doutorado (Pós-Graduação em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- BENEDET, L. *et al.* Copper and Zn distribution in humic substances of soil after 10 years of pig manure application in south of Santa Catarina, Brazil. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 42, p. 3281–3301, 2020.

BENITES, V. M.; MADARI, B.; MACHADO, P. L. O. D. **Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo**: Um procedimento simplificado de baixo custo. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 2003, 7 p. (EMBRAPA-CNPS. Comunicado Técnico, 16). Disponível em: [https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPS/11578/1/comtec16\\_2003\\_extracao.pdf](https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPS/11578/1/comtec16_2003_extracao.pdf). Acesso em: 15 mar. 2024.

BENITES, V. M. *et al.* Production of granulated organomineral fertilizer using pig slurry and poultry litter in Brazil. In: WORLD FERTILIZER CONGRESS OF THE INTERNATIONAL SCIENTIFIC CENTRE FOR FERTILIZERS, 15., 2010, Bucharest. **Meeting the fertilizer demand on a changing globe**: biofuels, climate change and contaminants: proceedings. Bucharest: Academiei Române, 2010. p. 245-251.

BERTI, A. *et al.* Organic input quality is more important than its quantity: C turnover coefficients in different cropping systems. **European Journal of Agronomy**, v. 77, p. 138-145, 2016.

BLANCO-CANQUI, H.; RUIS, S. J. No-tillage and soil physical environment. **Geoderma**, v. 326, p. 164-200, 2018.

BORGES, C. S. *et al.* Agregação do solo, carbono orgânico e emissão de CO<sub>2</sub> em áreas sob diferentes usos no Cerrado, região do Triângulo Mineiro. **Revista Ambiente e Água**, v. 10, n. 3, p. 660-671, 2015.

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, n. 5, p. 1620-1628, 2012.

CANELLAS, L. P. *et al.* Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n.12, p. 1529-1538, 2001.

CANELLAS, L. P.; FAÇANHA, A. R. Relationship between natures of soil humified fractions and their bioactivity. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 3, p. 233-240, 2004.

CANELLAS, L. P.; VELLOSO, A. C. X.; E SANTOS, G. D. **Modelos estruturais de substâncias húmicas**. In: CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A. Humosfera: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas. Campos dos Goytacazes, 2005. p. 34-53. Disponível em: <http://www.uenf.br/Uenf/Pages/CCTA/Lsol/>. Acesso em: 12 fev. 2021.

- CARDOSO, E. J. B. N. *et al.* Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? **Scientia Agricola**, v. 70, n. 4, p. 274-289, 2013.
- CARTER, M. R. *et al.* Characterizing organic matter retention for surface soils in eastern Canada using density and particle size fractions. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 83, n. 1, p. 11-23, 2003.
- CAVALCANTE, J. S. *et al.* Long-term surface application of dairy liquid manure to soil under no-till improves carbon and nitrogen stocks. **European Journal of Soil Science**, v. 71, p. 1132-1143, 2020.
- CERETTA, C. A. *et al.* Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v. 35, p. 1287-1295, 2005.
- CHERUBIN, M. R. *et al.* A soil management assessment framework (SMAF) evaluation of Brazilian sugarcane expansion on soil quality. **Soil Science Society of America Journal**, v. 80, p. 215-226, 2016.
- CIANCIO, N. R. *et al.* Crop response to organic fertilization with supplementary mineral nitrogen. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 912-922, 2014.
- COELHO, M. S. *et al.* Qualidade da matéria orgânica de solos sob cultivo de café consorciado com adubos verdes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 6, p. 1576-1586, 2013.
- 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.
- COMIN, J. J. *et al.* **Guia prático de avaliação participativa da qualidade do solo em Sistema de Plantio Direto de Hortaliças (SPDH)**. Florianópolis: Open Brasil, 2016. 16 p.
- CONCEIÇÃO, P. C.; DIECKOW, J.; BAYER, C. Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. **Soil and Tillage Research**, v. 129, p. 40-47, 2013.

DALLA COSTA, O. A.; *et al.* **Sistema alternativo de criação de suínos em cama sobreposta para agricultura familiar**. Concórdia: EMBRAPA-CNPASA, 2006. 7 p. (EMBRAPA-CNPASA. Comunicado técnico, 419). Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/86233/1/DCOT-419.pdf>. Acesso em: 24 fev. 2024.

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.

DICK, D. P. *et al.* Química da matéria orgânica do solo. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (ed.) **Química e mineralogia do solo**. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2009. p.1-68.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B.

. Madison:

Soil Science Society of America, 1994. (Special, 35). p.1-20.

DUVAL, M. E.; MARTÍNEZ, J. M.; GALANTINI, J. A. Assessing soil quality indices based on soil organic carbon fractions in different long-term wheat systems under semiarid conditions. **Soil Use Management**, v. 36, p. 71-82, 2019.

FERREIRA, G. W. *et al.* Soil aggregation indexes and chemical and physical attributes of aggregates in a Typic Hapludult fertilized with swine manure and mineral fertilizer. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 10, p. 1-17. 2021.

FRANCISCO, C. A. L. **Carbono orgânico e atributos físicos do solo após a aplicação de esterco bovino**. 2019. 80 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

FRANCISCO, C. A. L. *et al.* Aggregation, carbon, nitrogen, and natural abundance of  $^{13}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}$  in soils under no-tillage system fertilized with injection and surface application of pig slurry for five years. **Carbon Management**, v. 12, n. 3, p. 275-287, 2021.

FURTADO e SILVA, J. A. M. *et al.* Modifications of soil organic matter structure by long-term pig slurry amendment of tropical soil. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 68, n. 1, p. 61-75, 2022.

GATIBONI, L. C. *et al.* Modificações na fauna edáfica durante a decomposição da palhada de centeio e aveia preta, em sistema de plantio direto. **Revista Biotemas**, v. 22, n. 2, p. 45-53, 2009.

GIUMBELLI, L. D. *et al.* Aggregation index, carbon, nitrogen and natural abundance of <sup>13</sup>C and <sup>15</sup>N in spoil aggregates and bulk soil cultivated with onion under crop successions and rotations. **Soil Research**, v. 58, n. 7, p. 622-635, 2020.

GONG, W.; YAN, X.; WANG, J. *et al.* Long-term manure and fertilizer effects on soil organic matter fractions and microbes under a wheat-maize cropping system in northern China. **Geoderma**, v. 149, n. 3, p. 318-324, 2009.

GUARESCHI, R. F.; PEREIRA, M. G; PERIN, A. Frações da matéria orgânica em áreas de Latossolo sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado do estado de Goiás. **Semina: Ciência Agrária**, v. 34, n. 10, p. 2615-2628, 2013.

GUIMARÃES, D. V. *et al.* Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. **Soil and Tillage Research**, v. 126, p. 177-182, 2013.

HAI, L.; Li, X. G.; Li, F. M. Long-term fertilization and manuring effects on physically-separated soil organic matter pools under a wheat-wheat-maize cropping system in an arid region of China. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 2, p. 253-259, 2010.

HELGASON, B. L.; WALLEY, F. L.; GERMIDA, J. J. No-till soil management increases microbial biomass and alters community profiles in soil aggregates. **Applied Soil Ecology**, v. 46, n. 3, p. 390-397, 2010.

HERNÁNDEZ, D. *et al* Detection of copper (II) and zinc (II) binding to humic acids from pig slurry and amended soils by fluorescence spectroscopy. **Environ Pollut.** 143(2): 212-220, 2006.

KARLEN, D. L. *et al.* Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, p. 4-10, 1997.

KARLEN, D. L. *et al.* Soil quality response to long-term tillage and crop rotation practices. **Soil and Tillage Research**, v. 133, p. 54-64, 2013.

LARSON, W. E; PIERCE, F. J. Conservation and enhancement of soil quality. In: INTERNATIONAL BOARD FOR RESEARCH AND MANAGEMENT, 2., 1991, Bangkok. **Technical papers**. Bangkok: IBSRAM, 1991. Management, 1991. IBSRAM Proceedings, n. 12, n. 2, p.175- 203, 1991.

LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, v. 528, p. 60-68, 2015.

LI, Y.; LI, Z.; CUI, S. *et al.* Residue retention and minimum tillage improve physical environment of the soil in croplands: a global meta-analysis. **Soil and Tillage Research**, v. 194, n. 104292, 2019.

LIN, Y. *et al.* Long-term manure application increases soil organic matter and aggregation, and alters microbial community structure and keystone taxa. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 134, p. 187-196. 2019.

LIU, T.; CHEN, X.; HU, F. *et al.* Carbon-rich organic fertilizers to increase soil biodiversity: evidence from meta-analysis of nematode communities. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 232, p. 199-207, 2016.

LOSS, A. *et al.* Quantificação do carbono das substâncias húmicas em diferentes sistemas de uso do solo e épocas de avaliação. **Bragantia**, v. 69, n. 4, p. 913-922, 2010.

LOSS, A. *et al.* Animal manure as fertilizer: changes in soil attributes, productivity and food composition. **International Journal of Research – Granthaalayah**, v. 7, n. 9, p. 307-331, 2019.

LOSS, A. *et al.* Carbon, nitrogen and aggregation index in Ultisol with 11 years of application of animal manures and mineral fertilizer. **Journal of Soil and Water Conservation**, 2021. DOI: <https://doi.org/10.2489/jswc.2021.00165>

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.

LOURENZI, C. R. *et al.* Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 949-958, 2014a.

LOURENZI, C. R. **Dejetos de suínos: produção de culturas, efeito na matéria orgânica e na transferência de formas de fósforo**. 2014b. 127 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

LÜDTKE, A. C. *et al.* Organic matter and humic fractions of a haplic acrisol as affected by composted pig slurry. **Química Nova**, v. 39, p. 14-18, 2016.

MAFRA, M. S. H. *et al.* Acúmulo de carbono em Latossolo adubado com dejetos líquidos de suínos e cultivado em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 49, p. 8, p. 630-638, 2014.

MAFRA, M. S. H. *et al.* Organic carbon contents and stocks in particle size fractions of a typical hapludox fertilized with pig slurry and soluble fertilizer. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1161-1171, 2015.

MAGALHÃES, L. **Carbono orgânico e atributos físicos do solo após a aplicação de esterco bovino**. 2017. 32 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Ciências do solo) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

MAILLARD É.; ANGERS D. A. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 20, n. 2, p. 666-79, 2014.

MAILLARD, É. *et al.* Carbon accumulates in organo-mineral complexes after long-term liquid dairy manure application. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 202, p. 108-119, 2015.

MANNA, M. C. *et al.* Long-term fertilization, manure and liming effects on soil organic matter and crop yields. **Soil and Tillage Research**, v. 94, n. 2, p. 397-409, 2007.

MARTINS, BH. **Aspectos químicos e potencial de sequestro de carbono em áreas sob diferentes manejos de solo**. Tese de doutorado. Programa de Pós Graduação em Química. Universidade de São Paulo. São Carlos. 2013. (151p.)

MARTÍNEZ, J. M. *et al.* Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen in a semi-humid climate of Argentina: a long-term field study. **Soil and Tillage Research**, 169: 71-80, 2017.

McBRATNEY, A, FIELD, DJ, E KOCH, A. The dimensions of soil security. **Geoderma**, v. 213, p. 203-213, 2014.

MELO, G. B. *et al.* Estoques e frações da matéria orgânica do solo sob os sistemas plantio direto e convencional de repolho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1511-1519, 2016.

NASCIMENTO, PC, Lani, JL, Mendonça, ES, Zoffoli, HJO, e Peixoto, HTM. Teores e características da matéria orgânica de solos hidromórficos do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, p. 339-348, 2010.

OCHOA MARTÍNEZ, E. **Atributos químicos e físicos do solo e produtividade de capim-tifton 85 em resposta à aplicação de nitrogênio e esterco bovino.**

2017. 71 f. Tese de doutorado. Programa de Pós Graduação em Agronomia (Ciências do Solo). Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal.

OLIVEIRA, R. A. *et al.* Cover crops effects on soil chemical properties and onion yield. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 40: e0150099, 2016.

OLIVEIRA, R. A. *et al.* Release of phosphorus forms from cover crop residues in agroecological no-till onion production. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 41: e0160272, 2017.

PICCOLO, A. Stevenson and the Question of humic substances in soil. **Chemical and Biological Technologies in Agriculture**, v. 3, n. 23, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40538-016-0076-2>

PEÑA, J. A. G. **Produtividade de milho, perdas de nitrogênio e compartimentos da matéria orgânica em solo adubado com cama de aviário.** 2010. 118 f. Tese de doutorado. (Pós Graduação em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

PINTO, F. A. *et al.* **Atributos de solo sob pastejo rotacionado em função da aplicação de cama de peru.** Pesquisa Agropecuária Tropical, v. 42, n. 3, p. 254-262. 2012.

REIS, C. E. S dos, *et al.* Carbon sequestration in clay and silt fractions of brazilian soils under conventional and no-tillage systems. **Scientia Agricola**, v. 71, n. 4, p. 292-301, 2014.

RODRIGUES, L. A. T. *et al.* Short- and long-term effects of animal manures and mineral fertilizer on carbon stocks in subtropical soil under no-tillage. **Geoderma**, v. 386, p. 1-11, 2021.

ROSA, D. M. *et al.* Substâncias húmicas do solo cultivado com plantas de cobertura em rotação com milho e soja. **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, n. 2, p. 221-230, 2017.

ROSSI, C. Q. *et al.* Frações húmicas da matéria orgânica do solo cultivado com soja sobre palhada de braquiária e sorgo. **Bragantia**, v. 70, n. 3, p. 622-630, 2011.

SACOMORI, W. *et al.* Accumulation of humic substances in an Oxisol fertilized with pig slurry for 15 years. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 2, p. 109-115, 2021.

- SAMSON, M. E. *et al.* Management practices differently affect particulate and mineral-associated organic matter and their precursors in arable soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 148, p. 107867, 2020.
- SANTANA, G. S. *et al.* Substâncias húmicas e suas interações com Fe e Al em latossolo subtropical sob diferentes sistemas de manejo de pastagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 2, p. 461-472, 2011.
- SANTOS, G. de A. *et al.* **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. 636 p.
- SANTOS, L. H. *et al.* Chemical properties in macroaggregates of a humic dystrochult cultivated with onion under no-till and conventional tillage system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, p. 1-13, 2017.
- SANTOS, L. H. *et al.* Total nitrogen and humic substances in aggregates of soils with onion crops under no-tillage and conventional tillage systems. **Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas**, v. 12, p. 166-174, 2018.
- SHUKLA, M. K.; LAL, R.; EBINGER, M. Determining soil quality indicators by factor analysis. **Soil and Tillage Research**, v. 87, n. 2, p. 194-202, 2006.
- SIX, J. *et al.* Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for c-saturation of soils. **Plant Soil**, v. 24, p. 155-176, 2002.
- SLEUTEL, S. *et al.* Effect of manure and fertilizer application on the distribution of organic carbon in different soil fractions in long-term field experiments. **European Journal of Agronomy**, v. 25, n.3, p. 280-288, 2006.
- SONG, X.; LIU, S.; LIU, Q. *et al.* Carbon sequestration in soil humic substances under long-term fertilization in a wheat-maize system from North China. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 13, n. 3, p. 562-569, 2014.
- SOUZA, M. *et al.* Matéria seca de plantas de cobertura, produção de cebola e atributos químicos do solo em sistema de plantio direto. **Ciência Rural**, v. 43, p. 21-27, 2013a.
- SOUZA, M.  
**cobertura em sistema de plantio direto agroecológico de cebola**. Tese Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2017b. 210p.

SPURGEON, D. J. *et al.* Land-use and land-management change: relationships with earthworm and fungi communities and soil structural properties. **BMC Ecology**, v. 13, n. 46, 2013.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, 1994. 496 p.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **European Journal of Soil Science**, v. 33, n. 2, p.141-163, 1982.

TURMEL, M. S. *et al.* Crop residue management and soil health: a system analysis. **Agricultural Systems**, v. 134, p. 6-16, 2015.

VENTURA, B. S. *et al.* Carbon, nitrogen and humic substances in biogenic and physicogenic aggregates of a soil with a 10-year history of successive applications of swine waste. **Tropical and Subtropical Agroecosystems**, v. 21, n. 2, p. 329-343, 2018a.

VENTURA, B. S. *et al.* Carbono e nitrogênio das frações granulométricas em agregados de argissolo com 10 anos de aplicação de dejetos suínos. **Cadernos de Agroecologia**. v. 13, n. 1, 2018b. Anais do VI CLAA, X CBA e V SEMDF.

VEZZANI, F. M.; *et al.* Conceitos, métodos de avaliação participativa e o SPDH como promotor de qualidade do solo. In: Fayad, J. A. *et al.* **Sistema de plantio direto de hortaliças: método de transição para um novo modo de produção**. São Paulo: Expressão Popular, 2019. p.105-123.

WARREN RAFFA, D.; BOGDANSKI, A.; TIFFONELL, P. Hoe does crop residue removal affect soil organic carbon and yield? a hierarchical analysis of management and environmental factors. **Biomass Bioenergy**, v. 81, p. 345-355, 2015.

WEYERS, S. L. *et al.* Manure and residue inputs maintained soil organic carbon in upper midwest conservation production systems. **Soil Science Society of America Journal**, v. 82, n. 4, p. 878-888, 2018.

YADAV, M. R. *et al.* Conservation agriculture and soil quality – an overview. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, v. 6, n. 2, p. 1-28, 2017.

ZHOU, Y.; SELVAM, A.; WONG, J. W. Evaluation of humic substances during co-composting of food waste, sawdust and Chinese medicinal herbal residues. **Bioresource Technology**, v. 168, p. 229-234, 2014.



## CAPÍTULO 9

---

# **Custos de transporte e adubação com dejetos**

*Marcelo Miele e Ari Jarbas Sandi*

### **Introdução**

O objetivo deste capítulo é discutir conceitos básicos para a análise econômica do transporte e uso de dejetos suínos como fertilizantes, apresentar casos reais na suinocultura do Sul do Brasil, bem como uma forma simplificada de cálculo para apoiar a gestão e a tomada de decisão no campo<sup>1</sup>. Desta forma, o presente capítulo pode servir como um guia sobre a viabilidade do uso agrônômico de dejetos suínos nos estabelecimentos agropecuários. O público-alvo são produtoras e produtores de suínos, bem como técnicas e técnicos da assistência técnica e extensão rural responsáveis pela elaboração e execução de projetos de gestão ambiental na suinocultura. O capítulo não aborda custos com outras tecnologias, como sistemas de fertirrigação, aspersão em malha, pivô central e auto propelido.

---

<sup>1</sup> Os autores agradecem o pesquisador Rodrigo da Silveira Nicoloso e o analista Evandro Carlos Barros da Embrapa Suínos e Aves pela orientação quanto às questões de adubação e valor fertilizante.

## Benefícios e custos

Para uma correta análise econômica do transporte e uso de dejetos suínos como fertilizantes, é necessário compreender quais são os benefícios e os custos relacionados com esta prática, bem como se ocorrem de forma financeira (entradas e saídas de caixa) ou econômica (depreciação e mão de obra familiar). Os dejetos suínos quando corretamente manejados podem trazer significativos benefícios para os estabelecimentos agropecuários ao substituir a adubação mineral porque têm valor como fertilizante, o que reduz as despesas com adubação mineral de lavouras e pastagens. O benefício com os dejetos dependerá diretamente do seu uso em áreas agrícolas próprias, ou seja, da relação entre rebanho e disponibilidade de terras para absorver os dejetos seguindo a correta recomendação agrônômica, do sistema de criação de suínos, bem como do preço dos fertilizantes minerais que serão substituídos por esta prática<sup>2</sup>.

$$B = VF \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

**B** = Benefício com dejetos

**VF** = Valor fertilizante dos dejetos aplicados em áreas de lavouras e pastagens próprias

Por sua vez, os custos decorrem da necessidade de transporte dos dejetos e efluentes da suinocultura<sup>3</sup> para as áreas agrícolas nas quais serão aplicados. Geralmente, os custos ocorrem de forma direta, a partir de despesas monetárias (saídas de caixa) rotineiras com combus-

---

<sup>2</sup> Além do valor fertilizante, o suinocultor também pode obter receita monetária (entradas de caixa) com a comercialização de composto e coprodutos dos dejetos líquidos, como o biogás. Outro benefício é o efeito da adubação com dejetos na qualidade do solo e, conseqüentemente, na produtividade das lavouras e pastagens. Considerando que na grande maioria dos casos não há receita com a venda para terceiros de dejetos ou compostos e que o aumento na produtividade gera impactos de médio e longo prazo mais difíceis de acompanhar, optou-se por não se considerar esses benefícios neste capítulo.

<sup>3</sup> Além dos custos com transporte, há custos com armazenamento em esterqueiras ou lagoas e, em alguns casos, com tratamento em biodigestores, sistemas de lagoas e de tratamento de efluentes. Esses custos não são objeto do presente capítulo.

tíveis e pagamento por serviços de transporte e aluguel de máquinas, diárias e salários para a mão de obra contratada. Entretanto, também existem custos econômicos, que não são saídas de caixa, mas impactam na competitividade da atividade, como o uso de mão de obra familiar e o custo da hora-máquina, que inclui a depreciação e o custo de capital de tratores e tanques de distribuição próprios. O custo com os dejetos dependerá diretamente da sua diluição (quanto mais diluído, maior o volume a ser transportado), da distância a ser percorrida (quanto maior o número de produtores com restrição de áreas agrícolas no entorno, maior a distância a ser percorrida) e do preço de equipamentos, combustíveis e mão de obra. Na Tabela 1 são apresentadas estimativas do custo de distribuição em 22 estabelecimentos agropecuários no Oeste de Santa Catarina por tipo de equipamento e distância.

$$C = \text{DESP} + \text{MOF} + \text{MAQ} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

**C** = Custos com transporte e aplicação dos dejetos

**DESP** = Despesas com combustíveis, energia elétrica, aluguel de equipamentos, salários e diárias pagos à mão de obra contratada

**MOF** = Custo da mão de obra familiar utilizada

**MAQ** = Custo da hora máquina dos equipamentos próprios (inclui depreciação, custo de capital, manutenção e seguro)

**Tabela 1.** Distância, taxa de aplicação e custo de transporte de dejetos suínos, por tipo de equipamento e distância, Oeste de Santa Catarina, 2020.

Equipamento e distância	Número de produtores	Distância média (km)	Aplicação média (m³.hora <sup>-1</sup> )	Custo (R\$.m³)
Trator-tanque <1 km	16	0,5	12	7,37
Trator-tanque ≥1 km	7	1,0	9	9,72
Caminhão-tanque <3 km	3	2,2	17	5,83
Caminhão-tanque ≥3 km	2	3,5	12	10,77

Fonte: Projeto fatores de risco no transporte e bem-estar de suínos, ano 2014. Os valores das despesas nominais com o transporte e a aplicação dos dejetos em lavouras próprias foram corrigidas para março de 2021.

Portanto, o benefício líquido com os dejetos (BL) equivale à diferença entre o seu valor fertilizante e os custos com transporte e aplicação. Caso ocorra comercialização de composto orgânico, biogás e coprodutos gerados a partir dos dejetos suínos, deve-se considerar a receita bruta (RB) das vendas na estimativa do benefício líquido.

$$BL = VF + RB - C$$

$$BL = VF + RB - (DESP + MOF + MAQ)$$

Equação 3

Apenas parte do benefício líquido terá impacto na geração de caixa da granja, como a receita bruta (RB) com a venda de composto e as saídas de caixa com as despesas (DESP). O valor fertilizante (VF) não gera uma entrada de caixa para a granja de suínos, mas reduz as saídas de caixa com adubação mineral das lavouras e pastagens, equivalente ao que se deixou de desembolsar com estes insumos.

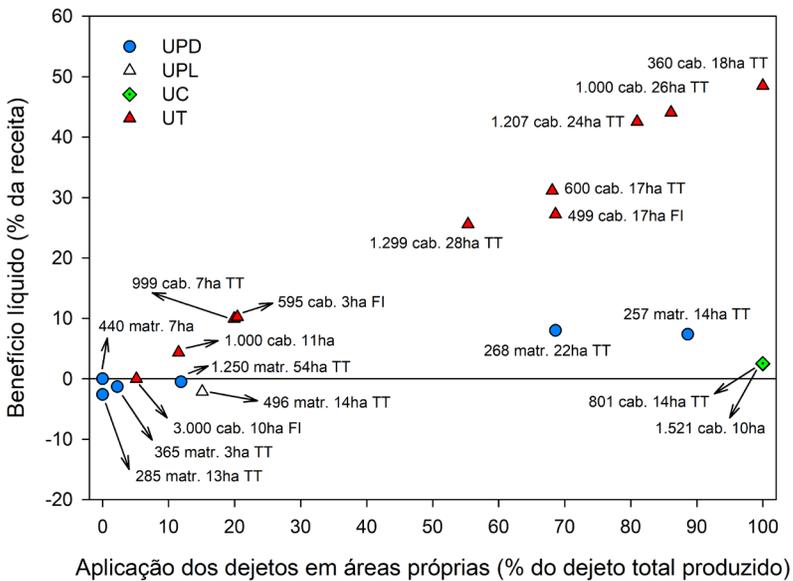
### **O impacto da relação entre rebanho de suínos e áreas agrícolas**

A escala do alojamento de matrizes, leitões e suínos e o grau de diversificação com lavouras ou pastagens é determinante da capacidade de utilização do valor fertilizante dos dejetos. O acompanhamento dos casos de sete produtores de leitões, 10 terminadores e dois crechários nos três estados da região Sul, em 2014 e 2015, permitiu um levantamento das características de manejo dos dejetos, como área agrícola disponível, cultivos, equipamento de transporte e distribuição, destino dos dejetos (porcentagem do volume aplicada em áreas próprias ou transportada como excedente, com e sem custo para o suinocultor) e uso de adubação mineral. Além disso, foi feito levantamento das despesas (saídas de caixa) para transporte e aplicação de dejetos. Com isso, foi possível estimar o balanço de fósforo na forma de  $P_2O_5$ , a necessidade de ações corretivas (como reduzir a aplicação ou a adubação mineral), o valor fertilizante auferido pelo estabelecimento agropecuário e o benefício com dejetos como porcentagem da receita da suinocultura (Tabela 2)<sup>4</sup>.

---

4 Como não foram estimados os custos com mão de obra familiar e os custos de depreciação e de capital de tratores e tanques de distribuição, os benefícios com dejetos foram superestimados neste estudo.

Verificou-se que o benefício com dejetos é determinado em grande parte pela possibilidade de aplicação em áreas próprias seguindo a recomendação agrônômica, bem como pelo sistema de criação e pela capacidade de exportar os excedentes sem custos para o suinocultor. De fato, os produtores de leitões que arcaram com o custo de transporte dos excedentes apresentaram impacto negativo na receita da suinocultura e os dois crechários analisados, mesmo quando absorvendo 100% dos dejetos em áreas próprias, apresentaram baixo impacto na receita da suinocultura. Entre os terminadores, à medida que aumentou a porcentagem dos dejetos aplicados em áreas próprias, verificou-se alto impacto na receita da suinocultura (Figura 1).



**Figura 1.** Relação entre benefício com dejetos (valor fertilizante – despesas com de transporte e aplicação) e capacidade de aplicação em área própria, 2014.

Fonte: elaborado pelos autores a partir de Miele (2016). UPD = Unidade de Produção de Leitões Desmamados; UPL = Unidade de Produção de Leitões com Creche; UC = Unidade de Creche e UT = Unidades de Terminação; TT = trator-tanque e FI = fertilirrigação. Onde contabilizar custos e receitas com dejetos suínos.

**Tabela 2.** Característica de suinocultores selecionados na região Sul, do manejo dos dejetos e do impacto na receita da atividade, 2014.

Sistema de criação*	Escala**	Área agrícola (ha)	Cultivos***	Equipamento	Destino dos dejetos (%)***			Adução mineral	Balço de fosforo (kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /ha/ano)	Ação necessária	Aplicação em área própria possível (%)	Benefício com dejetos (% da receita)****
					Aplicação em área própria	Sem custo	Com custo					
UPD	280	13	Sem cultivo	Trator-tanque	0	40	60	Não	0	Não há	0	-3
UPL	497	14	Pastagens, milho silagem e eucalipto	Trator-tanque	10	0	90	Sim	-9	Não há	15	-2
UPD	365	3	Eucalipto	Trator-tanque	20	0	80	Não	238	Reduzir aplicação	2	-1
UPD	1.250	55	Acácia e eucalipto	Trator-tanque	30	10	60	Não	46	Reduzir aplicação	12	-1
UPD	440	7	Sem cultivo	Sem custo	0	100	0	Não	0	Não há	0	0
UT	3.000	11	Eucalipto e pastagem	Fertirrigação	0	100	0	Não	-61	Não há	5	0

Continua...

Tabela 2. Continuação

Sistema de criação*	Escala**	Área agrícola (ha)	Cultivos***	Equipamento	Destino dos dejetos (%)***			Adubação mineral	Balanço de fósforo (kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /ha/ano)	Ação necessária	Aplicação em área própria possível (%)	Benefício com dejetos (% da receita)****
					Aplicação em área própria	Transporte do excedente						
						Sem custo	Com custo					
UC	1.522	10	Eucalipto e milho silagem	Não informado	30	70	0	Não	-34	Não há	100	2
UC	802	14	Eucalipto, milho grão e silagem e pastagens	Trator-tanque	100	0	0	Não	-36	Não há	100	3
UT	1.000	11	Pastagens	Não informado	30	70	0	Não	72	Reduzir aplicação	12	4
UPD	257	14	Milho grão e aveia	Trator-tanque	60	0	40	Sim	27	Reduzir adubação mineral	89	7
UPD	268	22	Pastagens, erva mate e milho	Trator-tanque	70	15	15	Não	2	Não há	69	8
UT	999	7	Milho grão e pastagens	Trator-tanque	75	25	0	Não	326	Reduzir aplicação	20	10

Continua...

**Tabela 2.** Continuação

Sistema de criação*	Escala**	Área agrícola (ha)	Cultivos***	Equipamento	Destino dos dejetos (%)***			Adução mineral	Balanço de fósforo (kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /ha/ano)	Ação necessária	Aplicação em área própria possível (%)	Benefício com dejetos (% da receita)****
					Aplicação em área própria	Sem custo	Com custo					
UT	595	4	Milho silagem e alvim	Fertirrigação	30	70	0	Não	70	Reduzir aplicação	20	10
UT	1.300	28	Pastagens e milho silagem	Trator-tanque	80	20	0	Sim	57	Retirar adubação mineral e reduzir aplicação	55	26
UT	500	17	Soja, milho grão e silagem, pastagens e aveia	Fertirrigação	100	0	0	Não	39	Reduzir aplicação	69	27
UT	600	18	Milho grão, erva mate e pastagens	Trator-tanque	70	30	0	Não	3	Não há	68	31

Continua...

Tabela 2. Continuação

Sistema de criação*	Escala**	Área agrícola (ha)	Cultivos***	Equipamento	Destino dos dejetos (%)***			Adubação mineral	Balanço de fósforo (kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /ha/ano)	Ação necessária	Aplicação em área própria possível (%)	Benefício com dejetos (% da receita)****
					Aplicação em área própria	Transporte do excedente						
						Sem custo	Com custo					
UT	1.027	24	Soja, milho grão e silagem e pastagens	Trator-tanque	100	0	0	Não	35	Reduzir aplicação	81	43
UT	1.000	27	Soja, milho grão e silagem e pastagens	Trator-tanque	100	0	0	Não	22	Reduzir aplicação	86	44
UT	360	18	Pastagens	Trator-tanque	100	0	0	Não	-4	Não há	100	49

Fonte: elaborado pelos autores a partir de Miele (2016).

\* UPD = Unidade de Produção de Leitões Desmamados; UPL = Unidade de Produção de Leitões com Creche; UC = Unidade de Creche e UT = Unidades de Terminação.

\*\* Matrizes em UPD e UPL e espaços em UC e UT.

\*\*\* Por ordem de importância.

\*\*\*\* Inclui apenas despesas (saídas de caixa), não inclui custos com mão de obra familiar e custos com depreciação e de capital.

## **Onde contabilizar custos e receitas com dejetos suínos**

Em estabelecimentos agropecuários especializados na suinocultura, os benefícios e os custos com dejetos são contabilizados diretamente nesta atividade. Em relação à contabilização dos custos nas atividades de estabelecimentos agropecuários diversificados, não há uma alternativa mais indicada, se os custos devem ser contabilizados para as granjas de suínos ou para as lavouras ou pastagens que recebem aplicações dos dejetos. A opção deve ser por aquela que melhor descreve a realidade de cada granja e a prática de contabilizar suas despesas e receitas. Por isso é importante observar a situação da produção de suínos em relação às áreas agrícolas e de pastagens. Os autores sugerem contabilizar custos e receitas com dejetos conforme as três situações a seguir.

- **1ª Situação - aplicação em áreas próprias:**
  - quando o benefício líquido for positivo ( $BL > 0$ ), sugere-se contabilizar os custos de transporte no custo das lavouras ou pastagens, sendo que os benefícios com os dejetos serão automaticamente contabilizados por meio da economia com adubação mineral (reduz as saídas de caixa);
  - quando o benefício líquido for negativo ( $BL < 0$ ), devido à sua diluição ou transporte a longas distâncias, contabilizar os custos com transporte na granja de suínos.
- **2ª Situação - venda:** contabilizar os custos de tratamento e transporte e as receitas com vendas (entradas de caixa) na granja de suínos.
- **3ª Situação - doação:** caso ocorram custos de transporte, devem ser contabilizados na granja de suínos; também deve ocorrer a verificação de que as aplicações nas áreas de terceiros seguem a recomendação agrônômica.

## Calcule você mesmo

A forma mais adequada de estimar o valor fertilizante é conhecer a redução das despesas com adubos minerais pelo estabelecimento agropecuário em um determinado período em função do uso de dejetos nas lavouras e pastagens. Para saber o valor fertilizante, basta dividir esta economia pelo volume de dejetos distribuído num determinado período.

$$VF = E \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

**VF** = Valor fertilizante dos dejetos aplicados em áreas de lavouras e pastagens próprias no ano

**E** = Economia anual nas despesas com adubação mineral pelo uso de dejetos

**Exemplo 1<sup>5</sup>:** uma produtora de leite com 27 vacas em 18 ha de pastagens perenes de verão gastaria R\$ 28.000,00 por ano em adubação mineral (7.200 kg de ureia, 3.600 kg de superfosfato triplo e 2.700 kg de cloreto de potássio). A família possui uma terminação com 670 cabeças por lote, que gera 1.600 m<sup>3</sup> por ano de dejetos, dos quais metade é exportada para os vizinhos e a outra metade distribuída nas pastagens (800 m<sup>3</sup> por ano). Dessa forma, os dejetos suínos permitem reduzir a despesa anual com adubação para apenas R\$ 11.200,00, pois a suinocultura fornece anualmente o equivalente a 2.382 kg de ureia, 3.430 kg de superfosfato triplo e 2.233 kg de cloreto de potássio. Neste caso, o valor fertilizante dos dejetos é de R\$ 16.800,00 por ano ou R\$ 21,00 por m<sup>3</sup> (16.800 ÷ 800).

Mas nem sempre é possível saber quanto seria a redução nas despesas anuais com adubos minerais. Neste caso, é necessário estimar o valor fertilizante a partir do rebanho suíno e do preço dos fertilizantes minerais na sua região.

---

<sup>5</sup> Todos os exemplos utilizam preços nominais de 2021.

$$VF = cab \times (N + P + K) \times \%vol \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

**VF** = Valor fertilizante dos dejetos aplicados em áreas de lavouras e pastagens próprias no ano

**cab** = Número de matrizes em ciclo completo ou em produção de leitões, ou número de espaços em crechário ou em terminação

**%vol** = porcentagem do volume anual de dejetos aplicados em áreas próprias

**N** = quantidade de ureia excretada por ano pelo rebanho(kg/cab.) vezes o preço da ureia (para converter o preço da saca, dividir por 50 kg)

**P** = quantidade de superfosfato triplo excretada por ano pelo rebanho (kg/cab.) vezes o preço do superfosfato triplo (para converter o preço da saca, dividir por 50 kg)

**K** = quantidade de cloreto de potássio excretada por ano pelo rebanho (kg/cab.) vezes o preço do KCl (para converter o preço da saca, dividir por 50 kg)

A quantidade de ureia, superfosfato triplo ou cloreto de potássio excretada por ano por matriz alojada em ciclo completo ou em produção de leitões, ou por espaços alojados em crechário ou em terminação, está disponível na Tabela 3.

**Tabela 3.** Nutrientes disponíveis nos dejetos suínos, por sistema de criação (kg/cab./ano).

Sistema de criação	Uréia	Superfosfato Triplo	Cloreto de Potássio
Ciclo completo	78,3	112,1	74,7
Produção de leitões com creche	18,0	28,6	18,2
Produção de leitões desmamados	13,6	22,6	12,3
Terminação	7,2	10,0	6,7
Crechário	1,4	1,9	1,8

Fonte: IMA (2021), considerou-se 45% de N na uréia e 60% de perdas por volatilização, 42% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> no superfosfato triplo e 60% de K<sub>2</sub>O no cloreto de potássio.

**Exemplo 2:** na terminação com 670 cabeças por lote, que gera 1.600 m<sup>3</sup> por ano de dejetos, dos quais metade (50%) é distribuída nas pastagens (800 m<sup>3</sup> por ano), a família não sabe quanto seria a despesa com adubação mineral porque nos últimos anos não adquiriu esses insumos. Então, foi feita uma estimativa do valor de R\$ 15.950,36 por ano, equivalente a 670 espaços x (7,2 kg x R\$ 2,03 + 10 kg x R\$ 2,02 + 6,7 kg x R\$ 1,91) x 50%. Isso corresponde a R\$ 19,94 por m<sup>3</sup> (5.950,36 ÷ 800).

A forma mais adequada de estimar o custo com transporte e distribuição dos dejetos é acompanhar em um livro caixa as despesas com combustíveis, energia elétrica, manutenção, seguro e pagamento por serviços de transporte e aluguel de máquinas e diárias e salários para a mão de obra contratada. Os custos econômicos, como o uso de mão de obra familiar e o custo da hora-máquina, que inclui a depreciação e o custo de capital de tratores e tanques de distribuição próprios, devem ser calculados.

$$DESP = COMB + ALUG + SAL + MAN \quad \text{Equação 6}$$

Onde:

**DESP** = despesas anuais com transporte e distribuição dos dejetos

**COMB** = despesas anuais com combustíveis ou energia elétrica

**ALUG** = despesas anuais com serviços de transporte e aluguel de máquinas e equipamentos

**SAL** = despesas anuais com diárias e salários (somente quando não contabilizados no custo da mão de obra da granja)

**MAN** = despesas anuais com manutenção e seguro dos equipamentos

**Exemplo 3:** na terminação com 670 cabeças por lote, a distribuição dos 800 m<sup>3</sup> por ano de dejetos nas pastagens próprias foi realizada com um trator de 75 CV e um tanque de distribuição de 4m<sup>3</sup> durante 100 h por ano, implicando em despesas anuais de R\$ 3.900,00 com combustíveis e R\$ 1.200,00 em manutenção,

totalizando R\$ 5.100,00. Isso corresponde a R\$ 39,00 por hora máquina ( $3.900 \div 100$ ) e R\$ 2,50 por  $m^3$  ( $3.900 \div 800$ ). Não foram feitas despesas com mão de obra contratada e com aluguel de máquinas e a família optou por não fazer seguro do trator. O excedente é transportado pelos vizinhos, sem custos para a família.

Mas nem todos fazem acompanhamento das despesas a partir de um livro caixa, apesar de ser recomendado pela boa prática em gestão. Neste caso, é possível estimar o custo por hora de uso dos equipamentos para combustíveis, manutenção e seguro<sup>6</sup>. O pagamento por serviços de transporte e aluguel de máquinas é normalmente cobrado por hora.

$$\begin{aligned} \text{COMB} &= \text{consumo de diesel} \times \text{preço do diesel} \times H \\ \text{MAN} &= CI \div 10.000 \times H \end{aligned} \qquad \text{Equação 7}$$

Onde:

**COMB** = Despesas anuais com combustíveis

**MAN** = Despesas anuais com manutenção e seguro do trator e do tanque de distribuição

**Consumo de diesel** = Consumo de óleo diesel em litros por hora

**Preço do diesel** = Preço do litro do óleo diesel

**CI** = Capital investido em trator e tanque de distribuição

**H** = N° de horas por ano para transporte e distribuição de dejetos em áreas próprias e em áreas de terceiros quando o produtor arca com as despesas de deslocamento

---

<sup>6</sup> Há diferentes parâmetros e metodologias, como: 10.000 horas de vida útil e 750 horas de uso anual, 0,12 L/h/CV para o consumo de combustível, 75% a 100% do valor do equipamento ao longo de 10.000 horas de vida útil para manutenção e 1,2% do valor do equipamento ao longo de 750 horas de uso por ano para o seguro (Fundação ABC, 2020); 10.000 horas de vida útil e 1.000 horas de uso anual, 8 L/h para o consumo de combustível e 1% do valor do equipamento ao longo de 1.000 horas de uso por ano para o seguro (Epagri, 2021)

**Exemplo 4:** na terminação com 670 cabeças por lote, a distribuição dos 800 m<sup>3</sup> por ano de dejetos nas pastagens próprias foi realizada durante 100 h por ano com um trator de 75 CV, no valor de R\$ 148.000,00, e um tanque de distribuição de 4m<sup>3</sup>, no valor de R\$ 27.000,00, totalizando um capital investido de R\$ 175.000,00. As despesas anuais com combustíveis foram estimadas em R\$ 3.690,00 (8 L por hora x R\$ 4,61 x 100 h). Isso corresponde a R\$ 36,90 por hora máquina (3.690 ÷ 100) e R\$ 4,61 por m<sup>3</sup> (3.690 ÷ 800). As despesas anuais com manutenção e seguro foram estimadas em R\$ 1.750,00 (R\$175.000,00 ÷ 10.000 h x 100 h). Isso corresponde a R\$ 17,50 por hora máquina (1.750,00 ÷ 100) e R\$ 2,19 por m<sup>3</sup> (1.750,00 ÷ 800).

O custo da mão de obra familiar (MOF) deve ser estimado a partir do número de horas trabalhadas no transporte e distribuição de dejetos e da remuneração média da mão de obra no mercado de trabalho da região<sup>7</sup>. Em outras palavras, deve-se perguntar quanto a mão de obra familiar receberia pelo tempo dedicado ao manejo dos dejetos caso fosse contratada em outra granja para exercer as mesmas atividades. Não esquecer de contabilizar o tempo dedicado ao transporte até as áreas de terceiros quando isso acontece. Para evitar dupla contagem dos custos, não considerar o custo com mão de obra familiar no transporte e distribuição de dejetos quando o mesmo foi contabilizado no custo da mão de obra da granja.

$$MOF = Hfam \times R \quad \text{Equação 8}$$

Onde:

**MOF** = Custo anual da mão de obra familiar com dejetos

**Hfam** = N<sup>o</sup> de horas trabalhadas pelos membros da família por ano para transporte e distribuição de dejetos em áreas próprias e de terceiros (não incluir horas da mão de obra contratada)

**R** = Remuneração da hora no mercado de trabalho da sua região

---

<sup>7</sup> A remuneração por hora deve incluir os benefícios do mercado de trabalho formal, como FGTS, 13<sup>o</sup> salário, férias acrescidas de 1/3 do salário e descanso semanal remunerado. Não incluir o INSS porque a agroindústria ou a cooperativa já recolhem o Funrural.

**Exemplo 5:** na terminação com 670 cabeças por lote, os membros da família se envolvem apenas na distribuição dos dejetos nas pastagens próprias, gastando 100 h por ano para distribuir 800 m<sup>3</sup> por ano, sendo que o excedente é transportado pelos vizinhos sem custos para a família. A estimativa do custo da mão de obra familiar foi de R\$ 2.000,00 por ano, equivalente a 100 h x R\$ 20,00 por hora. Isso corresponde a R\$ 2,50 por m<sup>3</sup> (2.000 ÷ 800).

Para estimar a depreciação, usar o método linear, de divisão do valor dos equipamentos pela sua vida útil. Para estimar o custo de capital, sugere-se o método do capital médio, multiplicado pelos juros e pelo uso anual dos equipamentos<sup>8</sup>. Entretanto, o valor da hora máquina (MAQ) é um bom indicador da depreciação (DPR), do custo de capital (CC) e das despesas com manutenção (MAN) e pode ser estimado a partir do aluguel de equipamentos agrícolas na sua região (ALUG). Isso simplifica e facilita a estimativa desses custos. Se o preço de mercado incluir combustíveis e mão de obra, descontar esses valores.

$$MAN \text{ por hora} = CI \div 10.000 \text{ horas de vida útil}$$

$$MAN \text{ anual} = MAN \text{ por hora} \times H$$

$$DPR \text{ por hora} = 80\% CI \div 10.000 \text{ horas de vida útil}$$

Equação 9

$$DPR \text{ anual} = DPR \text{ por hora} \times H$$

$$CC \text{ por hora} = CI \div 2 \times J \div 1.000 \text{ horas de uso por ano}$$

$$CC \text{ anual} = CC \text{ por hora} \times H$$

Onde:

**MAN** = Despesas com manutenção

**DPR** = Depreciação

**CI** = Capital investido em trator e tanque de distribuição

**H** = N<sup>o</sup> de horas por ano para transporte e distribuição de dejetos em áreas próprias e de terceiros

---

<sup>8</sup> Utilizar 10.000 horas de vida útil e 750 a 1.000 horas por ano de uso (Epagri, 2021; Fundação ABC, 2020). Para simplificar os cálculos, é possível não considerar o valor residual (sucata) de 20%.

**CC** = Custo de capital

**J** = Taxa de juro real dos financiamentos em percentagem ao ano, que pode ser consultada junto ao gerente ou técnico da instituição financeira do produtor. Reflete o custo de captação de recursos de terceiros.

**Exemplo 6:** o estabelecimento agropecuário dispõe de um trator de 75 CV, no valor de R\$ 148.000,00, e um tanque de distribuição de 4m<sup>3</sup>, no valor de R\$ 27.000,00, totalizando um capital investido de R\$ 175.000,00, que foi financiado com juros do Pronaf de 4% ao ano. O valor da depreciação foi estimado em R\$ 14,00 por hora (80% de R\$ 175.000,00 ÷ 10.000 h) e o custo de capital em R\$ 3,50 por hora (R\$ 175.000,00 ÷ 2 x 4% ÷ 1.000 h). Como a distribuição dos dejetos nas pastagens próprias exige 100 h por ano para distribuir 800 m<sup>3</sup> por ano e o excedente é transportado pelos vizinhos sem custos para a família, a estimativa do valor da depreciação é de R\$1.400,00 por ano ou R\$ 1,75 por m<sup>3</sup> (1.400 ÷ 800). A estimativa do custo de capital é de R\$ 350,00 por ano ou R\$ 0,44 por m<sup>3</sup> (350 ÷ 800).

Considerar no cálculo do valor fertilizante apenas os dejetos aplicados em lavouras e pastagens próprias que se beneficiaram da redução da adubação mineral. Por outro lado, a contabilização das despesas e dos custos deve considerar todos aqueles pagos ou gerados pela atividade suinícola, independentemente se o uso foi em áreas próprias ou de terceiros.

**Exemplo 7:** na terminação com 670 cabeças por lote, a distribuição dos 800 m<sup>3</sup> por ano de dejetos em pastagens próprias realizada durante 100 h por ano com um trator de 75 CV e um tanque de distribuição de 4 m<sup>3</sup> gerou um benefício econômico de R\$ 16.000,00 ou R\$ 20,00 por m<sup>3</sup>. O custo total foi de R\$ 8.850,00 por ano, ou R\$ 11,06 por m<sup>3</sup>, ou R\$ 88,50 por hora-máquina, sendo R\$ 5.100,00 de combustíveis e manutenção, R\$ 2.000,00 de mão

de obra familiar e R\$ 1.750,00 de depreciação e custo de capital. Neste caso, o benefício líquido foi de R\$ 7.150,00 por ano ou R\$ 8,94 por m<sup>3</sup> ( $7.150 \div 800$ ). Caso o produtor tivesse que arcar com os custos de exportação do excedente de 800m<sup>3</sup> para os vizinhos, o seu benefício com valor fertilizante continuaria o mesmo, mas seu custo no mínimo duplicaria porque seriam necessárias no mínimo mais 100 h de transporte, acarretando um benefício líquido negativo de R\$ 1.700,00 por ano ou R\$ 1,06 por m<sup>3</sup> ( $-1.700 \div 1.600$ ).

A partir do modelo de estimativa do valor fertilizante e do custo com transporte e distribuição de dejetos acima descrito, e com base nos preços de insumos, serviços e fatores de produção em Santa Catarina em outubro de 2020 (Epagri, 2021), foi feita uma simulação do custo de transporte, bem como do valor fertilizante, do benefício líquido e da distância máxima viável para uso dos dejetos, considerando-se diferentes diluições dos dejetos e sistemas de criação de suínos, para uma situação de uso de 100% dos dejetos em lavouras e pastagens próprias (Tabela 4). O custo de transporte e distribuição foi estimado em R\$ 81,80 por hora. Se considerou um trator de 75 CV com tanque de distribuição de 4 m<sup>3</sup>, com 10.000 horas de vida útil, 1.000 horas por ano de uso e consumo de 8 litros por hora de diesel. Os preços utilizados foram: juros de 4% ao ano, mão de obra de R\$ 20,00 por hora<sup>9</sup>, diesel de R\$ 3,38 por litro, ureia de R\$ 101,73 por saca, superfosfato triplo de R\$ 101,13 por saca e cloreto de potássio de R\$ 95,56 por saca. A partir da Tabela 4 pode-se visualizar o impacto da diluição, da distância e do sistema de criação no benefício líquido e, conseqüentemente, na viabilidade do uso agrônômico de dejetos da suinocultura.

---

<sup>9</sup> Estimado a partir do salário do tratorista de R\$ 2.439,55, mais 44% de encargos e provisões para 176 horas mensais.

**Tabela 4.** Características dos dejetos suínos e estimativa do valor fertilizante, do benefício líquido (R\$.m<sup>3</sup>) e da distância máxima viável, em função da densidade e do sistema de criação, para uma situação de uso de 100% dos dejetos em lavouras e pastagens próprias, Santa Catarina, out. 2020.

Sistema de criação	Diluição dos dejetos*		
	Baixa	Média	Alta
<b>Ciclo completo</b>			
Produção de dejetos (L.animal.dia)	47,1	70,7	94,2
Valor fertilizante (R\$.m <sup>3</sup> )	30,67	20,45	15,34
Benefício líquido - 500 m (R\$.m <sup>3</sup> )	21,81	11,59	6,48
Benefício líquido - 1.000 m (R\$.m <sup>3</sup> )	18,40	8,18	3,07
Distância máxima viável (m)	3.700	2.200	1.450
<b>Produção de leitões com creche</b>			
Produção de dejetos (L.animal.dia)	22,8	34,2	45,6
Valor fertilizante (R\$.m <sup>3</sup> )	22,73	15,15	11,37
Benefício líquido - 500 m (R\$.m <sup>3</sup> )	13,87	6,29	2,51
Benefício líquido - 1.000 m (R\$.m <sup>3</sup> )	10,46	2,89	-0,90
Distância máxima viável (m)	2.535	1.423	868
<b>Produção de leitões desmamados</b>			
Produção de dejetos (L.animal.dia)	16,2	24,3	32,4
Valor fertilizante (R\$.m <sup>3</sup> )	17,97	11,98	8,98
Benefício líquido - 500 m (R\$.m <sup>3</sup> )	9,11	3,12	0,12
Benefício líquido - 1.000 m (R\$.m <sup>3</sup> )	5,70	-0,29	-3,29
Distância máxima viável (m)	1.836	957	518
<b>Terminação</b>			
Produção de dejetos (L.animal.dia)	4,5	6,8	9,0
Valor fertilizante (R\$.m <sup>3</sup> )	28,33	18,89	14,17
Benefício líquido - 500 m (R\$.m <sup>3</sup> )	19,47	10,03	5,31
Benefício líquido - 1.000 m (R\$.m <sup>3</sup> )	16,06	6,62	1,90
Distância máxima viável (m)	3.357	1.971	1.278

Continua...

**Tabela 4.** Continuação

Sistema de criação	Diluição dos dejetos*		
	Baixa	Média	Alta
<b>Crechários</b>			
Produção de dejetos (L.animal.dia)	2,3	3,5	4,6
Valor fertilizante (R\$.m³)	3,53	2,35	1,76
Benefício líquido - 500 m (R\$.m³)	-5,33	-6,51	-7,10
Benefício líquido - 1.000 m (R\$.m³)	-8,74	-9,92	-10,51
Distância máxima viável (m)	Não há	Não há	Não há

Fonte: elaborado pelos autores a partir de preços coletados pela Epagri (2021), disponibilidade de nutrientes nos dejetos preconizados pelo IMA (2021) e parâmetros de operação de tratores adaptados de Epagri (2021) e Fundação ABC (2020) para trator de 75 CV e distribuidor de 4 m³.

\* A diluição dos dejetos classificada como "baixa" corresponde a um volume por animal por dia equivalente ao estipulado na Instrução Normativa nº 11 Suinocultura (IMA, 2021), a classificação "média" corresponde a um aumento de 50% na diluição e a classificação "alta" corresponde a um aumento de 100%.

Na Figura 2 está disponível um modelo de ficha que o produtor ou a produtora podem imprimir e preencher para estimar o custo do transporte de dejetos com trator-tanque e o valor fertilizante dos dejetos.

## Considerações finais

Assim como nas demais criações, os dejetos trazem benefícios e implicam em custos para os suinocultores. O seu correto manejo, o preço de equipamentos e insumos como combustíveis e fertilizantes, bem como questões estruturais do estabelecimento agropecuário, como a relação entre rebanho e área agrícola disponível e a tecnologia empregada, são determinantes para que os benefícios superem os custos, impactando de forma positiva na renda e na sustentabilidade da atividade.

## DEJETOS SUÍNOS

VALOR FERTILIZANTE, CUSTO DE TRANSPORTE E BENEFÍCIO LÍQUIDO

Município: \_\_\_\_\_ UF: \_\_\_\_\_ Data: \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_  
 Nome da granja: \_\_\_\_\_

TABELA DE NUTRIENTES DISPONÍVEIS NOS DEJETOS SUÍNOS (kg/cabeça/ano)			
Sistema de criação	Ureia	Superfosfato triplo	Cloreto de potássio
CC ( )	78	112	75
UPL ( )	18	29	18
UPD ( )	14	23	12
UT ( )	7	10	7
UC ( )	1,4	1,9	1,8

Ureia = \_\_\_\_\_ R\$/kg x \_\_\_\_\_ kg R\$ \_\_\_\_\_ por cabeça  
 Superfosfato triplo = \_\_\_\_\_ R\$/kg x \_\_\_\_\_ kg + R\$ \_\_\_\_\_ por cabeça  
 Cloreto de potássio = \_\_\_\_\_ R\$/kg x \_\_\_\_\_ kg + R\$ \_\_\_\_\_ por cabeça  
 = R\$ \_\_\_\_\_ por cabeça

Rebanho (número de matrizes ou espaços) x \_\_\_\_\_ cabeças  
 Porcentagem dos dejetos distribuído nas áreas próprias x \_\_\_\_\_ %  
**Valor fertilizante** = R\$ \_\_\_\_\_ **por ano**

Tabela de nutrientes adaptada de IMA (2014), considerou-se 45% de N na ureia, 42% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> no superfosfato triplo e 60% de K<sub>2</sub>O no cloreto de potássio.

Capital investido em trator e tanque de distribuição (CI) = R\$ \_\_\_\_\_  
 Aluguel de máquinas R\$ \_\_\_\_\_ por hora  
 Mão de obra (quando não contabilizado no custo da granja) + R\$ \_\_\_\_\_ por hora  
 Combustível = \_\_\_\_\_ R\$/L x \_\_\_\_\_ L/h + R\$ \_\_\_\_\_ por hora  
 Manutenção e seguro = CI ÷ 10.000 + R\$ \_\_\_\_\_ por hora  
 Depreciação = 80% x CI ÷ 10.000 + R\$ \_\_\_\_\_ por hora  
 Capital = juros de \_\_\_\_\_ % ao ano x CI ÷ 2 ÷ 1.000 + R\$ \_\_\_\_\_ por hora  
 = R\$ \_\_\_\_\_ **por hora**  
 Tempo de transporte em áreas próprias e de terceiros x horas \_\_\_\_\_ por ano  
**Custo Total (CT)** = R\$ \_\_\_\_\_ **por ano**

Fórmulas simplificadas para cálculo do custo adaptadas de Epagri (2021) e FUNDAÇÃO ABC (2020).

Valor fertilizante	+ _____ R\$ por ano	Volume distribuído em áreas próprias	+ _____ R\$ por m <sup>3</sup>
Custo total	- _____	÷ _____ m <sup>3</sup> por ano	= _____
Benefício líquido	= _____		= _____

**ATENÇÃO:** Sempre seguir a recomendação agrônômica para uso de dejetos suínos como adubação. Priorizar o acompanhamento das despesas a partir de um livro caixa.

**Figura 2.** Ficha para estimar o valor fertilizante, o custo de transporte e o benefício líquido com dejetos suínos.

## Referências

BARROS, E. C. *et al.* **Potencial agrônômico dos dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 52 p. (Cartilha / Embrapa Suínos e Aves). Disponível em: <https://www.embrapa.br/suinos-e-aves/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1117243/potencial-agronomico-dos-dejetos-de-suinos>. Acesso em: 23 abr. 2021.

EPAGRI. Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola. **Custo de produção da mecanização agrícola**. Planilha eletrônica, abr. 2021. Disponível em < <https://cepa.epagri.sc.gov.br/index.php/produtos/custos-de-producao/> >. 25 set. 2021.

EPAGRI. Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola. **Preços de insumos, serviços e fatores de produção**: 2020. Disponível em: <<http://cepa.epagri.sc.gov.br/>>. Acesso em: 23 abr. 2021.

FUNDAÇÃO ABC. Pesquisa. **Tabela de custos**: mecanização agrícola. Planilha de custos de mecanização agrícola. Castro, PR, maio 2020. Disponível em: [https://fundacaoabc.org/wp-content/uploads/2019/11/Custo-de-Mecaniza%C3%A7%C3%A3o-MAIO2019.pdf?\\_=1619697598](https://fundacaoabc.org/wp-content/uploads/2019/11/Custo-de-Mecaniza%C3%A7%C3%A3o-MAIO2019.pdf?_=1619697598). Acesso em: 29 abr. 2021.

IMA. Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina. Instrução Normativa nº 11 Suinocultura, outubro 2021. Disponível em: <https://in.ima.sc.gov.br/>. Acesso em: 8 jul. 2022.

MANUAL de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 10 ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - Núcleo Regional Sul - Comissão de Química e Fertilidade do Solo, 2004. 400 p.

MIELE, M. **Indicadores técnicos e econômicos de suinocultores integrados das regiões sul e centro-oeste**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2016. 87 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento / Embrapa Suínos e Aves). Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1065479/indicadores-tecnicos-e-economicos-de-suinocultores-integrados-das-regioes-sul-e-centro-oeste>. Acesso em: 23 abr. 2021.

NICOLOSO, R. da S.; OLIVEIRA, P. A. V. de. **Modelo de gestão ambiental para a suinocultura brasileira**. Suinocultura Industrial, Itu, ed. 264, ano 37, n.3, p.18-25, 2015.

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

SANDI, A. J.; SANTOS FILHO, J. I. dos; MIELE, M.; MARTINS, F. M. Levantamento do custo de transporte e distribuição de dejetos de suínos: um estudo de caso das associações de produtores dos municípios do Alto Uruguai Catarinense. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 48., 2011, Belém. **Anais...** Belém: UFRA, 2011. 1 CD-ROM.

SANDI, A. J.; SANTOS FILHO, J. I. DOS; MIELE, M.; MARTINS, F. M. Levantamento do custo de transporte e distribuição de dejetos de suínos na região Oeste do estado do Paraná e no município de Tupandi no Rio Grande do Sul. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 49, 2012, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, 2012.

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 agrônômico 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.

