

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Meio Ambiente
Ministério da Agricultura e Pecuária*

Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical

*Wagner Bettiol
Carlos Alberto Silva
Carlos Eduardo Pellegrino Cerri
Ladislau Martin-Neto
Cristiano Alberto de Andrade*

Editores Técnicos

Embrapa
Brasília, DF
2023

Embrapa Meio Ambiente
Rodovia SP 340, km 127,5
Tanquinho Velho Jaguariúna, SP
CEP: 13918-110
Fone: +55 (19) 33112610
www.embrapa.br/meio-ambiente
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Unidade responsável pelo conteúdo e edição
Embrapa Meio Ambiente

Comitê Local de Publicações

Presidente: *Janaina Paula Marques Tanure*

Secretária-Executiva: *Cristina Tiemi Shoyama*

Membros: *Cristiano Menezes, Victor P. M. Simão, Eliana de Souza Lima, Rafaela C. R. M. Duarte, Fagoni F. Calegario, Geraldo Stachetti Rodrigues, Vera Lucia Ferracini, Ana Lucia Pentead*

Revisão de texto: *Nilce Chaves Gattaz (capítulos 1, 2, 3, 4, 5, 6, 14, 17, 18, 21, 22, 23, 24 e 27) e Lara Nunes (capítulos 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 15, 16, 19, 20, 25 e 26)*

Normalização bibliográfica: *Maria do Socorro G. S. Monzane*

Projeto gráfico e editoração eletrônica: *Edil Gomes*

Capa: *Silvana Cristina Teixeira*

1ª edição

Publicação digital (2023): PDF

O conteúdo do livro, bem como a exatidão das citações e referências, são de inteira responsabilidade dos autores.

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 Meio Ambiente

Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical / Wagner Bettiol ... [et al.], editores técnicos. – Brasília, DF : Embrapa, 2023. PDF (788 p.) : il. color.

ISBN 978-65-89957-66-9

1. Agricultura orgânica. 2. Ciência do solo. 3. Resíduo orgânico. 4. Condição ambiental. I. Bettiol, Wagner. II. Silva, Carlos Alberto. III. Cerri, Carlos Eduardo Pellegrino. IV. Martin-Neto, Ladislau. V. Andrade, Cristiano Alberto de. VI. Embrapa Meio Ambiente.

CDD (21. ed.) 631.4

Márcia Maria Pereira de Souza (CRB-1/1441)

Uso dos dejetos de animais na agricultura

Rodrigo da Silveira Nicoloso

Introdução

O Brasil é um dos maiores produtores de commodities agrícolas do mundo. Em 2017, o país tinha cerca de 67 milhões de hectares de lavouras temporárias em produção (IBGE, 2017). Esse número representa um incremento de, aproximadamente, 34% em relação à área verificada no Censo Agropecuário de 2006, que era de, aproximadamente, 50 milhões de hectares de lavouras temporárias (IBGE, 2006). As culturas da soja e do milho se destacam neste cenário, ocupando cerca de 69% da área cultivada, ou seja, 46 milhões de hectares em 2017, com uma produção total de 191 milhões de toneladas de grãos. Em comparação com o censo de 2006, o incremento de área plantada com soja e milho no Brasil foi de 57%, enquanto que o aumento na produção de grãos chegou a 118% conforme dados de 2017 (IBGE, 2017). Estes resultados indicam que o aumento na produção de grãos no país pode ser em grande parte atribuído ao ganho de eficiência e produtividade decorrentes dos avanços em manejo e fertilidade do solo, melhoramento genético de plantas, controle de invasoras, pragas e doenças, entre outras tecnologias que contribuíram significativamente com o aperfeiçoamento dos sistemas de produção agrícolas empregados no Brasil.

A crescente produção agrícola brasileira também elevou, consideravelmente, a demanda por fertilizantes para atender as diferentes cadeias produtivas. Dados da Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDA) indicam que o consumo aparente de nitrogênio (N) no Brasil, praticamente, dobrou entre 2006 e 2017, saltando de 2,4 milhões para 4,6 milhões de toneladas neste período (NPCT, 2021). Para fósforo e potássio, o consumo aparente destes nutrientes cresceu de 3,2 e 3,6 milhões de toneladas de P_2O_5 e K_2O em 2006,

para 5,4 milhões e 5,9 milhões de toneladas em 2017, com um incremento de 68% e 64%, respectivamente. Os fertilizantes compõem parte significativa do custo de produção na agricultura, especialmente em épocas de forte desvalorização cambial da moeda brasileira. Em 2020, as despesas com fertilizantes representaram cerca de 23% e 34% do custo variável de produção da soja e do milho, respectivamente, na Região Sul do Brasil (CONAB, 2020). No estado do Mato Grosso, levantamento do IMEA (2020) apontou que os gastos com fertilizantes impactaram, respectivamente, em 33% e 38% do custo variável da soja e do milho. Neste cenário, o uso de fontes alternativas de nutrientes, como os adubos orgânicos, pode ser uma estratégia importante para reduzir o custo de produção na agricultura.

Os dejetos de animais (bovinos, suínos e aves) e a vinhaça da cana-de-açúcar são as principais fontes de adubos orgânicos disponíveis no Brasil, conforme estudo elaborado pelo BNDES Setorial (Cruz et al., 2017). Este estudo apontou que os dejetos de animais geraram o equivalente a 1,8, 1,0 e 1,4 milhão de toneladas de N, P_2O_5 e K_2O , respectivamente, conforme estimado pelo efetivo de rebanho de bovinos, suínos e aves alojado no país em 2015. Assim, a reciclagem dos nutrientes contidos nos dejetos de animais equivaleu, potencialmente, a 50%, 22% e 26% da demanda anual destes nutrientes de toda a agricultura brasileira no ano de 2015, que foi de 3,6, 4,6 e 5,3 milhões de toneladas de N, P_2O_5 e K_2O , respectivamente. Destaca-se, no entanto, que grande parte destes nutrientes é reciclada diretamente pela deposição das fezes e urina dos animais nas áreas de pastagem, especialmente no caso da bovinocultura extensiva. Apesar desses dejetos não estarem disponíveis para coleta e distribuição em outras áreas como fertilizantes, eles contribuem significativamente com a ciclagem de nutrientes nas áreas de pastejo, reduzindo a demanda por fertilizantes minerais (CQFS-RS/SC, 2016; NEPAR-SBCS, 2019).

Diversos estudos foram conduzidos avaliando o potencial de se substituir o uso dos fertilizantes minerais por diferentes fontes de adubos orgânicos no Brasil (Tabela 1). Os resultados destes estudos demonstraram que, quando doses equivalentes de nutrientes disponíveis são aplicadas, as produtividades obtidas com a adubação orgânica são similares àquelas alcançadas em áreas adubadas com fertilizantes minerais solúveis (ureia, superfosfatos e cloreto de potássio, entre outros). Na média dos estudos, verifica-se um rendimento relativo médio de 99% (variando de 70% até 119%) com o uso dos dejetos de animais (cama de aves, dejetos líquidos de suínos e dejetos líquidos de bovinos) em relação aos fertilizantes minerais para as culturas da soja, milho e trigo. Nas áreas sem adubação, foi observado um rendimento médio de apenas 57% em comparação aos fertilizantes minerais, indicando que houve resposta significativa à adubação

nos mesmos estudos. Uma meta-análise avaliando o efeito do uso de dejetos de animais em substituição aos fertilizantes minerais, com 101 estudos realizados em 15 países, apontou um incremento médio de produtividade de 5,2% para culturas de grãos (Xia et al., 2017). Os autores atribuíram estes resultados ao incremento de 8,8% e 10,4% na absorção e na eficiência de uso de nitrogênio pelas culturas adubadas com dejetos de animais em comparação com aquelas adubadas com fertilizantes minerais. Desta maneira, verifica-se a viabilidade técnica do uso dos dejetos de animais em substituição aos fertilizantes minerais como fonte de nutrientes para a agricultura.

Tabela 1. Rendimento de grãos de milho, trigo e soja adubados com fertilizantes minerais e adubos orgânicos em diferentes regiões do Brasil.

Local	Solo	Argila %	Cultura	Fonte	Dose ⁹ m ³ /ha ou t/ha	Aporte de nutrientes ¹⁰			RG t/ha	RR %
						N	P ₂ O ₅ kg/ha	K ₂ O		
Santa Maria, RS ¹	Argissolo	11	Milho	SA	0	0	0	0	2,2	34
Santa Maria, RS ¹	Argissolo	11	Milho	MIN	0	100	n/d	n/d	6,4	100
Santa Maria, RS ¹	Argissolo	11	Milho	DLS	55	100	n/d	n/d	4,5	70
Santa Maria, RS ¹	Argissolo	11	Milho	DLB	39	92	n/d	n/d	5,7	89
Santa Maria, RS ²	Argissolo	11	Milho	SA	0	0	0	0	3	47
Santa Maria, RS ²	Argissolo	11	Milho	MIN	0	120	n/d	n/d	6,4	100
Santa Maria, RS ²	Argissolo	11	Milho	DLS	22	123	n/d	n/d	7,3	114
Santa Maria, RS ²	Argissolo	11	Milho	DLB	149	214	n/d	n/d	7,6	119
Campos Novos, SC ³	Latossolo	68	Milho	SA	0	0	0	0	3,3	51
Campos Novos, SC ³	Latossolo	68	Milho	MIN	0	146	112	74	6,5	100
Campos Novos, SC ³	Latossolo	68	Milho	DLS	25	89	36	40	5,9	91
Campos Novos, SC ³	Latossolo	68	Milho	DLS	50	178	72	80	7,2	111
Concórdia, SC ⁴	Nitossolo	25	Milho	SA	0	0	0	0	7,2	81
Concórdia, SC ⁴	Nitossolo	25	Milho	MIN	0	140	115	77	8,9	100
Concórdia, SC ⁴	Nitossolo	25	Milho	DLS	37	140	115	77	8,9	100
Concórdia, SC ⁴	Nitossolo	25	Milho	SA	0	0	0	0	3,3	48
Concórdia, SC ⁴	Nitossolo	25	Milho	MIN	0	140	115	77	6,9	100
Concórdia, SC ⁴	Nitossolo	25	Milho	DLS	81	140	115	77	6,9	100
Concórdia, SC ⁴	Nitossolo	25	Milho	CA	8	200	182	140	6,6	96
Marechal Cândido Rondon, PR ⁵	Latossolo	64	Milho	MIN	0	120	52	30	7,2	100
Marechal Cândido Rondon, PR ⁵	Latossolo	64	Milho	DLS	38	120	52	30	6,4	89
Marechal Cândido Rondon, PR ⁵	Latossolo	64	Trigo	MIN	0	50	20	30	1,6	100

Continua

Tabela 1. Continuação

Local	Solo	Argila %	Cultura	Fonte	Dose ⁹ m ³ /ha ou t/ha	Aporte de nutrientes ¹⁰			RG t/ha	RR %
						N	P ₂ O ₅ kg/ha	K ₂ O		
Marechal Cândido Rondon, PR ⁵	Latossolo	64	Trigo	DLS	25	50	15	18	1,6	100
Cascavel, PR ⁶	Latossolo	25	Soja	SA	0	0	0	0	2,6	84
Cascavel, PR ⁶	Latossolo	25	Soja	MIN	0	0	50	50	3,1	100
Cascavel, PR ⁶	Latossolo	25	Soja	DLS	100	80	21	60	2,8	90
Cascavel, PR ⁶	Latossolo	25	Soja	DLS	200	160	42	120	2,7	87
Cascavel, PR ⁶	Latossolo	25	Soja	DLS	300	240	63	180	3,0	97
Santa Tereza do Oeste, PR ⁷	Latossolo	60	Soja	MIN	0	12	90	30	4,4	100
Santa Tereza do Oeste, PR ⁷	Latossolo	60	Soja	CA	1,2	54	44	26	4,9	111
Santa Tereza do Oeste, PR ⁷	Latossolo	60	Soja	CA	2,4	108	87	52	4,6	105
Santa Tereza do Oeste, PR ⁷	Latossolo	60	Soja	CA	3,6	161	131	78	4,7	107
Santa Tereza do Oeste, PR ⁷	Latossolo	60	Soja	DLS	48	24	22	32	4,8	109
Santa Tereza do Oeste, PR ⁷	Latossolo	60	Soja	DLS	96	49	44	64	4,9	111
Santa Tereza do Oeste, PR ⁷	Latossolo	60	Soja	DLS	144	73	66	95	5,0	114
Rio Verde, GO ⁸	Latossolo	49	Soja	MIN	0	7	74	74	4,1	100
Rio Verde, GO ⁸	Latossolo	49	Soja	DLS	25	36	8	27	3,4	83
Rio Verde, GO ⁸	Latossolo	49	Soja	DLS	0	0	0	0	3,9	95

¹Marchezan et al. (2020); ²Bacca et al. (2020); ³Cassol et al. (2012); ⁴Nicoloso et al. (dados não publicados); ⁵Costa et al. (2011); ⁶Smanhotto et al. (2013); ⁷Blanco (2015); ⁸Rocha Junior et al. (2017); ⁹Dose de adubo orgânico em m³/ha para dejetos líquidos de suínos (DLS) e dejetos líquidos de bovinos (DLB) ou t/ha para cama de aves (CA); ¹⁰Nutrientes totais; RG = rendimento de grãos; RR = rendimento relativo aos fertilizantes minerais (MIN); AS = sem adubação.

Características dos dejetos de bovinos, suínos e aves

Assim como na agricultura, a necessidade de aumento de escala e ganho de eficiência na produção animal tem fomentado o surgimento de novas tecnologias para melhoria do desempenho dos rebanhos, tanto pelo melhoramento genético animal quanto pela busca de melhor conversão alimentar. Em relação aos processos criatórios, também se nota a expansão da criação de animais em confinamento, com destaque para a avicultura e a suinocultura, que há décadas empregam sistemas especializados de confinamento que abrangem quase que a totalidade do rebanho comercial alojado no Brasil. Na bovinocultura, o confinamento de animais também tem se expandido no Brasil, embora ainda represente uma fração do rebanho alojado no país.

Uma das características marcantes dos confinamentos, principalmente da suinocultura e bovinocultura de leite, é a produção de grandes volumes de dejetos na forma líquida. Os dejetos líquidos de suínos (DLS) e bovinos (DLB) são compostos por fezes, urina, pelos dos animais, sobras de ração e volumoso,

água desperdiçada dos bebedouros, água utilizada no controle da ambiência e na higienização das instalações, além de detritos (areia, cimento) oriundos do desgaste das instalações ou solo dos currais. Também contribuem para aumento de volume de dejetos as eventuais entradas de água no sistema de escoamento e nas estruturas de armazenamento dos dejetos líquidos (esterqueiras), principalmente quando estas não são cobertas (Souza et al., 2016).

A produção de aves em confinamento demanda o uso de um substrato para absorção dos excrementos das aves, gerando um adubo orgânico com menor teor de umidade. Na avicultura de corte industrial, utiliza-se majoritariamente a maravalha de eucalipto, padronizada e tratada para ser usada como cama de aviário. No intervalo entre os lotes (45 dias, aproximadamente), a cama é manejada para controle de patógenos e retirada de cascão (partes com excesso de umidade e endurecidas), quando também parte do substrato é renovado. Normalmente, após 12 até 30 lotes, dependendo das condições de umidade da cama e aspectos sanitários do aviário, a cama é totalmente removida e passa por um processo de compostagem, quando pode ser utilizada como adubo orgânico na agricultura.

As fezes e urina dos animais em confinamento aportam quantidades significativas de carbono (C), macronutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre, cálcio e magnésio) e micronutrientes (cobre e zinco, entre outros) aos dejetos de animais, o que torna interessante a sua reciclagem como adubo orgânico na agricultura (Tabela 2). Historicamente, esta é a prática preferencial para manejo e destinação destes resíduos no Brasil e no mundo. O uso destes resíduos como adubo orgânico, quando realizada de maneira compatível com a demanda de nutrientes nas áreas agrícolas disponíveis para reciclagem destes resíduos, também é a principal estratégia de gestão ambiental destas atividades, inclusive para fins de licenciamento ambiental (Aita et al., 2014; IMA/SC, 2014; CONSEMA/SC; 2019; Nicoloso; Oliveira, 2016).

Tabela 2. Teores de matéria seca (MS), carbono (C), nitrogênio (N) e equivalentes em pentóxido de fósforo (P_2O_5) e óxido de potássio (K_2O) de alguns dejetos de animais.

Fonte	Adubo orgânico	MS	C	N	P_2O_5	K_2O	C/N
	Dejetos Líquidos	% (m/v)	———— kg/m ³ ————				
CQFS-RS/SC (2016)	Dejeto Líquido de Suínos	3,0	9,0	2,8	2,4	1,5	3,2
CQFS-RS/SC (2016)	Dejeto Líquido de Bovinos	4,0	13,0	1,4	0,8	1,4	9,3
NEPAR-SBCS (2019)	Dejeto Líquido de Suínos	3,7	12,0	2,7	3,4	1,8	4,4
NEPAR-SBCS (2019)	Dejeto Líquido de Bovinos	6,9	15,0	1,6	1,3	3,4	9,4
Nicoloso et al. (2019)	Digestato de dejetos de suínos	1,0	2,8	1,6	0,5	0,9	1,8

Continua

Tabela 2. Continuação

Fonte	Adubo orgânico	MS	C	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	C/N
	Dejetos líquidos	% (m/v)	kg/m ³				
	Adubos sólidos	% (m/m)					
CQFS-RS/SC (2016)	Cama de frango (3 - 4 lotes)	75,0	30,0	3,2	3,5	2,5	9,4
CQFS-RS/SC (2016)	Cama de frango (5 - 6 lotes)	75,0	28,0	3,5	3,8	3,0	8,0
CQFS-RS/SC (2016)	Cama de frango (7 - 8 lotes)	75,0	25,0	3,8	4,0	3,5	6,6
CQFS-RS/SC (2016)	Cama de peru (2 lotes)	75,0	23,0	5,0	4,0	4,0	4,6
CQFS-RS/SC (2016)	Cama de poedeira	72,0	30,0	1,6	4,9	1,9	18,8
CQFS-RS/SC (2016)	Cama sobreposta de suínos	40,0	18,0	1,5	2,6	1,8	12,0
CQFS-RS/SC (2016)	Composto de dejetos de suínos	40,0	42,0	1,6	2,5	2,3	26,3
CQFS-RS/SC (2016)	Esterco sólido de suínos	25,0	20,0	2,1	2,8	2,9	9,5
CQFS-RS/SC (2016)	Esterco sólido de bovinos	20,0	30,0	1,5	1,4	1,5	20,0
NEPAR-SBCS (2019)	Cama de frango (Campos Gerais)	67,0	26,8	2,5	1,9	1,3	10,7
NEPAR-SBCS (2019)	Cama de frango (Paraná)	73,0	29,2	2,7	3,0	3,0	10,8
NEPAR-SBCS (2019)	Cama de frango (2 - 5 lotes)	71,0	28,4	2,6	2,7	3,4	10,9
NEPAR-SBCS (2019)	Cama de frango (6 - 9 lotes)	80,0	32,0	3,2	3,6	3,2	10,0
NEPAR-SBCS (2019)	Esterco de poedeiras	32,0	12,8	2,2	3,4	1,3	5,8
NEPAR-SBCS (2019)	Cama de peru	56,0	22,4	3,2	3,9	2,5	7,0
NEPAR-SBCS (2019)	Esterco sólido de bovinos	28,0	11,2	1,5	1,1	1,3	7,5
Nicoloso et al. (2019)	Lodo de biodigestor (dejetos de suínos)	6,5	40,0	7,8	11,1	1,7	5,1
Dalla Costa et al. (2015)	Sólido separado de dejetos de suínos	16,5	40,0	2,7	1,6	0,7	14,8

Os dejetos de animais possuem características distintas em função da categoria animal (espécie e fase de criação), sua eficiência digestiva, e da própria fonte de alimento que os animais consomem. Enquanto que os bovinos são alimentados majoritariamente com alimentos volumosos (pasto, silagem e feno) e suplementados com ração (farelo de soja, milho e aditivos em diferentes proporções), os suínos e as aves, em confinamento industrial, são alimentados exclusivamente com ração balanceada à base de farelo de soja, milho e outros ingredientes. No entanto, o uso de maravalha confere à cama de aves características totalmente distintas dos dejetos líquidos de suínos e bovinos no que se refere ao seu teor de matéria seca, concentração e disponibilidade de nutrientes como adubo orgânico. Além disto, também os sistemas de manejo ou tratamento dos dejetos podem alterar significativamente a concentração e disponibilidade de carbono e nutrientes nestes resíduos.

Os esterco sólidos, de maneira geral, apresentam maior relação C/N e maiores teores de materiais lignificados e celulósicos de degradação mais lenta, que limitam a mineralização do N orgânico contido no esterco e a sua disponibilidade às plantas, em comparação aos dejetos líquidos. Scherer et al. (1996) e Miyazawa e Barbosa (2015) analisaram 98 e 37 amostras de dejetos líquidos de suínos, respectivamente, e observaram que, aproximadamente de 50% até 60% do N total destas amostras estava na forma amoniacal e os 50% a 40% restantes na forma orgânica. O N amoniacal tem disponibilidade imediata para as culturas agrícolas quando aplicado ao solo, porém, também está imediatamente sujeito às perdas por volatilização de amônia, entre outras rotas. Por outro lado, o N orgânico necessita ser mineralizado em um processo mediado pelos microrganismos do solo para estar disponível para as culturas agrícolas, o que condiciona que 80% do teor de N total dos dejetos líquidos de suínos sejam considerados disponíveis para o primeiro cultivo após a adubação (CQFS-RS/SC, 2016).

Os dejetos líquidos de bovinos, com maior quantidade de materiais lignificados e celulósicos do que os dejetos líquidos de suínos, têm 50% do seu conteúdo de N disponível para o primeiro cultivo após sua aplicação ao solo, valores similares aos da cama de frango (CQFS-RS/SC, 2016). Os esterco sólidos de bovinos e suínos têm índices de eficiência ainda menores, liberando 30% e 60% do N contido nestes esterco para o primeiro cultivo após a sua aplicação no solo, respectivamente. O tratamento dos dejetos de suínos por compostagem, que normalmente utiliza como substrato resíduos florestais (maravilha e/ou serragem), também reduz significativamente a disponibilidade do N às plantas (20% para o primeiro cultivo) em função da baixa degradabilidade dos resíduos florestais quando aplicados ao solo (Grave et al., 2015). Porém, em sentido contrário, a biodigestão dos dejetos de suínos promove a mineralização do N e demais nutrientes no efluente de biodigestores (digestato), tornando-os prontamente disponíveis para as culturas adubadas (Nicoloso et al., 2019).

Aporte de C via dejetos de animais e estoques de carbono orgânico total

Os dejetos de animais e demais adubos orgânicos diferem dos fertilizantes minerais por, além de aportarem N, P, K e outros nutrientes, também adicionarem carbono (C) ao solo em quantidades que podem ser significativas. Devido a isto, e dependendo da quantidade e qualidade do C adicionado ao solo pelos dejetos, podem ocorrer incrementos significativos dos estoques de matéria orgânica do solo. Xia et al. (2017) concluíram que os estoques de carbono orgânico total (COT) em solos adubados com dejetos de animais foram 33,3%

maiores do que em solos adubados com fertilizantes minerais na média de 22 estudos. Na mesma meta-análise, Xia et al. (2017) observaram que a taxa de sequestro de C foi em média $0,49 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ superior nos solos adubados com dejetos de animais do que naqueles sob adubação mineral. No entanto, o impacto da adubação orgânica sobre os estoques de carbono orgânico total e N total do solo depende do tipo de adubo orgânico, concentração e qualidade do C presente no adubo, e das quantidades que são adicionadas ao solo com a sua aplicação.

Wuaden et al (2020) compararam diferentes adubos orgânicos oriundos da suinocultura como fontes de $140 \text{ kg N-total ha}^{-1}$ para a cultura do milho em um Nitossolo de Concórdia, SC. Na média de seis aplicações anuais, o aporte de C ao solo, pelos adubos orgânicos, foi de 0,7, 0,3 e $2,3 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o dejetos líquido de suínos, dejetos líquido de suínos tratado por biodigestão (digestato) e dejetos líquido de suínos tratado por compostagem (composto orgânico), respectivamente. Neste experimento, o aporte de C via dejetos de animais representou entre 6% a 44% do aporte de C pela parte aérea da cultura do milho (média de $5,2 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Rodrigues et al. (2021) testaram a cama sobreposta de suínos (dejetos obtido pela criação de suínos sobre cama de maravalha), dejetos líquido de bovinos e dejetos líquido de suínos como fontes de N para um sistema de culturas com milho, aveia e nabo forrageiro durante seis anos e, posteriormente, milho, aveia, feijão e trigo por outros seis anos em um Argissolo de Santa Maria, RS. O aporte médio anual de C ao solo variou entre $2,9$ a $5,0 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a cama sobreposta de suínos, $1,6$ a $1,8 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o dejetos líquido de bovinos e $0,5$ a $0,6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o dejetos líquido de suínos. Estes aportes de C, via dejetos de animais, representaram até 75% do aporte de C pela parte aérea das plantas cultivadas naquelas parcelas adubadas com a cama sobreposta de suínos e apenas 7% nas parcelas adubadas com dejetos líquido de suínos. Neste trabalho, a dose aplicada de N total variou de 210 a $242 \text{ kg N-total ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para a cama sobreposta de suínos, 184 a $250 \text{ kg N-total ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o dejetos líquido de bovinos e de 126 a $198 \text{ kg N-total ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o dejetos líquido de suínos, visto que os autores consideraram os índices de eficiência agrônômica de cada fonte para aportarem a mesma quantidade de N disponível para as culturas adubadas.

Os dejetos líquidos de suínos normalmente apresentam baixas concentrações de C (Tabela 2) e, portanto, quando aplicados nas doses necessárias para atender a demanda de N do milho, trigo ou pastagens, segundo recomendações agrônômicas (normalmente $< 200 \text{ kg N ha}^{-1}$), não aportam quantidades significativas de C ao solo (normalmente $< 1 \text{ t C ha}^{-1}$). Além disto, o C proveniente dos dejetos de suínos é altamente lábil e se mineraliza rapidamente no solo,

sendo em grande parte emitido para a atmosfera como dióxido de carbono (CO_2) (Grave et al., 2015). Assim, não se observaram incrementos significativos de matéria orgânica do solo em áreas adubadas com dejetos líquidos de suínos em comparação com áreas adubadas com fertilizantes minerais (Rauber et al., 2012; Corrêa et al., 2019; Wuaden et al., 2020; Rodrigues et al., 2021). No entanto, os dejetos líquidos de suínos contribuem indiretamente para o acúmulo de C orgânico total pela melhoria da fertilidade do solo e aumento de produtividade das culturas agrícolas que, ao aportarem maior quantidade de biomassa ao solo (parte aérea e raízes), promovem o acúmulo de C orgânico total (Rodrigues et al., 2021).

Este efeito foi observado por Mafra et al. (2014), que reportaram aumento de produtividade do milho e aveia-preta sob plantio direto com aumento das doses de dejetos líquidos de suínos, resultando em incremento dos estoques de C orgânico total em um Latossolo de Campos Novos, SC. Neste estudo, as doses de dejetos líquidos de suínos variaram de 25 a 200 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, o que representou um aporte de 90 a 720 $\text{kg N-total ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ e 0,5 a 4,4 $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$. Após aplicações anuais de dejetos líquidos de suínos durante 11 anos, houve maior correlação entre a quantidade de C adicionado pela biomassa das culturas agrícolas com o aumento nos estoques de C orgânico total do solo ($r = 0,99$) do que entre o aporte de C via dejetos e os estoques de C orgânico total ($r = 0,76$). No entanto, fontes de adubos orgânicos mais recalcitrantes e que aportem maiores quantidades de C ao solo podem promover incrementos significativos nos estoques de matéria orgânica do solo.

Rodrigues et al. (2021) não observaram diferenças significativas entre os estoques de C orgânico total na camada de 0 cm a 20 cm do solo em áreas de plantio direto adubadas com dejetos líquidos de suínos e fertilizantes minerais após 18 aplicações em 12 anos. Em comparação com áreas que não receberam adubação, a taxa de sequestro de C na camada superficial do solo (0 cm a 20 cm) foi de 0,05 e 0,13 $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ nas áreas sob fertilização mineral e adubação com dejetos líquidos de suínos, respectivamente. Nos tratamentos adubados com dejetos líquidos de bovinos e cama sobreposta de suínos, houve incremento significativo nos estoques de C orgânico total, com taxas de sequestro de C de 0,27 e 0,72 $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ em comparação com as áreas sem adubação, respectivamente. Neste estudo, houve correlação significativa entre o aporte total de C ao solo (parte aérea das culturas e dejetos de animais) e os estoques de C orgânico total na camada 0 cm a 20 cm do solo ($R^2 = 0,84$, $P = 0,02$), mas não para o aporte de C pelas culturas e estoques de C orgânico total na mesma camada ($R^2 = 0,34$, $P = 0,30$), ao contrário do observado por Mafra et al. (2014).

Em um Chernossolo no Kansas (EUA), Nicoloso et al. (2016; 2018) monitoraram os estoques de C orgânico total no solo em áreas de cultivo de milho sob preparo convencional e plantio direto entre 1992 e 2014 (Figura 1). Estas áreas receberam 168 kg N-disponível ha⁻¹ ano⁻¹ na forma de fertilizante mineral ou adubo orgânico em comparação a um tratamento controle sem adubação. Não houve diferenças de produtividade ou produção de biomassa do milho entre sistemas de preparo do solo e fontes de fertilizantes minerais ou adubos orgânicos. Entre 1992 e 2002, a fonte de adubo orgânico utilizada foi esterco de bovinos e no segundo período foi utilizado composto de resíduos orgânicos (mistura de esterco de bovinos, sobras de comida e palhas). O aporte médio anual de C pelos adubos orgânicos foi de 2,5 e 5,2 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ para o esterco de bovinos e composto de resíduos orgânicos, respectivamente. Estes aportes representavam em média 48% e 75% do aporte anual de C pela parte aérea do milho, na média dos tratamentos.

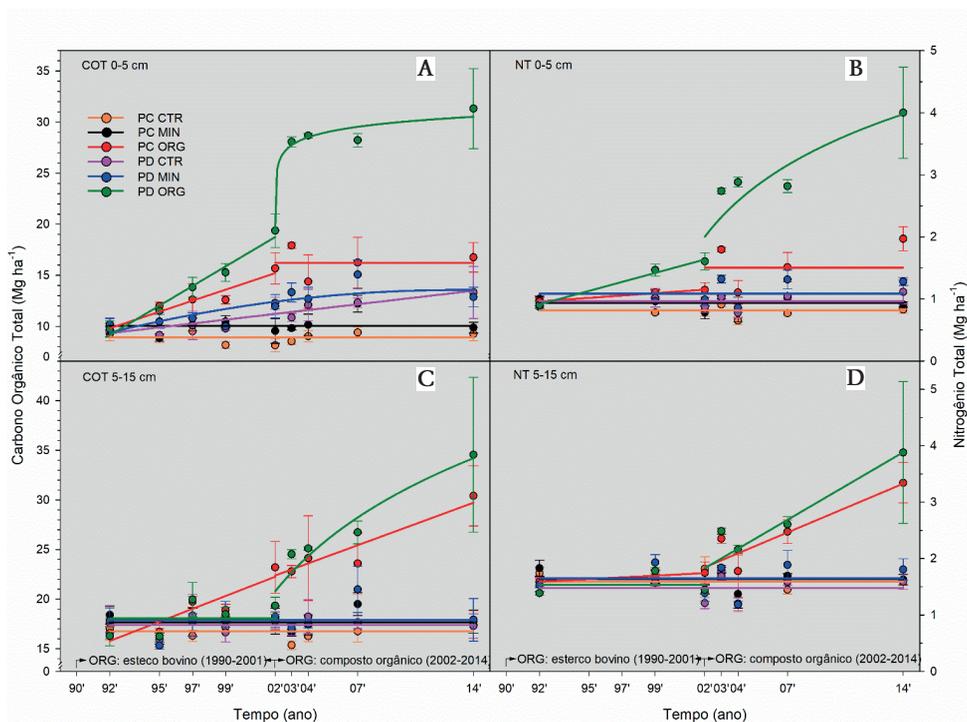


Figura 1. Dinâmica dos estoques de carbono orgânico total (A, C) e nitrogênio total (B, D) nas camadas 0 cm a 5 cm (A, B) e 5 cm a 15 cm (C, D) de um Chernossolo do Kansas sob preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), sem adubação (CTR), com adubação mineral (MIN) ou orgânica (ORG). As barras verticais são o erro padrão da média (n = 4).

Fonte: Adaptado de Nicoloso et al. (2016, 2018).

Os estoques de C orgânico total nas áreas de preparo convencional sem adubação ou com adubação mineral se mantiveram estáveis durante todo o período (1992 a 2014), enquanto que sob plantio direto houve aumento significativo de até 5 Mg C ha⁻¹ na camada 0 cm a 5 cm do solo (Nicoloso et al., 2018). Nas áreas que receberam esterco de bovinos houve aumento significativo de, aproximadamente, 6 e 10 Mg C ha⁻¹ nas áreas sob preparo convencional e plantio direto, respectivamente, nos primeiros 10 anos de avaliação (1992 - 2002) (Nicoloso et al., 2018). A partir de 2001, quando a fonte de adubo orgânico foi substituída pelo composto de resíduos orgânicos, os estoques de C orgânico total nas áreas de preparo convencional se mantiveram estáveis, enquanto que, sob plantio direto, houve incremento de outras 11 Mg C ha⁻¹ na camada superficial do solo (0 cm a 5 cm). Na camada adjacente (5 cm a 15 cm) não houve mudanças nos estoques de C orgânico total para os tratamentos sob adubação mineral ou sem adubação em nenhum dos sistemas de preparo do solo (preparo convencional e plantio direto). No solo sob preparo convencional e adubação orgânica, houve incremento linear nos estoques de C orgânico total entre 1992 e 2014, com um incremento de, aproximadamente, 14 Mg C ha⁻¹ no período. Na área sob plantio direto, os estoques de C orgânico total se mantiveram estáveis enquanto a fonte de adubo orgânico foi o esterco de bovinos. Com a substituição pelo composto de resíduos orgânicos, os estoques de C orgânico total aumentaram 16 Mg C ha⁻¹ entre 2002 e 2014 (Nicoloso et al., 2018). Os estoques de N total das camadas 0 cm a 5 cm e 5 cm a 15 cm do solo tiveram comportamento semelhante. Nas áreas sem adubação ou adubadas com fertilizante mineral, não houve incrementos significativos nos estoques de N total para quaisquer dos sistemas de manejo do solo em nenhuma das camadas avaliadas. No entanto, houve incremento significativo nos estoques de N total nas áreas adubadas com os adubos orgânicos. Sob preparo convencional, houve incremento de aproximadamente 2,3 Mg N ha⁻¹ ano⁻¹ entre 1992 e 2014 no agregado das camadas 0 cm a 5 cm e 5 cm a 15 cm. Nas áreas sob plantio direto, o incremento nos estoques de N total foi de, aproximadamente, 5,4 Mg N ha⁻¹ ano⁻¹ no mesmo período, sendo que praticamente 90% deste aumento foi observado com a aplicação do composto de resíduos orgânicos.

Saturação de carbono orgânico total no solo adubado com dejetos de animais

O acúmulo de C orgânico total em solos agrícolas pode ser alcançado através do aumento do aporte de C ao solo por resíduos vegetais e dejetos de animais, assim como pela redução das taxas de mineralização do C orgânico total com a mínima mobilização do solo (plantio direto), o que promove a estabilização

do C recém-aportado ao solo (Fabrizzi et al., 2009; Stewart et al., 2008). A estabilização do C por sua vez depende da sua recalcitrância bioquímica, da sua interação com os minerais do solo e da proteção física que os agregados do solo conferem ao C, limitando o acesso da comunidade microbiana do solo a esta fonte de energia (Christensen, 1996; Sollins et al., 1996; Lützow et al., 2006; Lehmann; Kleber, 2015). Entre estes mecanismos, a proteção física do C orgânico total é apontada como um fator manejável e sensível às práticas agrícolas de preparo do solo, manejo de culturas e adubação. Assim, a redução da mobilização do solo associada ao maior aporte de C promove aumento da biomassa microbiana do solo e a formação de grandes agregados de solo, permitindo a estabilização do C e acúmulo de C orgânico total no solo (Chung et al., 2008; Fabrizzi et al., 2009; Mikha; Rice, 2004; Six et al., 2002, 2004).

Em diversos estudos, foi observada resposta linear dos estoques de C orgânico total ao aumento do aporte de C a solos com alto déficit de C orgânico. Isto ocorreu porque o C aportado ao solo é rapidamente estabilizado pelo aumento da agregação e interação com os minerais do solo (Hassink, 1997; Carter et al., 2003; Six et al., 2002). No entanto, à medida que os estoques de C orgânico total aumentam, os agregados e as superfícies minerais do solo perdem eficiência em proteger o C da atividade microbiana, limitando a capacidade do solo em acumular C (Six et al., 2000, 2002; Stewart et al., 2007, 2008). Quando os estoques de C orgânico total se aproximam da saturação, o aumento na taxa de aporte de C ao solo promove uma resposta assintótica dos estoques de C orgânico total no solo que tendem ao equilíbrio (Six et al., 2002; Stewart et al., 2007). Com a saturação dos mecanismos de proteção do C orgânico total (proteção física em agregados e interação com minerais do solo), apenas frações desprotegidas e dependentes do manejo do solo podem se acumular (Gulde et al., 2008; Six et al., 2002). Desta maneira, este processo de saturação determinaria a capacidade efetiva do solo em acumular C orgânico total (Six et al., 2002; Stewart et al., 2007).

O uso de adubos orgânicos é uma estratégia bastante conhecida para se aumentar os aportes de C ao solo e promover acúmulo de C orgânico total (Smith et al., 1997; Jarecki; Lal, 2003; Biala, 2011; Powlson et al., 2012; Xia et al., 2017). Dependendo da quantidade de C aportada e da frequência de aplicações, os dejetos de animais podem aumentar rapidamente os estoques de C orgânico total no solo, promovendo a saturação das camadas mais superficiais. Gulde et al. (2008) observaram o efeito de 32 anos de aplicações contínuas de 60 até 180 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de esterco de bovinos (6,6 a 18,2 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹) para adubação de cevada, canola e milho sob preparo convencional sobre os estoques e frações do C orgânico total na camada 0 cm a 15 cm de um Chernossolo de Alberta,

Canadá. Os autores verificaram que o incremento do aporte de C pela adubação com esterco de bovinos aumentou os estoques de C orgânico total protegido especialmente em grandes macroagregados de solo com mais de 2.000 μm de diâmetro. Além disso, verificaram que as doses crescentes de esterco de bovinos promoveram uma resposta assintótica nos estoques de C orgânico total associado a minerais do solo e protegidos microagregados (53 μm a 250 μm) e macroagregados pequenos (250 μm a 2.000 μm). De maneira distinta, as formas leves de C orgânico total (jovens e não protegidas fisicamente) ou C orgânico total associado a grandes macroagregados (>2.000 μm) responderam de maneira linear ao incremento no aporte de C. Estes resultados indicaram a saturação progressiva da fração mineral e agregados menores do solo (microagregados e macroagregados pequenos) em resposta à adubação orgânica.

Fenômeno similar foi observado por Nicoloso et al. (2018) (Figura 1). O incremento no aporte de C ao solo com o uso de adubação orgânica promoveu uma resposta assintótica nos estoques de C orgânico total na camada 0 cm a 5 cm do solo, enquanto que esta resposta foi linear na camada 0 cm a 15 cm. O mesmo comportamento também foi observado entre os estoques de C orgânico total no solo e a fração do C orgânico total protegido nos agregados do solo (Figura 2). Nesta análise, Nicoloso et al. (2018) puderam estabelecer os teores de C orgânico total protegidos nas diferentes frações de agregados indicativos de saturação e os estoques correspondentes de C orgânico total na camada 0 cm a 5 cm do solo. Desta maneira, os microagregados (53 μm a 250 μm), macroagregados pequenos (250 μm a 2.000 μm) e macroagregados grandes (> 2.000 μm) atingiram níveis de saturação com 4,7, 3,8 e 3,0 g C 100 g^{-1} de agregados livres de argila, o que correspondeu a estoques de C orgânico total de 25,9, 23,5 e 22,3 Mg C ha^{-1} . Estes resultados indicaram que houve saturação da camada superficial do solo sob adubação orgânica e plantio direto (0 cm a 5 cm). Nas parcelas sob preparo convencional, Nicoloso et al. (2018) não observaram evidências de saturação, pois os teores de C orgânico total protegidos por agregados estavam abaixo dos níveis estabelecidos de saturação para cada classe de tamanho de agregados de solo. Neste caso, a redistribuição do C com as operações de preparo do solo e concomitante aumento das taxas de mineralização do C orgânico total evitaram que o solo atingisse níveis de saturação.

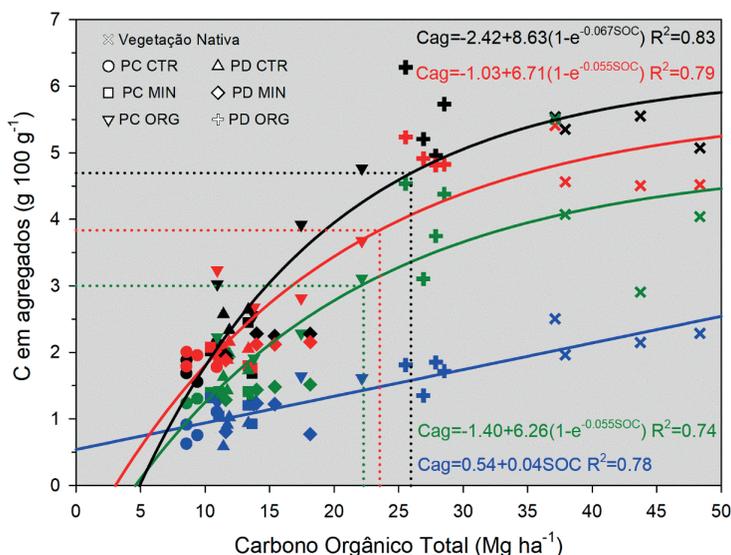


Figura 2. Relação entre os estoques de carbono orgânico total e o conteúdo de carbono associado a agregados estáveis em água livres de areia na camada 0 cm a 5 cm de um Chernossolo do Kansas sob preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), sem adubação (CTR), com adubação mineral (MIN) ou orgânica (ORG). As linhas e pontos azuis se referem à fração silte + argila (<53 μm), verdes aos microagregados (53 μm a 250 μm), vermelhas aos macroagregados pequenos (250 μm a 2.000 μm) e pretas aos macroagregados grandes (> 2.000 μm).

Fonte: Adaptado de Nicoloso et al. (2018).

Teoricamente, a saturação das camadas superficiais limitaria a capacidade do solo em acumular C orgânico total visto que o solo perde eficiência em proteger o C e apenas frações não protegidas poderiam se acumular. Estas frações não protegidas são facilmente perdidas face às mudanças nas práticas de manejo do solo. No entanto, o acúmulo de C orgânico total foi observado na camada 5 cm a 15 cm do solo sob plantio direto à medida que aumentou os estoques de C orgânico total na camada 0 cm a 5 cm, indicando a ocorrência de translocação de C da camada saturada para a camada adjacente não saturada (Nicoloso et al., 2018). Neste estudo, os autores investigaram a fonte de C pela abundância natural de $\delta^{13}\text{C}$ e estimando a quantidade de C orgânico total derivado do milho ($\delta^{13}\text{C} \approx -13\text{‰}$) e dos adubos orgânicos ($\delta^{13}\text{C} \approx -27\text{‰}$) em cada camada.

O uso contínuo de milho, sem qualquer outra fonte de C, nos tratamentos sem adubação e adubação mineral, gradualmente enriqueceu a assinatura isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ nas amostras de solo coletadas em 2014 em comparação com as amostras de 1992, de ambos os sistemas de preparo de solo. Nas parcelas sob

adubação orgânica, houve empobrecimento da assinatura isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ nas amostras de solo coletadas em 2014 em comparação com as amostras de 1992, de ambos os sistemas de preparo de solo. Estes resultados permitiram realizar o balanço dos estoques de C orgânico total derivado de fontes C3 e C4 em ambas as camadas de solo avaliadas (Figura 3) (Nicoloso et al., 2018). Os autores observaram também que todos os tratamentos apresentaram ganhos de C orgânico total derivado de fontes C4 (vegetação nativa anterior ao experimento e milho), entre 1992 e 2014, em ambas as camadas de 0 cm a 5 cm e 5 cm a 15 cm do solo. Quanto a fração do C orgânico total derivado de fontes C3 (vegetação nativa e trigo anterior ao experimento e/ou adubos orgânicos), houve perdas em ambas as camadas nos tratamentos sem adubação e adubação mineral, visto que não houve qualquer aporte de C que não oriundo do milho no mesmo período. Por outro lado, nos tratamentos sob adubação orgânica, verificaram incrementos significativos de C orgânico total derivado de fontes C3 (adubos orgânicos), entre 1992 e 2014, em ambas as camadas de 0 cm a 5 cm e 5 cm a 15 cm do solo.

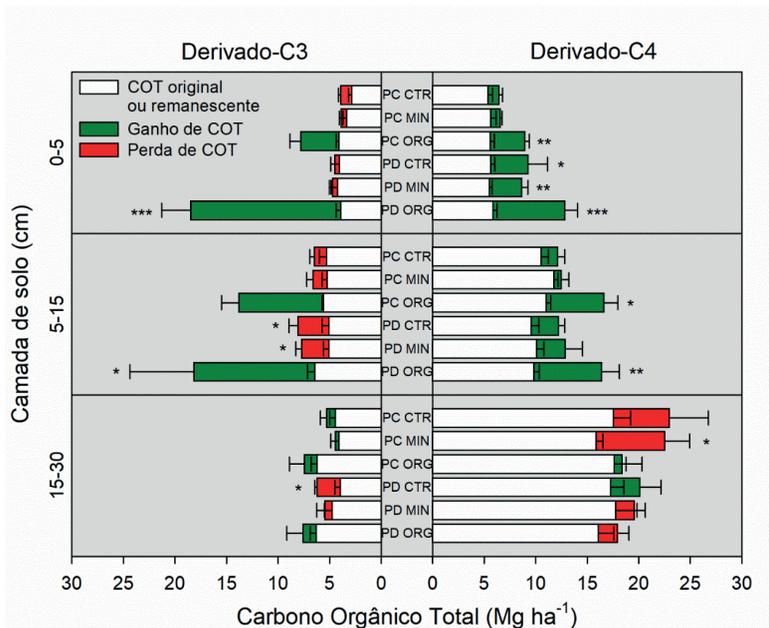


Figura 3. Estoques de carbono orgânico total derivados de fontes C3 (vegetação nativa e trigo anterior ao experimento e adubos orgânicos) e C4 (vegetação nativa anterior ao experimento e milho) nas camadas 0 cm a 5 cm, 5 cm a 15 cm e 15 cm a 30 cm de um Chernossolo do Kansas sob preparo convencional (PC) e plantio direto (PD), sem adubação (CTR), com adubação mineral (MIN) ou orgânica (ORG).

Fonte: Adaptado de Nicoloso et al. (2018).

O incremento de C orgânico total, derivado de fontes C3 na camada 0 cm a 5 cm e 5 cm a 15 cm dos solos sob adubação orgânica e preparo convencional, ocorreu devido à incorporação do C adicionado à superfície do solo às camadas mais profundas, promovendo incremento de C orgânico total em subsuperfície pelo preparo de solo utilizado (Nicoloso et al., 2018). No entanto, este processo não foi verificado em áreas de plantio direto. Neste sentido, concluiu-se que houve translocação de C orgânico total da camada superficial saturada (0 cm a 5 cm) para a camada adjacente com maior déficit de C orgânico total. A translocação de C orgânico total é um processo observado em várias Ordens de solo, sendo característica dos Espodossolos, mas, também, reportada em Latossolos, Neossolos, Cambissolos e Andisolos em ecossistemas florestais (Fujii et al., 2011). Apesar dos autores não terem determinado o mecanismo responsável pela translocação de C entre a camada saturada e adjacente de solo, possíveis explicações incluem a translocação de C solúvel pela decomposição parcial dos resíduos vegetais e adubo orgânico aportado ao solo e mineralização do C orgânico total do solo saturado que poderiam ser mais facilmente desorvidos das superfícies minerais, dissolvidos na solução do solo e translocado até ser estabilizado na camada 5 cm a 15 cm do solo que apresentava maior déficit de C orgânico total (Kaiser; Kalbitz, 2012). Este processo havia sido reportado em solos apresentando um horizonte orgânico ou solos minerais sob florestas (Fujii et al., 2011; Kaiser; Kalbitz, 2012). Outro possível mecanismo seria a movimentação de C solúvel e particulado por bioturbação, processo que havia sido reportado em áreas de floresta e agricultura conservacionista sob adubação orgânica (Gabet et al., 2003; Jiménez; Lal, 2006; Butenschoen et al., 2007; Tonneijck; Jongmans, 2008). No entanto, este processo deveria ter sido observado desde o início do experimento, independentemente da saturação da camada superficial do solo sob plantio direto (Butenschoen et al., 2007).

Em avaliação posterior do mesmo experimento, realizada em 2017, Hsiao (2019) observou que a aplicação contínua dos adubos orgânicos, mesmo superficial, promoveu incremento significativo de C até aos 30 cm de profundidade do solo sob plantio direto. Este resultado comprovou a ocorrência de translocação de C da superfície do solo sob plantio direto (após saturação) para camadas mais profundas (Nicoloso et al., 2018), melhorando os estoques de C no perfil do solo. Estes resultados indicam que os adubos orgânicos, quando associados à agricultura conservacionista, podem auxiliar na rápida recuperação dos estoques de C orgânico total, contribuindo com a melhoria da qualidade do solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura (Jat et al., 2014).

Considerações finais

O uso dos dejetos de animais na agricultura é uma importante estratégia de gestão ambiental para as cadeias de produção animal e agrega relevante oportunidade para reciclagem de nutrientes na agricultura, reduzindo o custo de produção e a dependência do país da importação de fertilizantes minerais. Além de nutrientes, os dejetos de animais podem aportar quantidades significativas de C ao solo com potencial impacto sobre os estoques de C orgânico total e N total. No entanto, o impacto da adubação orgânica sobre os estoques de C orgânico total e N total dependem da sua origem (espécie animal), tipo (sólido ou líquido) e qualidade (teor de C, N e recalcitrância), que determinam as doses a serem aplicadas de cada dejetos para suprir a demanda de nutrientes das culturas e os aportes de C por estes resíduos ao solo. De maneira geral, dejetos líquidos e ricos em C lábil contribuem apenas indiretamente com os estoques de C orgânico total e N total do solo pela melhoria da fertilidade do solo e maior produtividade das culturas agrícolas. Por outro lado, os esterco e demais resíduos orgânicos sólidos podem promover incrementos significativos nos estoques de C orgânico total e N total do solo dependendo da quantidade e frequência de aplicações ao longo do tempo. O uso de dejetos de animais na agricultura é, portanto, alternativa para um rápido incremento dos estoques de C orgânico total no solo, sendo especialmente interessante para a recuperação de áreas degradadas onde o reestabelecimento de um sistema de culturas de alta produtividade pode ser desafiador por más condições físicas, químicas ou biológicas do solo.

Referências

- AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; PUJOL, S. B.; NICOLOSO, R. S.; CORRÊA, J. C. Aproveitamento dos dejetos de suínos e bovinos como fertilizantes: impactos ambientais e estratégias de mitigação. In: PALHARES, J. C. P.; GEBLER, L. (ed.). *Gestão Ambiental na Agropecuária*. 1ed. Brasília: Embrapa, 2014, v. 2, p. 199-234.
- BACCA, A.; CERETTA, C. A.; KULMANN, M. S. S.; SOUZA, R. O. S.; FERREIRA, P. A. A.; RODRIGUES, L. A. T.; MARCHEZAN, C.; GARLET, L. P.; BRUNETTO, G. 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, e0190013, 2020.
- BIALA, J. *The benefits of using compost for mitigating climate change*. Sydney: The Organic Force, 2011. p. 221
- BLANCO, I. D. *Adubação da cultura da soja com dejetos de suínos e cama de aviário*. 2015. Dissertação (Mestrado) 26 f. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel.
- BUTENSCHOEN, O.; POLL, C.; LANGEL, R.; KANDELER, E.; MARHAN, S.; SCHEU, S. Endogeic earthworms alter carbon translocation by fungi at the soil-litter interface. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 39, p. 2854-2864, 2007.
- CARTER, M.R.; ANGERS, D.A.; GREGORICH, E.G.; BOLINDER, M.A. Characterizing Organic Matter Retention for Surface Soils in Eastern Canada Using Density and Particle Size Fractions. *Canadian Journal of Soil Science*, v. 83, p. 11-23, 2003.
- CASSOL, P. C.; COSTA, A. C.; CIPRANDI, O.; PANDOLFO, C. M.; ERNANI, P. R. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em Latossolo fertilizado com dejetos suínos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, p. 1911-1923, 2012.

- CHRISTENSEN, B. T. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: CARTER, M. R.; STEWART, B. A. (eds.), **Advances in soil science: structure and organic matter storage in agricultural soils**. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1996. p. 97-165.
- CHUNG, H.; GROVE, J. H.; SIX, J. Indications for soil carbon saturation in a temperate agroecosystem. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, p. 1132, 2008.
- CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento. **Planilhas de Custo de Produção - Culturas de 1ª safra - Março/2020**. 2020. Disponível em <https://www.conab.gov.br/info-agro/custos-de-producao/planilhas-de-custo-de-producao>. Acesso em 07 mai. 2021.
- CONSEMA/SC - Conselho Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina. **Resolução CONSEMA nº 143 de 1º de Novembro de 2019**. Disponível em: <http://www.sde.sc.gov.br/index.php/biblioteca/consema/legislacao/resolucoes/1242-resolucao-consema-n-143-2019/file>. Acesso em 07 mai. 2021.
- CORRÊA, J. C.; RODIO, L.; RIGO, A. Z.; GROHSKOPF, M. A.; REBELLATTO, A.; MAFRA, A. L. Carbon fractions and stock in response to solid and fluid organomineral fertilizers in highly fertile soils. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 54, e00266, 2019.
- COSTA, M. S. S. M.; STEINER, F.; COSTA, L. A. M.; CASTOLDI, G.; PIVETTA, L. A. Nutrição e produtividade da cultura do milho em sistemas de culturas e fontes de adubação. **Revista Ceres**, v. 58, p. 249-255, 2011.
- CQFS-RS/SC - Comissão de Química e Fertilidade do Solo dos Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. **Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 11ed. Frederico Westphalen: NRS-SBCS, 2016, 376 p.
- CRUZ, A. C.; PEREIRA, F. S.; FIGUEIREDO, V. S. Fertilizantes organominerais de resíduos do agronegócio: avaliação do potencial econômico brasileiro. **BNDES Setorial** 45, 2017, p. 137-187.
- DALLA COSTA, M.; NICOLOSO, R. S.; FEDDERN, V. Eficiência da peneira de escova rotativa para remoção de sólidos e nutrientes dos dejetos líquidos de suínos. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAS, IV, 2015, Rio de Janeiro, **Anais...** Rio de Janeiro: Jardim Botânico, 2015. p. 1-4.
- FABRIZZI, K. P.; RICE, C. W.; AMADO, T. J. C.; FIORIN, J.; BARBAGELATA, P.; MELCHIORI, R. Protection of soil organic C and N in temperate and tropical soils: effect of native and agroecosystems. **Biogeochemistry**, v. 92, p. 129-143, 2009.
- FUJII, K.; FUNAKAWA, S.; SHINJO, H.; HAYAKAWA, C.; MORI, K.; KOSAKI, T. Fluxes of dissolved organic carbon and nitrogen throughout Andisol, Spodosol and Inceptisol profiles under forest in Japan. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 57, p. 855-866, 2011.
- GABET, E. J.; REICHMAN, O. J.; SEABLOOM, E. W. The effects of bioturbation on soil processes and sediment transport. **Annual Review of Earth Planetary Science**, v. 31, p. 249-273, 2003.
- GRAVE, R. A.; NICOLOSO, R. S.; CASSOL, P. C.; AITA, C.; CORRÊA, J. C.; DALLA COSTA, M.; FRITZ, D. D. Short-term carbon dioxide emission under contrasting soil disturbance levels and organic amendments. **Soil & Tillage Research**, v. 146, p. 184-192, 2015.
- GULDE, S.; CHUNG, H.; AMELUNG, W.; CHANG, C.; SIX, J. Soil carbon saturation controls labile and stable carbon pool dynamics. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, p. 605, 2008.
- HASSINK, J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. **Plant Soil**, v. 191, p. 77-87, 1997.
- HSIAO, C.J. **Microbial properties of soils: effects of management and pedogenesis**. Tese (Ph.D.), Kansas State University, Manhattan, 2019, 199 p.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário 2006**. Segunda Apuração. 2006. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2006/segunda-apuracao>. Acesso em 07 mai. 2021.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário 2017**. Resultados Definitivos. 2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2017>. Acesso em 07 mai. 2021.
- IMA/SC - Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina. **Instrução normativa nº 11. Suinocultura**. Florianópolis: Fundação do Meio Ambiente, 2014. Disponível em: <https://www.ima.sc.gov.br/index.php/downloads/licenciamento-ambiental/instrucoes-normativas-1/in11/2572-in11-suinocultura>. Acesso em 07 mai. 2021.
- IMEA - Instituto Mato-grossense de Economia Agropecuária. **Custo de produção de soja e milho**. 2020. Disponível em <http://www.imea.com.br/imea-site/relatorios-mercado>. Acesso em 07 mai. 2021.
- JARECKI, M. K.; LAL, R. Crop management for soil carbon sequestration. **CRC. Critical Review of Plant Science**, v. 22, p. 471-502, 2003.
- JAT, R. A.; SAHRAWAT, K. L.; KASSAM, A. H.; FRIEDRICH, T. Conservation agriculture for sustainable and resilient agriculture: global status, prospects and challenges. In: JAT, R.A.; SAHRAWAT, K.L.; KASSAM, A.H. **Conservation Agriculture of Global Prospective Challenges**. CAB International, Wallingford, Oxfordshire, UK, p. 1-25, 2014.

- JIMÉNEZ, J. J.; LAL, R. Mechanisms of C sequestration in soils of Latin America. *Critical Review of Plant Science*, v. 25, p. 337-365, 2006.
- KAISER, K.; KALBITZ, K. Cycling downwards - dissolved organic matter in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 52, p. 29-32, 2012.
- LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, v. 528, p. 60-68, 2015.
- LÜTZOW, M. V.; KÖGEL-KNABNER, I.; EKSCHEMITT, K.; MATZNER, E.; GUGGENBERGER, G.; MARSCHEIDER, B.; FLESSA, H. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. *European Journal of Soil Science*, v. 57, p. 426-445, 2006.
- MAFRA, M. S. H.; CASSOL, P. C.; ALBUQUERQUE, J. A.; CORREA, J. C.; GROHSKOPF, M. A.; PANISSON, J. Acúmulo de carbono em Latossolo adubado com dejetos líquidos de suínos e cultivado em plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 49, p. 630-638, 2014.
- MARCHEZAN, C.; FERREIRA, P. A. A.; SILVA, L. S.; BACCA, A.; KRUG, A. V.; NICOLOSO, F. T.; TAROUÇO, C. P.; TIECHER, T. L.; BRUNETTO, G.; CERETTA, C. A. 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.
- MIKHA, M. M.; RICE, C. W. Tillage and manure effects on soil and aggregate-associated carbon and nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, v. 68, p. 809, 2004.
- MIYAZAWA, M.; BARBOSA, G. M. C. **Dejetos líquidos de suíno como fertilizante: método simplificado**. Londrina: IAPAR, 2015. Boletim Técnico, 84. 26 p.
- NEPAR-SBCS - Núcleo Estadual Paraná - Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. **Manual de Calagem e Adubação para o Estado do Paraná**. 2ed. Curitiba: NEPAR-SBCS, 2019, 289 p.
- NICOLOSO, R. S.; OLIVEIRA, P. A. V. Modelo de gestão e de licenciamento ambiental para a suinocultura brasileira. In: PALHARES, J. C. P. (ed.). **Produção animal e recursos hídricos**. 1ed. São Carlos: Editora Cubo, 2016, v. 1, p. 97-104.
- NICOLOSO, R. S.; RICE, C. W.; AMADO, T. J. C. Kinetic to saturation model for simulation of soil organic carbon increase to steady state. *Soil Science Society of America Journal*, v. 80, p. 147-156, 2016.
- NICOLOSO, R. S.; RICE, C. W.; AMADO, T. J. C.; COSTA, C. N.; AKLEY, E. K. Carbon saturation and translocation in a no-till soil under organic amendments. *Agriculture Ecosystems & Environment*, v. 264, p. 73-84, 2018.
- NICOLOSO, R. S.; BARROS, E. C.; WUADEN, C. R.; PIGOSSO, A. Uso do digestato como fertilizante. In: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L.; AMARA, A. C. (ed.) **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: SBERA, Embrapa Suínos e Aves, 2019, p. 94-128.
- NPCT - Nutrição de Plantas, Ciência e Tecnologia. **Fertilizantes**. 2021. Disponível em: <https://www.npct.com.br/npctweb/npct.nsf/article/BR3-3132>. Acesso em 07 mai. 2021.
- POWLSON, D. S.; BHOGAL, A.; CHAMBERS, B. J.; COLEMAN, K.; MACDONALD, A. J.; GOULDING, K. W. T.; WHITMORE, A. P. The potential to increase soil carbon stocks through reduced tillage or organic material additions in England and Wales: a case study. *Agriculture Ecosystems and Environment*, v. 146, p. 23-33, 2012.
- RAUBER, L. P.; PICCOLLA, C. D.; ANDRADE, A. P.; FRIEDERICHS, A.; MAFRA, A. L.; CORRÊA, J. C.; ALBUQUERQUE, J. A. Physical properties and organic carbon content of a Rhodic Kandiudox fertilized with pig slurry and poultry litter. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, p. 1323-1332, 2012.
- ROCHA JUNIOR, P. R.; PIRES, F. R.; LIMA, M. M.; MENEZES, J. F. S.; VIANA, D. G. How does pig slurry fertilization influence percolated water and runoff erosion? A study of the soybean cycle in Brazilian Cerrado soil. *Catena*, v. 157, p. 205-212, 2017.
- RODRIGUES, L. A. T.; GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; LOURENZI, C. R.; BRUNETTO, G.; BACCA, A.; CERETTA, C. A. Short- and long-term effects of animal manures and mineral fertilizer on carbon stocks in subtropical soil under no-tillage. *Geoderma*, v. 386, 114913, 2021.
- SCHERER, E. E.; AITA, C.; BALDISSERA, I. T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos na região oeste catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Florianópolis: EPAGRI, Boletim Técnico 79, 46 p. 1996.
- SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 32, p. 2099-2103, 2000.
- SIX, J.; FELLER, C.; DENEFF, K.; OGLE, S. M.; DE MORAES, J. C.; ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - effects of no-tillage. *Agronomy*, v. 2, p. 755-775, 2002.

- SIX, J.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S.; DENEFF, K. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil & Tillage Research*, v. 79, p. 7-31, 2004.
- SMANHOTTO, A.; SAMPAIO, S. C.; DAL BOSCO, T. C.; PRIOR, M.; SONCELA, R. Nutrients behavior from the association pig slurry and chemical fertilizers on soybean crop. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 56, p. 723-733, 2013.
- SMITH, P.; POWLSON, D. S.; GLENDINING, M. J.; SMITH, J. U. Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for ve cenários using results from long-term experiments. *Global Change Biology*, v. 3, p. 67-79, 1997.
- SOLLINS, P.; HOMANN, P.; CALDWELL, B. A. Stabilization and destabilization of soil organic matter. *Geoderma*, v. 74, p. 65-105, 1996.
- SOUZA, J. C. P. V. B.; OLIVEIRA, P. A. V.; TAVARES, J. M. R.; BELLI FILHO, P.; ZANUZZI, C. M. S.; TREMEA, S. L.; PEIKAS, F.; SQUEZZATO, N. C.; ZIMMERMANN, L. A.; SANTOS, M. A.; AMARAL, N. *Gestão da água na suinocultura*. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2016. p. 32.
- STEWART, C. E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; PLANTE, A. F.; SIX, J. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry*, v. 86, p. 19-31, 2007.
- STEWART, C. E.; PLANTE, A. F.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; SIX, J. Soil carbon saturation: linking concept and measurable carbon pools. *Soil Science Society of America Journal*, v. 72, p. 379, 2008.
- TONNEJCK, F. H.; JONGMANS, A. G. The influence of bioturbation on the vertical distribution of soil organic matter in volcanic ash soils: a case study in northern Ecuador. *European Journal of Soil Science*, v. 59, p. 1063-1075, 2008.
- WUADEN, C. R.; NICOLOSO, R. S.; BARROS, E. C.; GRAVE, R. A. Early adoption of no-till mitigates soil organic carbon and nitrogen losses due to land use change. *Soil & Tillage Research*, v. 204, 104728, 2020.
- XIA, L.; LAM, S. K.; YAN, X.; CHEN, D. How Does recycling of livestock manure in agroecosystems affect crop productivity, reactive nitrogen losses, and soil carbon balance? *Environmental Science & Technology*, v. 51, p. 7450-7457, 2017.