

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

Adriane Luiza Schú

**QUALIDADE E QUANTIDADE DE RESÍDUOS CULTURAIS
MODULAM A ESTABILIZAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO NO
SOLO**

Santa Maria, RS
2023

Adriane Luiza Schú

**QUALIDADE E QUANTIDADE DE RESÍDUOS CULTURAIS MODULAM A
ESTABILIZAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO NO SOLO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do título de **Doutora em Ciência do Solo**.

Orientador: Prof. Dr. Sandro José Giacomini

Santa Maria, RS
2023

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001

Schú, Adriane Luiza
QUALIDADE E QUANTIDADE DE RESÍDUOS CULTURAIS MODULAM
A ESTABILIZAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO NO SOLO /
Adriane Luiza Schú.- 2023.
110 p.; 30 cm

Orientador: Sandro José Giacomini
Coorientadora: Raquel Schmatz
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Ciência do Solo, RS, 2023

1. Matéria orgânica do solo 2. Resíduos culturais 3.
Qualidade química dos resíduos 4. Quantidade de resíduos I.
Giacomini, Sandro José II. Schmatz, Raquel III. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

Declaro, ADRIANE LUIZA SCHÚ, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Tese) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

Adriane Luiza Schú

QUALIDADE E QUANTIDADE DE RESÍDUOS CULTURAIS MODULAM A ESTABILIZAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO NO SOLO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do título de **Doutora em Ciência do Solo**.

Aprovado em 31 de março de 2023:

Sandro José Giacomini, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)

Celso Aita, Dr. (UFSM)

Paulo Ademar Avelar Ferreira, Dr. (UFSM)

Douglas Adams Weiler, Dr. (UFSC)

Bruno Chaves, Dr. (Rittmo Agroenvironnement)

Santa Maria, RS
2023

Aos meus pais, Pedro e Olivia, dedico este trabalho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, que sempre me guiou e esteve junto de mim, me guardando e iluminando.

Aos meus pais, Pedro e Olivia, pelo amor, compreensão e incentivo em sempre buscar meus objetivos.

As minhas irmãs, Andréia e Andressa, pelo carinho, amizade e incentivo.

Ao meu companheiro Ivan, pelo amor, paciência, apoio e companheirismo ao longo desse período.

À Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pela oportunidade de estudo e crescimento pessoal.

À CAPES pela concessão da bolsa de doutorado, que possibilitou a execução desse trabalho.

Ao meu orientador, Prof. Sandro José Giacomini, pela amizade, respeito, confiança, paciência e por todo conhecimento compartilhado.

A minha coorientadora, Dra Raquel Schmatz, por todo auxílio, paciência e ensinamentos compartilhados ao longo desses anos.

A banca examinadora, pela disponibilidade e contribuições para a melhoria deste trabalho.

Aos professores do Departamento de Solos, pelo aprendizado e conhecimento compartilhado.

Aos colegas e ex-colegas de pós-graduação do LABCEN, Ana Paula, Bruno, Caren, Getúlio, Heitor, José Flávio, Lineu, Luana, Pâmela, Nestor, Raquel, Roberta, Rosemar e Stefen, pela convivência e amizade criada ao longo desse período.

Aos bolsistas e ex-bolsistas de iniciação científica, Bruna, Dienifer, Elenara, Emanuel, Fabiele, Fernanda, Gabriele, Guilherme, João Henrique, Mateus, Mathias, Menikey, Milena, Mônica, Rafael, Roberta, William, e demais bolsistas do LABCEN, pelo apoio e auxílio na execução desse trabalho.

Aos técnicos de laboratório, Elci e Douglas e ao Fabiano, pelo auxílio e apoio na realização das análises isotópicas.

Aos amigos, Bruno, Douglas, Estefani, Guilherme, Heitor, Jéssica, Raquel, Nathália, Pâmela e Roberta pelos momentos de descontração, apoio e parceria.

Aos colegas do Centro Estadual de Diagnóstico e Pesquisa Florestal do DDP/SEAPI, pela compreensão e incentivo para finalização desse trabalho.

E por fim, a todos que de alguma forma contribuíram para minha formação pessoal e profissional, e para a realização desse trabalho, **meus sinceros agradecimentos!**

“A persistência é o menor caminho do êxito”. (Charles Chaplin)

RESUMO

QUALIDADE E QUANTIDADE DE RESÍDUOS CULTURAIS MODULAM A ESTABILIZAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO NO SOLO

AUTORA: Adriane Luiza Schú
ORIENTADOR: Dr. Sandro José Giacomini

Os resíduos culturais deixados na superfície do solo exercem importante papel no controle da erosão, ciclagem de nutrientes e na formação da matéria orgânica do solo (MOS). A diversificação dos sistemas de culturas é uma estratégia que possibilita o aporte de elevada quantidade de resíduos com composição química variada. Nesse sentido, a adição de resíduos culturais com qualidades químicas (características químicas) e quantidades distintas pode modificar a dinâmica de decomposição e o acúmulo de carbono (C) e nitrogênio (N) no solo. O objetivo deste estudo foi compreender como a qualidade química e a quantidade de resíduos adicionados na superfície do solo afetam a estabilização de C e N no solo. Para isso, foi desenvolvido um experimento de campo, na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, em um Argissolo Vermelho Distrófico arênico, durante 420 dias. Os resíduos culturais de trigo e ervilhaca (inverno) e soja e sorgo (verão) marcados com ^{13}C e ^{15}N foram dispostos na superfície do solo, no interior de cilindros de Policloreto de vinila (PVC) (Φ 7.5 cm e 14 cm de altura), inseridos a 10 cm no solo, simulando uma sucessão de culturas. Os resíduos foram aplicados nas quantidades de 3 e 6 Mg ha $^{-1}$ e foi utilizado um tratamento com somente solo, sem adição de resíduos. O ^{13}C e ^{15}N remanescente nos resíduos, o ^{13}C e ^{15}N no solo integral e o ^{13}C e ^{15}N nas frações físicas granulométricas da MOS – matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada aos minerais (MOAM) foram determinados aos 28, 140 e 280 dias. A quantidade de ^{13}C e ^{15}N remanescente nos resíduos de alta qualidade (ervilhaca e soja) foi menor do que com resíduos de baixa qualidade (trigo e sorgo), independentemente da quantidade de resíduos adicionada. Os resíduos de alta qualidade contribuíram mais para o ^{13}C do solo do que resíduos de baixa qualidade. No entanto, em termos de eficiência de estabilização de ^{13}C na fração MOAM, os resíduos de baixa qualidade (trigo) acumularam mais ^{13}C do que os demais resíduos. Os resíduos de alta qualidade acumularam mais ^{15}N no solo do que resíduos de baixa qualidade, embora tenha sido proporcionalmente menor ao adicionado. Independentemente da qualidade dos resíduos adicionados, o acúmulo de ^{13}C e ^{15}N no solo aumentou com o aumento da quantidade de resíduos. Os resultados obtidos confirmam que resíduos de maior qualidade apresentam maior decomposição e acúmulo de C e N no solo. A quantidade de resíduos não afeta a decomposição, mas a adição de maior quantidade leva a um maior acúmulo de C e N no solo. Os resíduos de alta qualidade não apresentam maior eficiência de estabilização do C no solo comparado a resíduos de baixa qualidade.

Palavras-chave: Decomposição. Mulch. Composição química. Contato solo-resíduo.

ABSTRACT

CROP RESIDUE QUALITY AND QUANTITY MODULATES THE CARBON AND NITROGEN STABILIZATION IN SOIL

AUTHOR: Adriane Luiza Schú
ADVISOR: Dr. Sandro José Giacomini

Crop residues left on the soil surface play an important role in controlling erosion, nutrient cycling and soil organic matter (SOM) formation. The diversification of cropping systems is a strategy that allows the input of high quantities of crop residues with varied chemical composition. In view of this, the crop residue addition with distinct chemical qualities (chemical characteristics) and quantities can modify the decomposition dynamics of residues and carbon (C) and nitrogen (N) accumulation in the soil. The objective of this study was to understand how the chemical quality and quantity of residues added to the soil surface affect the C and N stabilization in the soil. For this, a field experiment was carried out, in the experimental area of the Department of Soils at Federal University of Santa Maria, in Typic Paleudalf, during 420 days. Crop residues of wheat and vetch (winter) and soybean and sorghum (summer) labeled with ^{13}C and ^{15}N , which were allocated on the soil surface inside polyvinyl chloride (PVC) cylinders (Φ 7.5 and 14 cm high), inserted at 10 cm in the soil, simulating a succession of cultures. The crop residues were applied in quantities of 3 and 6 Mg ha^{-1} and was used a control treatment, soil without residue. The ^{13}C and ^{15}N remaining, whole soil ^{13}C and ^{15}N and ^{13}C and ^{15}N stabilized in the physical fractions of SOM - particulate organic matter (POM) and mineral-associated organic matter (MOAM) were determined at 28, 140 and 280 days. The amount of ^{13}C and ^{15}N remaining in high quality residues (vetch and soybean) was lower than in low quality residues (wheat and sorghum), regardless of the quantity of residues added. High quality residues contributed more to soil ^{13}C than low quality residues. However, in terms of ^{13}C stabilization efficiency in the MOAM fraction, the low quality residues (wheat) accumulated more ^{13}C than the other residues. High quality residues accumulated more ^{15}N in the soil than low quality residues, although it was proportionally less than added. Regardless of the crop residue quality, the ^{13}C and ^{15}N accumulation in the soil increased with increasing quantity of crop residue. The results obtained confirm that higher chemical quality residues present greater decomposition and accumulation of C and N in the soil. The quantity of crop residues does not affect decomposition, but the addition of more residues leads to a greater C and N accumulation in the soil. High quality residues do not show greater efficiency in stabilizing C in the soil compared to low quality residues.

Keywords: Decomposition. Mulch. Chemical composition. Soil-residue contact.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO I

- Fig. 1.** Figura ilustrativa da montagem dos tratamentos de inverno (Dez./2017) e de verão (Abr./2018) nos cilindros de PVC.51
- Fig. 2.** Precipitação e temperatura do ar (a), conteúdo de água no solo na camada 0-5 cm (b, c) e temperatura do solo na camada 0-5 cm (c, d), com os resíduos de trigo/soja e ervilhaca/sorgo durante o período de experimento.52
- Fig. 3.** ^{13}C remanescente nos resíduos de trigo e ervilhaca (a) e soja e sorgo (b) nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha⁻¹), após 280 dias de experimento. As barras verticais indicam o erro padrão das médias (n = 3).53
- Fig. 4.** ^{13}C no solo integral (a, d), ^{13}C na fração MOP (b, e) e ^{13}C na fração MOAM (c, f) dos resíduos de inverno, nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha⁻¹), após 280 dias de experimento, em % adicionada e g m⁻². As barras verticais indicam o erro padrão das médias (n = 3).54
- Fig. 5.** ^{13}C no solo integral (a, d), ^{13}C na fração MOP (b, e) e ^{13}C na fração MOAM (c, f) dos resíduos de verão, nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha⁻¹), após 280 dias de experimento, em % adicionada e g m⁻². As barras verticais indicam o erro padrão das médias (n = 3).55
- Fig. 6.** Quantidade de ^{13}C acumulada na fração MOAM por unidade de ^{13}C liberada dos resíduos de trigo, ervilhaca, soja e sorgo. As barras verticais indicam o erro padrão das médias (n = 3).56
- Fig. S1.** Precipitação e temperatura do ar (a), conteúdo de água no solo na camada 5-10 cm (b, c) e temperatura do solo na camada 5-10 cm (c, d), com os resíduos de trigo/soja e ervilhaca/sorgo durante o período de experimento.61

ARTIGO II

- Figura 1.** Precipitação e temperatura do ar (a), conteúdo de água no solo na camada 0-5 cm (b, c), temperatura do solo na camada 0-5 cm (c, d) e temperatura no interior do mulch 6 Mg ha⁻¹ (f), com os resíduos de trigo/soja e ervilhaca/sorgo durante o período de experimento.92

Figura 2. ^{15}N remanescente nos resíduos de inverno (a) e verão (b) nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha^{-1}), após 280 dias de experimento. As barras verticais indicam o erro padrão das médias ($n = 3$).....	93
Figura 3. ^{15}N orgânico no solo (a, d), ^{15}N na fração MOP (b, e) e ^{15}N na fração MOAM (c, f) dos resíduos de inverno, nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha^{-1}), após 280 dias de experimento. As barras verticais indicam o erro padrão das médias ($n = 3$).....	94
Figura 4. ^{15}N orgânico no solo (a, d), ^{15}N na fração MOP (b, e) e ^{15}N na fração MOAM (c, f) dos resíduos de verão, nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha^{-1}), após 280 dias de experimento. As barras verticais indicam o erro padrão das médias ($n = 3$).....	95
Figura 5. ^{15}N -mineral no solo com os resíduos de inverno (a, c) e verão (b, d), nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha^{-1}), após 280 dias de experimento. As barras verticais indicam o erro padrão das médias ($n = 3$).....	96
Figura 6. ^{15}N orgânico no solo após a adição dos resíduos de inverno e verão, nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha^{-1}), aos 280 dias de experimento. Médias seguidas por letras diferentes na coluna são estatisticamente diferentes de acordo com o teste Tukey ($P < 0,05$).....	97
Figura S1. Precipitação e temperatura do ar (a), conteúdo de água no solo na camada 5-10 cm (b, c) e temperatura do solo na camada 5-10 cm (c, d) com os resíduos de trigo/soja e ervilhaca/sorgo durante o período de experimento.	101

LISTA DE TABELAS

ARTIGO I

Tabela 1. Composição química dos resíduos culturais de trigo, ervilhaca, soja e sorgo marcados com ^{13}C , utilizados no estudo.	49
Tabela 2. Parâmetros de decomposição do mulch de resíduos de inverno e verão nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha $^{-1}$).....	50
Tabela S1. Composição química dos resíduos culturais marcados (folhas e talos) utilizados no estudo.....	57
Tabela S2. Resultado da análise de variância (ANOVA) mostrando o efeito dos resíduos (R) e quantidades (Q) e sua interação nas variáveis medidas (% adicionada).....	58
Tabela S3. Resultado da análise de variância (ANOVA) mostrando o efeito dos resíduos (R) e quantidades (Q) e sua interação nas variáveis medidas (g m $^{-2}$).....	59
Tabela S4. Resultado da análise de variância (ANOVA) mostrando o efeito dos resíduos (R) e quantidades (Q) e sua interação nas variáveis medidas. .	60

ARTIGO II

Tabela 1. Composição química dos resíduos culturais marcados utilizados no estudo.	89
Tabela 2. Resultado da análise de variância (ANOVA) mostrando o efeito dos resíduos (R) e quantidades (Q) e sua interação nas variáveis medidas (% adicionada).....	90
Tabela 3. Parâmetros de decomposição do mulch de resíduos de inverno e verão nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha $^{-1}$).....	91
Tabela S1. Composição química dos resíduos culturais marcados (folhas e talos) utilizados no estudo.....	98
Tabela S2. Resultado da análise de variância (ANOVA) mostrando o efeito dos resíduos (R) e quantidades (Q) e sua interação nas variáveis medidas. .	99

Tabela S3. Resultado da análise de variância (ANOVA) mostrando o efeito dos resíduos (R) e quantidades (Q) e sua interação nas variáveis medidas (g m ⁻²).....	100
---	-----

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	16
1.1. HIPÓTESES	18
1.2. OBJETIVO GERAL	19
1.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
2. ARTIGO I - INFLUÊNCIA DA QUALIDADE QUÍMICA E QUANTIDADE DE RESÍDUOS NA ESTABILIZAÇÃO DO CARBONO NO SOLO¹	20
2.1. ABSTRACT	20
2.2. INTRODUÇÃO	21
2.3. MATERIAL E MÉTODOS	22
2.3.1. Características do local	23
2.3.2. Resíduos culturais	23
2.3.3. Delineamento experimental	24
2.3.4. Avaliações	25
2.4. RESULTADOS	27
2.4.1. Condições ambientais e solo	27
2.4.2. ¹³C remanescente nos resíduos	28
2.4.3. ¹³C no solo integral	29
2.4.4. ¹³C nas frações da MOS	30
2.4.5. Eficiência de estabilização do ¹³C no solo	32
2.5. DISCUSSÃO	33
2.5.1. Efeito da qualidade química e quantidade de resíduos na decomposição	33
2.5.2. Efeito da qualidade química e quantidade de resíduos no ¹³C do solo integral	34
2.5.3. Efeito da qualidade química e quantidade de resíduos no ¹³C nas frações da MOS	36
2.5.4. Efeito da qualidade química e quantidade de resíduos na eficiência de estabilização do ¹³C no solo	39
2.6. CONCLUSÃO	40
2.7. REFERÊNCIAS	41

3. ARTIGO II - ESTABILIZAÇÃO DO NITROGÊNIO NO SOLO INFLUENCIADA PELA QUALIDADE QUÍMICA E QUANTIDADE DE RESÍDUOS CULTURAIS²	62
3.1. ABSTRACT.....	62
3.2. INTRODUÇÃO.....	63
3.3. MATERIAL E MÉTODOS	64
3.3.1. Características do local	64
3.3.2. Resíduos culturais	65
3.3.3. Delineamento experimental	66
3.3.4. Avaliações	66
3.4. RESULTADOS	70
3.4.1. Condições ambientais	70
3.4.2. ¹⁵N remanescente nos resíduos	70
3.4.3. ¹⁵N orgânico do solo	71
3.4.4. ¹⁵N nas frações da MOS	72
3.4.5. ¹⁵N-mineral no solo	74
3.4.6. ¹⁵N orgânico no solo - sistemas	75
3.5. DISCUSSÃO.....	75
3.5.1. Efeito da qualidade química dos resíduos	75
3.5.2. Efeito da quantidade de resíduos	79
3.5.3. Acúmulo de N no solo pelos sistemas de culturas	82
3.6. CONCLUSÃO	82
3.7. REFERÊNCIAS	83
4. DISCUSSÃO GERAL	102
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	104
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	106

1. INTRODUÇÃO GERAL

A quantidade de carbono (C) no solo pode representar três vezes o estoque de C na vegetação e duas vezes o estoque de C na atmosfera (SMITH, 2012). Por isso é reconhecido que pequenas alterações nos estoques de C do solo podem ocasionar alterações significativas na atmosfera e nas mudanças climáticas. Nas últimas décadas inúmeras pesquisas foram desenvolvidas em busca de estratégias de manejo do solo que auxiliam na mitigação das mudanças climáticas (ALTIERI e NICHOLLS, 2017), principalmente através do sequestro de C no solo (SMITH, 2016). Zomer et al. (2017), estimaram que os solos agrícolas são capazes de sequestrar de 0,90 a 1,85 Pg de C por ano. Dentre as estratégias, o sistema plantio direto (SPD) é uma das principais ferramentas sustentáveis e eficientes que promovem o sequestro de C em compartimentos estáveis do solo (BAYER et al., 2006; PAUSTIAN et al., 2019). Além disso, associado ao uso de plantas de cobertura com alto aporte de resíduos, o manejo dos solos agrícolas em SPD pode incrementar os estoques de C do solo (FERREIRA et al., 2018).

Nesse contexto, a manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo promove benefícios químicos, físicos e biológicos (DEMETRIO et al., 2020; PIRES et al., 2017; SÁ et al., 2009), tais como a proteção contra a erosão, a ciclagem de nutrientes, a formação da matéria orgânica do solo (MOS), dentre outros (ADETUNJI et al., 2020; DABNEY et al., 2010). Relacionado a isso, a diversificação dos sistemas de culturas é uma prática que possibilita a entrada de diferentes quantidades de resíduos culturais, com diferentes composições químicas, o que contribui para a melhoria do solo. Logo, as respostas da dinâmica do C e do nitrogênio (N) à adição desses resíduos culturais pode ser distinta. Diferentes fatores podem regular a decomposição dos resíduos e a estabilização de C e N no solo, com destaque para a qualidade química dos materiais orgânicos (características químicas) e para a quantidade de resíduo mantida na superfície do solo (COTRUFO et al., 2013; DIETRICH et al., 2019; KALLENBACH et al., 2019; SHAHBAZ et al., 2017).

A qualidade química do resíduo pode afetar a taxa de decomposição e o acúmulo de C e N no solo (DE BRUIJN e BUTTERBACH-BAHL, 2010). Os resíduos culturais de alta qualidade apresentam maiores teores de N (menor C/N) e de fração solúvel, com isso tendem a se decompor mais rápido. Por outro lado, resíduos de baixa qualidade apresentam menor teor de N (alta C/N) e concentrações mais

elevadas de compostos recalcitrantes e dessa forma se decompõe mais lentamente. Alguns estudos sugerem que resíduos de alta qualidade podem contribuir mais efetivamente na estabilização de C e N no solo (COTRUFO et al., 2013) comparado a resíduos de baixa qualidade. Conforme essa abordagem, isso ocorre devido aos resíduos de melhor qualidade serem decompostos mais eficientemente pela biomassa microbiana, resultando em mais subprodutos microbianos, considerados atualmente os principais compostos presentes na MOS (COTRUFO et al., 2013; OLDFIELD et al., 2018). Contudo, existem muitas divergências sobre as vias de estabilização do C e N no solo em função da qualidade dos resíduos na literatura (CASTELLANO et al., 2015; COTRUFO et al., 2013; ZHENG et al., 2021), as quais necessitam ser melhor compreendidas. Por isso, é importante estudar a influência da qualidade química dos resíduos na estabilização de C e N no solo em SPD, nas condições de clima subtropical (BAYER et al., 2004; RODRIGUES et al., 2022; VELOSO et al., 2019).

Outro fator que exerce influência na decomposição e acúmulo de C e N no solo é a quantidade de resíduos culturais (SHAHBAZ et al., 2017; STEINER et al., 1999). Isso pois a quantidade de resíduos mantidos na superfície do solo afeta o contato dos resíduos com o solo (STOTT et al., 1990), influenciando a proporção do resíduo que fica em contato direto com o solo. Segundo Iqbal et al. (2013), o maior contato dos resíduos com o solo, somado a condições de umidade e disponibilidade de nutrientes, possibilita a formação de ambiente favorável para o crescimento de microrganismos decompositores. No entanto, estudos recentes têm apontado que a quantidade de resíduos adicionada ao solo não influencia a taxa de decomposição (ACOSTA et al., 2014; DIETRICH et al., 2019; SCHMATZ et al., 2020). De acordo com Dietrich et al. (2019), o aumento da quantidade de resíduos propicia condições de umidade favoráveis para o crescimento microbiano na interface solo-resíduo, promovendo maior decomposição e compensando a redução do contato dos resíduos com o solo. Contudo, as informações sobre a contribuição de diferentes quantidades de resíduos na estabilização de C e N no solo ainda não está bem esclarecida. Conforme estudo desenvolvido por Mitchell et al. (2018), o aumento no aporte de C no solo via resíduos culturais tende a aumentar a retenção de C no solo. No entanto Shahbaz et al. (2017), afirmam que a contribuição para o C do solo nem sempre é proporcional à quantidade adicionada. Dessa forma, se faz necessário estudar como a quantidade de resíduos pode afetar a dinâmica do C e N no solo em condições de campo.

Os resíduos culturais ao serem degradados pelos microrganismos do solo durante o processo de decomposição podem adicionar quantidades significativas de C e N no solo. Para que o C e o N adicionados via resíduos culturais sejam transformados e estabilizados no solo existem alguns mecanismos químicos, físicos e bioquímicos que auxiliam na proteção do material orgânico, principalmente da ação dos microrganismos decompositores (BINGHAM e COTRUFO, 2016; KLEBER e JOHNSON, 2010; SIX et al., 2002; von LÜTZOW et al., 2007). A fim de compreender como esses mecanismos atuam na formação da MOS, o fracionamento físico granulométrico vem sendo amplamente empregado nos estudos da MOS, devido a sua praticidade e baixo custo (LAVALLEE et al., 2020). A separação em matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada aos minerais (MOAM) possibilita relacionar cada compartimento com as suas funções no sistema. A quantificação e caracterização desses compartimentos pode auxiliar na compreensão da dinâmica da MOS, bem como da liberação de nutrientes, formação e estabilização dos agregados no solo (ROSCOE e MACHADO, 2002). Assim, avaliar a influência de diferentes resíduos culturais em diferentes taxas de adição de resíduos é importante para a compreensão do processo de decomposição e da contribuição desses resíduos para a formação da MOS em SPD.

Nesse contexto, o estudo que deu origem a esta tese de doutorado foi dividido em dois artigos, que abordaram o efeito da qualidade química e quantidade de resíduos nas dinâmicas do C e do N no solo.

O artigo I trata dos resultados relacionados às condições ambientais ao longo do experimento e da dinâmica de decomposição dos resíduos (C remanescente), acúmulo de C no solo e frações físicas da MOS.

O artigo II aborda a dinâmica do N no solo, englobando os resultados de N remanescente dos resíduos, N orgânico do solo e frações físicas da MOS e N-mineral do solo ao longo do estudo.

1.1. HIPÓTESES

1) A decomposição dos resíduos culturais de alta qualidade química (maior fração solúvel e N) será maior comparado aos resíduos de baixa qualidade química (menor fração solúvel e N) e não será afetada pela quantidade de resíduos.

2) A adição de resíduos de alta qualidade química resultará em maior contribuição para o C e N no solo e nas frações físicas da MOS, comparado a adição de resíduos de baixa qualidade química, independentemente da quantidade de resíduos depositada na superfície do solo.

1.2.OBJETIVO GERAL

Compreender como a qualidade química e a quantidade de resíduos adicionados na superfície do solo afetam a estabilização do C e N no solo.

1.3.OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1) Investigar como a qualidade química e quantidade de resíduos adicionados na superfície do solo influenciam a decomposição e liberação de N.

2) Avaliar se a qualidade química e quantidade dos resíduos influenciam o acúmulo de C e N nas frações físicas da MOS.

3) Determinar os índices de eficiência de estabilização do C e N no solo em função da qualidade química e quantidade de resíduos.

2. ARTIGO I - INFLUÊNCIA DA QUALIDADE QUÍMICA E QUANTIDADE DE RESÍDUOS NA ESTABILIZAÇÃO DO CARBONO NO SOLO¹

2.1. ABSTRACT

No-tillage (NT) system has established itself in Brazil as an important soil conservation management strategy. In this system, the maintenance of different types of residues (chemical quality) with different mulch thicknesses (quantity) can affect the carbon (C) dynamics of soil organic matter (SOM). The objective of this study was to understand how the chemical quality and quantity of residues added to the soil surface affect the decomposition and C stabilization in the soil. For this, a field experiment was carried out in the experimental area of the Department of Soils at Federal University of Santa Maria, in a Typic Paleudalf, for 420 days. Crop residues of wheat and vetch (winter) and soybean and sorghum (summer) labeled with ^{13}C were added to the surface of polyvinyl chloride (PVC) cylinders (Φ 7.5 cm and 14 cm high), inserted at 10 cm in the soil, simulating a succession of cultures. The residues were applied in quantities of 3 and 6 Mg ha^{-1} and a soil treatment was used, without residues. The ^{13}C remaining in the residues, whole soil ^{13}C and ^{13}C in the granulometric physical fractions of SOM - particulate organic matter (POM) and mineral-associated organic matter (MAOM) were measured at 28, 140 and 280 days. With the addition of winter residues, vetch showed greater decomposition and ^{13}C accumulation in the whole soil and in the MAOM fraction, compared to wheat. The quantities of winter residues only influenced the ^{13}C accumulation in the whole soil and in the SOM fractions, with no difference in residue decomposition. Similarly, with the addition of summer residues, soybean showed greater decomposition and ^{13}C accumulation in the MAOM fraction compared to sorghum. The quantities of summer residues only influenced the ^{13}C accumulation in the whole soil and the POM fraction, with no effect on the residue decomposition and ^{13}C accumulation in the MAOM fraction. However, we found that high quality residues showed greater decomposition, but were not more efficient in stabilizing C in the MAOM fraction, compared to low quality residues. Thus, these results highlight the important role of crop residues in C accumulating in SOM and emphasize that although high quality residues present greater decomposition, the efficiency of C stabilization in SOM is not greater with high quality residues.

¹Artigo elaborado de acordo com as normas da Revista Geoderma.

Keywords: Crop residues. Carbon stabilization. Soil organic matter.

2.2. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, inúmeras pesquisas foram desenvolvidas buscando estratégias para mitigar os efeitos das mudanças climáticas no ambiente (Ogle et al., 2019; Wheeler e von Braun, 2013). No Brasil, o sistema plantio direto (SPD) se consolidou como uma estratégia de agricultura conservacionista, que tem auxiliado no sequestro de carbono (C) no solo (Bayer et al., 2004; Cherubin et al., 2018; Leal et al., 2020). Esse sistema se preconiza, principalmente, pela entrada de elevada quantidade de resíduos culturais e pela diversificação de culturas, através da rotação de cultivos (Kassam et al., 2018; Sá et al., 2014; Vanlauwe et al. 2014). Nesse sentido, a adição de diferentes qualidades químicas de resíduos, em diferentes quantidades, pode impactar de maneira variada na decomposição e na quantidade de C que é acumulada no solo (Carvalho et al., 2017; Rodrigues et al., 2022).

Alguns estudos têm demonstrado que resíduos de alta qualidade química, com alto teor de nitrogênio (N) e fração solúvel (Cyle et al., 2016; Schmatz et al., 2017), podem contribuir mais efetivamente na estabilização de C no solo (Cotrufo et al., 2013), comparado a resíduos de baixa qualidade química. Isso em função de que resíduos de melhor qualidade são decompostos mais eficientemente pela biomassa microbiana, resultando em mais subprodutos microbianos, considerados atualmente os principais compostos presentes na matéria orgânica do solo (MOS) (Cotrufo et al., 2013; Haddix et al., 2016; Oldfield et al., 2018). Contudo, ainda existem muitas divergências sobre as vias de estabilização do C na MOS em função da qualidade dos resíduos (Castellano et al., 2015; Córdova et al., 2018, Zheng et al., 2021), principalmente em condições de SPD (Schmatz et al., 2017; Veloso et al., 2019).

A adição de maiores quantidades de resíduos culturais no solo pode afetar a taxa de decomposição dos resíduos, pois afeta o contato dos resíduos com o solo (Stott et al., 1990). Entretanto, estudos recentes desenvolvidos em clima subtropical apontam que a quantidade de resíduos mantida na superfície do solo não influencia a taxa de decomposição (Acosta et al., 2014; Dietrich et al., 2019; Schmatz et al., 2020). Contudo, as informações sobre a contribuição desses resíduos para o C do solo ainda são escassas. Nesse sentido, é importante compreender como ocorre a estabilização de C com o aumento da quantidade de resíduos no solo. Alguns estudos têm

demonstrado que a quantidade de C estabilizada na MOS aumenta com o aumento da quantidade de resíduos adicionados (Campos et al., 2011; Mitchell et al., 2018), mas essa contribuição nem sempre é proporcional (Shahbaz et al., 2017).

Os mecanismos envolvidos na estabilização do C dos resíduos no solo são amplamente estudados, podendo ser químicos, físicos e bioquímicos (Plaza et al., 2013; Six et al., 2002; von Lützow et al., 2007). O estudo da MOS através da separação em frações, matéria orgânica partícula (MOP) e matéria orgânica associada aos minerais (MOAM) (fracionamento físico granulométrico), possibilita relacionar cada compartimento com as suas funções no sistema (Roscoe e Machado, 2002). A quantificação e caracterização desses compartimentos podem auxiliar na compreensão da dinâmica da MOS, bem como da liberação de nutrientes, formação e estabilização dos agregados no solo. A fração MOP é conhecida por ser sensível a mudanças de manejo e apresentar alta rotatividade (Gartzia- Bengoetxea et al., 2009; Six et al., 2000), sendo a persistência do C na MOP mediada pela proteção física dentro de agregados e inibição microbiana à decomposição (Tisdall e Oades, 1982; Cotrufo et al., 2019). Enquanto a fração MOAM, a qual relaciona o C associado às frações silte e argila, possui grande importância por apresentar tendência de rotatividade mais lenta e idade média mais avançada (Kogel-Knabner et al., 2008; Lützow et al., 2006), contribuindo para o armazenamento de C a longo prazo (Olayemi et al., 2022).

Com base nisso, é preciso investigar como a interação entre a quantidade e a qualidade de resíduos pode impactar a estabilização de C no solo em condições de campo no sul do Brasil. Nós propusemos as seguintes hipóteses: I) a decomposição dos resíduos culturais de alta qualidade (maior fração solúvel e N) será maior comparado aos resíduos de baixa qualidade (menor fração solúvel e N) e esta não será afetada pela quantidade de resíduos adicionada (% C adicionado) e II) a contribuição para o C do solo e das frações da MOS será maior com adição de resíduos de alta qualidade, comparada a adição de resíduos de baixa qualidade (% C adicionado), independentemente da quantidade de resíduos depositada na superfície do solo. Assim, o objetivo do estudo foi compreender como a qualidade química e a quantidade de resíduos adicionados na superfície do solo afetam a decomposição e estabilização do C no solo.

2.3. MATERIAL E MÉTODOS

2.3.1. Características do local

O experimento foi conduzido na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) (29° 42' 52" S, 53° 42' 26" W, com 95 m de altitude), no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. O clima é classificado como subtropical úmido (tipo Cfa2 na classificação de Köppen) com precipitação anual média de 1660 mm e temperatura média do ar variando de 14 °C em junho a 25 °C em janeiro. A temperatura do ar e precipitação foram obtidas a partir de uma estação meteorológica automática localizada a 1,6 km do local. O solo da área é classificado como Typic Paleudalf (Soil Survey Staff, 2010) e apresentava as seguintes características na camada 0-10 cm: 110 g kg⁻¹ argila, 261 g kg⁻¹ silte, 630 g kg⁻¹ areia, pH_{água} 4,8, P extraído por Mehlich 33,1 mg kg⁻¹, K extraído por Mehlich 66,0 mg kg⁻¹, C total 9,2 g kg⁻¹, N total 0,85 g kg⁻¹ e densidade 1,60 g cm⁻³. A área estava sendo manejada sob SPD e o último cultivo foi o de trigo (*Triticum aestivum* L.) e ervilhaca (*Vicia sativa* L.). Antes da instalação do experimento, os resíduos culturais presentes na superfície do solo foram removidos de forma manual.

2.3.2. Resíduos culturais

Os resíduos culturais (folhas + talos) utilizados neste estudo foram das culturas de trigo (*Triticum aestivum* L.), ervilhaca (*Vicia sativa* L.), soja (*Glycine max*) e sorgo (*Sorghum bicolor*) marcados com ¹³C em casa de vegetação. Além das plantas marcadas, foram cultivadas plantas de trigo, ervilhaca, soja e sorgo nas mesmas condições, porém sem o uso de ¹³C. A marcação das plantas foi realizada através da aplicação de pulsos de ¹³C-CO₂ durante o desenvolvimento das plantas e iniciou 15 dias após a germinação e foi realizada até o florescimento para ervilhaca e enchimento de grãos para as demais culturas, utilizando câmaras portáteis como descrito por Tahir et al., (2018).

Ao final do período de marcação foi realizada a coleta da parte aérea das plantas. As folhas, talos e grãos foram secos em estufa a temperatura de 45 °C até peso constante. Os resíduos secos foram manualmente picados em pedaços de aproximadamente 2 cm de comprimento e posteriormente armazenados em sacos plásticos até o momento da instalação do experimento. Uma subamostra foi seca em

estufa a 65 °C para determinar a matéria seca (MS). Uma segunda subamostra foi moída em moinho estacionário do tipo Willey para análise dos teores de fração solúvel (FS), celulose (CEL), hemicelulose (HEM) e lignina (LIG), usando o método de Van Soest (1963), conforme descrito por Redin et al., (2014). Uma terceira subamostra, seca a 65 °C, foi finamente moída em almofariz para análise dos teores de C e N total em analisador elementar (Flash EA 1112, Thermo Finnigan, Milan, Italy) e da abundância isotópica de ^{13}C em espectrômetro de massas de razão isotópica (Delta V Advantage, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany) acoplado a um analisador elementar (Flash 2000 IRMS, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany) do Laboratório de Análise Elementar e Isótopos Estáveis do Departamento de Solos da UFSM. As características químicas iniciais dos resíduos são apresentadas nas Tabela 1 e Tabela S1 – material suplementar.

2.3.3. Delineamento experimental

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado (DIC), com três repetições. Os tratamentos foram quatro resíduos culturais (trigo, ervilhaca, soja e sorgo) aplicados em duas quantidades (3 e 6 Mg ha⁻¹). Além desses, foi utilizado um tratamento com somente o solo, sem adição de resíduos. As unidades experimentais de cada tratamento foram montadas em cilindros de Policloreto de vinila (PVC) com 7,5 cm de diâmetro e 14 cm de altura, que foram inseridos no solo a uma profundidade de 10 cm. Para cada tratamento, foram montadas 9 unidades experimentais, divididas em três conjuntos, que correspondem às datas de avaliação (28, 140 e 280 dias). Os resíduos culturais compostos por folhas e talos, na proporção de 40:60% para trigo, 60:40% para ervilhaca e 50:50% para sorgo e soja, respectivamente, foram dispostos na superfície do solo dos cilindros de PVC, simulando o SPD. A proporção de folhas e talos foi determinada conforme produção de massa seca no momento da coleta das culturas.

Os resíduos das culturas de inverno – trigo e ervilhaca - foram adicionados no solo em dezembro de 2017 e os resíduos das culturas de verão - soja e sorgo - foram adicionados em abril de 2018. Os resíduos das culturas de verão marcados foram adicionados sobre resíduos remanescentes das culturas de inverno não marcados, os quais receberam os tratamentos na época correspondente (após 140 dias), conforme

a Fig. 1. Nos tratamentos com resíduos de inverno marcados, foram adicionados resíduos de verão não marcados, nas mesmas quantidades.

2.3.4. Avaliações

2.3.4.1. ^{13}C remanescente nos resíduos culturais

A quantidade de ^{13}C remanescente nos resíduos foi determinada aos 28, 140 e 280 dias após a adição dos resíduos no solo. Em cada data de avaliação, os resíduos foram coletados e secos em estufa a 65 °C para quantificação da matéria seca remanescente. As amostras secas de resíduo foram finamente moídas em almofariz para a análise do C total e da abundância isotópica de ^{13}C em analisador elementar (Flash 2000 IRMS, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany) acoplado a um espectrômetro de massa de razão isotópica (DELTA V Advantage, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany) do Laboratório de Análise Elementar e Isótopos Estáveis do Departamento de Solos da UFSM.

2.3.4.2. ^{13}C no solo

A quantidade de ^{13}C no solo (^{13}C novo) foi medida aos 28, 140 e 280 dias. Em cada avaliação, os cilindros de PVC foram coletados no campo e o solo foi removido do tubo, dividido em duas camadas (0-5 cm e 5-10 cm), homogeneizado e colocado em estufa de ar forçado a 50 °C até peso constante. Após seco, uma amostra do solo foi moída em moinho de bolas para análise do C total e da abundância isotópica de ^{13}C .

2.3.4.3. Fracionamento físico granulométrico da MOS

O fracionamento físico granulométrico da MOS foi realizado nas amostras de solo coletadas aos 28, 140 e 280 dias (conforme item 2.3.4.2), de acordo com Diochon et al. (2016). As amostras de solo foram separadas em duas frações, uma maior que 53 μm , que corresponde a fração MOP e outra menor que 53 μm , que corresponde a fração MOAM. Para isso, 20 g de solo foram adicionados em um frasco de vidro *snap cap* de 150 ml, com 20 pérolas de vidro (\varnothing 3 mm) e 100 ml de água destilada. As

amostras foram agitadas em mesa agitadora horizontal (120 oscilações por minuto) por um período de 16 horas, a fim de destruir os agregados e dispersar os minerais de silte e argila. Após a agitação, as amostras de solo foram passadas por uma peneira de malha de 53 μm . A fração que passou pela peneira ($< 53 \mu\text{m}$) foi acondicionada em recipiente previamente pesado e colocada em estufa de secagem a 60 °C. Posteriormente, as amostras foram pesadas, homogeneizadas e moídas em almofariz para a determinação dos teores de C total e abundância isotópica de ^{13}C . A determinação do C e ^{13}C da fração MOP foi realizada pela diferença entre o C e ^{13}C medido no solo integral pelo medido na fração MOAM.

2.3.4.4. Umidade e temperatura do solo

A umidade e temperatura do solo foi medida em microparcelas instaladas adjacentes aos cilindros de PVC, com as quantidades de resíduos equivalentes aos tratamentos (3 e 6 Mg ha^{-1}). A umidade do solo ($\text{cm}^{-3} \text{ cm}^{-3}$) foi determinada através de sensores FDR (frequency domain reflectometry) (modelo CS616-L, Campbell Scientific, Logan, Utah, USA) acoplados a um data logger (CR1000, Campbell Scientific, Logan, Utah, USA). Os sensores FDR foram inseridos horizontalmente no solo a 2,5 cm de profundidade, representando a camada 0-5 cm e a 7,5 cm de profundidade, representando a camada 5-10 cm, com 3 repetições em cada tratamento e leituras realizadas a cada 5 minutos. Os sensores de temperatura (°C), do tipo T, foram instalados a 2,5 e 7,5 cm de profundidade no solo, com três repetições e tempo de leitura semelhante aos sensores de umidade do solo.

2.3.4.5. Cálculos e análise estatística

A quantidade de ^{13}C recuperada no solo, nas frações da MOS e nos resíduos remanescentes foi calculada pela seguinte equação:

$$^{13}\text{C}(\text{solo}, \text{fração}, \text{resíduo}) = C(\text{solo}, \text{fração}, \text{resíduo}) \times Q^{13}\text{C} / ^{13}\text{C}_{\text{resíduo}} \quad (1)$$

onde, ^{13}C é a quantidade de ^{13}C proveniente dos resíduos recuperada no solo, fração ou resíduo remanescente (g), C é a quantidade de C no solo, fração ou resíduo remanescente (g); $Q^{13}\text{C}$ é a quantidade de ^{13}C no solo, fração ou resíduo

remanescente (g) e $^{13}\text{C}_{\text{resíduo}}$ é a quantidade de ^{13}C adicionada com os resíduos marcados no solo (g).

A quantidade de ^{13}C no solo foi calculada pela soma das camadas de solo, 0-5 e 5-10 cm de profundidade. A quantidade de C dos resíduos que foi recuperada no solo, frações e resíduos remanescentes foi expressa em porcentagem da quantidade de ^{13}C adicionada no início do experimento.

O ^{13}C remanescente nos resíduos ao longo do tempo também foi descrito com uma equação simples de um compartimento, de acordo com Plante e Parton (2007):

$$C_{\text{remanescente}} = C_0 e^{-kt} \quad (2)$$

onde C remanescente é a massa do C restante (% adicionada), C_0 é a % de C no resíduo no tempo 0 (% adicionada), k é a constante da taxa de degradação (dia^{-1}) e t é o tempo (dias).

O tempo de meia vida ($t_{1/2}$) dos resíduos, que corresponde ao tempo necessário para degradar metade da quantidade inicial de resíduos, foi calculado a partir de k , segundo Plante e Parton (2007).

Os resultados de ^{13}C remanescente nos resíduos, ^{13}C no solo e ^{13}C nas frações físicas granulométricas da MOS foram submetidos à análise de variância e foi testada a interação entre qualidade química e quantidade de resíduos culturais. As médias de todos os tratamentos foram comparadas entre si utilizando o teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro. Para o fator qualidade, não se realizou a comparação de resíduos de inverno x verão, apenas entre os resíduos de mesma estação. Os dados foram analisados utilizando o programa estatístico SISVAR (Ferreira, 2011).

Ao longo dos resultados e discussão, iremos tratar os resíduos de trigo e ervilhaca como “resíduos de inverno” e os resíduos de soja e sorgo como “resíduos de verão”.

2.4. RESULTADOS

2.4.1. Condições ambientais e solo

A precipitação cumulativa durante o período experimental (420 dias) foi de 2073 mm, distribuída em 122 eventos e a temperatura média do ar variou de 15,9 a 26 °C

(Fig. 2a). A temperatura e umidade do solo nas camadas 0-5 e 5-10 cm do solo variaram conforme os tratamentos e ao longo do período de experimento (Fig. 2b, c, d, e). Durante os primeiros 140 dias de avaliação, a temperatura e umidade do solo na camada 0-5 cm variaram de 19,3 a 34,2 °C e de 0,11 a 0,35 cm³ cm⁻³, respectivamente (Fig. 2b, c, d, e). Na camada 5-10 cm, as variações na temperatura e umidade foram de 20,3 a 34,0 °C e de 0,17 a 0,27 cm³ cm⁻³, respectivamente (Fig. S1b, c, d, e - material suplementar). Após a adição dos resíduos de verão (após 140 dias), a temperatura e umidade do solo, na camada 0-5 cm, variaram de 9,1 a 26,5 °C e de 0,16 a 0,34 cm³ cm⁻³, respectivamente (Fig. 2b, c, d, e). Na camada 5-10 cm, a variação na temperatura e umidade foi menor, de 10,3 a 26,1 °C e de 0,19 a 0,27, respectivamente (Fig. S1b, c, d, e - material suplementar). O conteúdo de água no solo na camada 0-5 cm aos 150 dias foi 10,5% maior com adição de 6 Mg ha⁻¹ de resíduos no sistema ervilhaca/sorgo, comparada a adição de 3 Mg ha⁻¹ (Fig. 2c). As maiores diferenças foram observadas logo após a adição dos resíduos na superfície do solo, quando o mulch formado era ainda espesso e também em períodos de baixa precipitação (ex. acumulado de 75,4 mm entre 150-180 dias) (Fig. 2b, c).

2.4.2. ¹³C remanescente nos resíduos

De modo geral, o ¹³C remanescente nos resíduos diferiu significativamente com a qualidade dos resíduos em todas as datas avaliadas (Tabela S2 - material suplementar). A quantidade desses resíduos não influenciou significativamente a decomposição em nenhuma data avaliada (Tabela S2 - material suplementar). O ¹³C remanescente nos resíduos de ervilhaca e trigo aos 28 dias, foi de 44,2 e 96,4% do ¹³C adicionado, respectivamente (Fig. 3a). Aos 280 dias, apenas 1,2% do ¹³C adicionado permanecia nos resíduos de ervilhaca, enquanto 42,6% do ¹³C adicionado permaneciam nos resíduos de trigo. A interação entre qualidade química e quantidade dos resíduos influenciou significativamente a taxa de decomposição *k* (Tabela S4 - material suplementar). Para o resíduo de ervilhaca, o maior *k* ocorreu com a quantidade de 6 Mg ha⁻¹ em relação a 3 Mg ha⁻¹. Para o trigo, a quantidade de resíduos não afetou o *k* (Tabela 2).

Nos resíduos de verão, o ¹³C remanescente diferiu significativamente com a qualidade dos resíduos aos 28 e 140 dias (Tabela S2 - material suplementar). O ¹³C remanescente nos resíduos de soja foi de 54,2 e 46,0% e nos resíduos de sorgo foi

de 78,1 e 62,7% do ^{13}C adicionado, ao 28 e 140 dias, respectivamente (Fig. 3b). Aos 280 dias, o ^{13}C remanescente diferiu entre os tratamentos, com interação significativa entre qualidade química e quantidade de resíduos (Tabela S2 - material suplementar). O ^{13}C remanescente no resíduo de soja foi de 27,4% do ^{13}C adicionado, na média das quantidades. Com o resíduo de sorgo, a quantidade de 3 Mg ha⁻¹ apresentava 24,0% do ^{13}C adicionado, enquanto a quantidade de 6 Mg ha⁻¹ apresentava 42,5% do ^{13}C adicionado (Fig. 3b). Da mesma forma, o k foi influenciado significativamente pela interação entre quantidade e qualidade química de resíduos (Tabela S4 - material suplementar). Para a soja, o k foi maior com a quantidade de 6 Mg ha⁻¹ e menor com a de 3 Mg ha⁻¹. Contrariamente, para o sorgo o k foi maior com 3 Mg ha⁻¹ e menor com 6 Mg ha⁻¹ (Tabela 2).

2.4.3. ^{13}C no solo integral

A dinâmica do ^{13}C dos resíduos encontrado no solo integral foi variável conforme os tratamentos ao longo do tempo. De modo geral, ao final do experimento 88 e 77,7% do ^{13}C adicionado com os resíduos de inverno e verão, respectivamente, se concentrou na camada 0-5 cm do solo. Observou-se, que a quantidade de ^{13}C no solo aumentou com o avanço da decomposição dos resíduos culturais (Fig. 4a). Somente o efeito isolado da qualidade química e quantidade de resíduos de inverno foi observado sobre o acúmulo de ^{13}C no solo até os 140 dias (Tabela S2 - material suplementar). Aos 28 dias, o resíduo de ervilhaca contribuiu 2,6 vezes mais para o ^{13}C do solo do que o resíduo de trigo, com 10,7 e 4,1% do ^{13}C adicionado, respectivamente (Fig. 4a). Nesse período, a quantidade de ^{13}C no solo com 3 Mg ha⁻¹, foi de 8,0% do ^{13}C adicionado e com 6 Mg ha⁻¹, foi de apenas 6,8% do ^{13}C adicionado (Fig. 4a). Aos 280 dias, ocorreu interação entre qualidade química e quantidade de resíduos sobre acúmulo de ^{13}C no solo (Tabela S2 - material suplementar). O resíduo de ervilhaca contribuiu com 14,0% do ^{13}C adicionado, na média de 3 e 6 Mg ha⁻¹, para o acúmulo de ^{13}C no solo (Fig. 4a). A quantidade de 3 Mg ha⁻¹ de resíduos de trigo promoveu, proporcionalmente, maior acúmulo de ^{13}C no solo comparado a quantidade de 6 Mg ha⁻¹ (13,6 x 9,0% do ^{13}C adicionado) (Fig. 4a). Quando avaliado em termos absolutos (g m⁻²), observou-se que a interação entre a qualidade química e quantidade afetou o ^{13}C no solo em todas as datas avaliadas (Tabela S3 – material suplementar). Aos 280 dias, com o resíduo de ervilhaca na quantidade de 6 Mg ha⁻¹ foi encontrado

41,3 g m⁻² de ¹³C no solo e com 3 Mg ha⁻¹, apenas 17,6 g m⁻². Da mesma forma, com o resíduo de trigo na quantidade de 6 Mg ha⁻¹ foi medido 25,5 g m⁻² de ¹³C no solo e com 3 Mg ha⁻¹, 19,3 g m⁻² (Fig. 4d).

Com os resíduos de verão, o ¹³C encontrado no solo variou, na fase inicial, somente com a qualidade dos resíduos (Tabela S2 - material suplementar). Aos 28 dias, maior contribuição para o ¹³C no solo ocorreu com o resíduo de soja, com 8.6% do ¹³C adicionado, do que com o resíduo de sorgo, com 4.2% do ¹³C adicionado (Fig. 5a). Aos 280 dias, o resíduo de sorgo apresentou maior acúmulo de ¹³C no solo em relação à soja (14,9 x 14,0% do ¹³C adicionado) (Fig. 5a). Quando comparada as quantidades de resíduos, a adição de 3 Mg ha⁻¹ de resíduos contribuiu com 14,5% do ¹³C adicionado, enquanto que a quantidade de 6 Mg ha⁻¹ contribuiu com 13,4% do ¹³C adicionado (Fig. 5a). Em termos absolutos (g m⁻²), houve interação significativa entre qualidade química e quantidade de resíduos, aos 28 e 140 dias (Tabela S3 – material suplementar). Aos 28 dias, com ambos os resíduos, a adição de maiores quantidades de resíduos resultou em maior acúmulo de ¹³C no solo (soja: 26,2 x 13,4; sorgo: 12,1 x 7,1 g m⁻², para 6 e 3 Mg ha⁻¹, respectivamente) (Fig. 5d). Aos 280 dias, o ¹³C no solo diferiu significativamente entre qualidade química e quantidade de resíduos. Novamente, a adição de maiores quantidades de resíduos levou a maior acúmulo de ¹³C no solo (42,9 x 23,3 g m⁻², para 6 e 3 Mg ha⁻¹, respectivamente). O resíduo de sorgo acumulou 1,8 g m⁻² a mais de ¹³C no solo comparado à soja (34 x 32,2 g m⁻²) (Fig. 5d).

2.4.4. ¹³C nas frações da MOS

A adição de diferentes quantidades de resíduos de inverno contribuiu para a formação da MOS. Com o resíduo de ervilhaca, 46,5 e 44,4% do ¹³C no solo foi encontrado, respectivamente, na MOP e MOAM e com o resíduo de trigo, 40,4% e 59,6% do ¹³C no solo estava na MOP e MOAM, respectivamente, na média de 3 e 6 Mg ha⁻¹ (Fig. 4b e 4c).

O ¹³C acumulado na fração MOP diferiu significativamente com a qualidade química e quantidade de resíduos, aos 28 e 140 dias (Tabela S2 - material suplementar). Ao final de 280 dias, houve interação significativa entre qualidade química e quantidade (Tabela S2 - material suplementar). Nesta data, a adição de 3 Mg ha⁻¹ de resíduo de trigo contribuiu mais para o ¹³C na MOP comparado a adição

de 6 Mg ha⁻¹, com 8,5 e 5,3% do ¹³C adicionado, respectivamente (Fig. 4b). Com o resíduo de ervilhaca, a quantidade de resíduos não afetou o ¹³C encontrado na MOP, com média de 6,5% do ¹³C adicionado (Fig. 4b). Em termos absolutos, a quantidade de ¹³C na MOP diferiu com interação significativa entre qualidade química e quantidade de resíduos aos 140 e 280 dias (Tabela S3 – material suplementar). De modo geral, com os resíduos de ervilhaca a quantidade de ¹³C aumentou com o aumento da quantidade de resíduos (Fig. 4e). Aos 280 dias, com a quantidade de 3 Mg ha⁻¹ foi encontrado 8,3 g m⁻² de ¹³C e com 6 Mg ha⁻¹ atingiu 19,1 g m⁻² de ¹³C. Por outro lado, a adição de diferentes quantidades de resíduos de trigo não influenciou o ¹³C na MOP, com contribuição média de 13,4 g m⁻², ao final do experimento (Fig. 4e).

O acúmulo de ¹³C na fração MOAM diferiu entre qualidade química e quantidade de resíduos em todas as datas avaliadas (Tabela S2 - material suplementar). Com o decorrer do experimento, a quantidade de ¹³C estabilizada nos minerais aumentou, com maior contribuição com os resíduos de ervilhaca comparado aos do trigo (6,4 x 4,6% do ¹³C adicionado) e maior contribuição com a quantidade de 3 Mg ha⁻¹ de resíduo do que de 6 Mg ha⁻¹ (6,1 x 4,9% do ¹³C adicionado), aos 280 dias (Fig. 4c). Em termos absolutos, houve interação significativa entre qualidade química e quantidade em todas as datas avaliadas (Tabela S3 – material suplementar). Aos 280 dias, a adição de 6 Mg ha⁻¹ de ervilhaca acumulou 81,5% mais ¹³C na MOAM do que a adição de 3 Mg ha⁻¹ (16,7 x 9,2 g m⁻²). No mesmo período, com o resíduo de trigo a quantidade de 6 Mg ha⁻¹ contribuiu com 10,3 g m⁻² de ¹³C e a quantidade de 3 Mg ha⁻¹ com 7,8 g m⁻² de ¹³C (Fig. 4f).

Contrário ao observado com os resíduos de inverno, a adição de resíduos culturais de verão levou a maior acúmulo de ¹³C, proporcionalmente, na fração MOP do que na MOAM (Fig. 5a, b, c). Cerca de 67,9% do ¹³C no solo proveniente do resíduo de soja foi medido na fração MOP e 33,7% na fração MOAM e aproximadamente 69,8% do ¹³C no solo proveniente do resíduo de sorgo foi encontrado na MOP e 26,3% na MOAM, ao final das avaliações, na média das quantidades de resíduos (Fig. 5b e 5c).

O acúmulo de ¹³C na fração MOP variou conforme a qualidade química e quantidade de resíduos em grande parte do estudo (Tabela S2 - material suplementar). Aos 28 dias, maior contribuição para o ¹³C ocorreu com o resíduo de soja, com 4,3% do ¹³C adicionado e menor com resíduo de sorgo, com 2,7% do ¹³C adicionado (Tabela S2 - material suplementar e Fig. 5b). Aos 280 dias, o ¹³C na fração

MOP diferiu significativamente somente entre as quantidades de resíduos (Tabela S2 - material suplementar). Com a adição de 3 Mg ha⁻¹ de resíduos foi encontrado 10,4% do ¹³C adicionado na MOP, enquanto com 6 Mg ha⁻¹ foi encontrado 9,0% do ¹³C adicionado (Fig. 5b). Em termos absolutos, a quantidade de ¹³C na MOP variou de acordo com a qualidade química e quantidade de resíduos aos 28 dias e somente com a quantidade aos 280 dias, quando a adição de 6 Mg ha⁻¹ de resíduos resultou em 27,9 g m⁻² de ¹³C e de 3 Mg ha⁻¹ em 16,0 g m⁻² de ¹³C na MOP (Tabela S3 – material suplementar e Fig. 5e).

Por outro lado, o ¹³C na fração MOAM diferiu somente entre a qualidade química dos resíduos em grande parte das avaliações (Tabela S2 - material suplementar). Aos 28 dias, o resíduo de soja contribuiu aproximadamente 3 vezes mais na estabilização de ¹³C na fração do que o resíduo de sorgo (4,3 x 1,4% do ¹³C adicionado) (Fig. 5c). Com o decorrer do tempo, o percentual de ¹³C adicionado com o resíduo de soja na MOAM se manteve estável, sendo de 4,6%, aos 280 dias. No mesmo período, a contribuição do resíduo de sorgo foi de 3,5% do ¹³C adicionado (Fig. 5c). Em termos absolutos, ocorreu interação significativa entre qualidade química e quantidade aos 28 e 140 dias e efeito isolado dos fatores aos 280 dias (Tabela S3 – material suplementar). Aos 280 dias, com o resíduo de soja foi encontrado 10,7 g m⁻² de ¹³C e com o resíduo de sorgo 8,5 g m⁻² de ¹³C na MOAM. A quantidade de ¹³C com 6 Mg ha⁻¹ foi aproximadamente o dobro daquela medida com 3 Mg ha⁻¹ de resíduos (13,1 x 6,0 g m⁻²) (Fig. 5f).

2.4.5. Eficiência de estabilização do ¹³C no solo

A eficiência de estabilização de ¹³C na MOAM com os resíduos (trigo, ervilhaca, soja e sorgo), ou seja, a quantidade de ¹³C encontrada na fração MOAM em relação ao que foi liberado dos resíduos variou com qualidade e quantidade de resíduos com interação significativa, em grande parte do estudo. Aos 280 dias, a adição de 3 Mg ha⁻¹ de resíduos de trigo foi mais eficiente em estabilizar ¹³C na MOAM em relação a 6 Mg ha⁻¹ (Fig. 6). Para os resíduos de ervilhaca e soja, a quantidade de resíduos não afetou a eficiência de estabilização de ¹³C. Com o resíduo de sorgo, a quantidade de 6 Mg ha⁻¹ foi mais eficiente em estabilizar ¹³C na MOAM por unidade de ¹³C liberada, do que a quantidade de 3 Mg ha⁻¹ (Fig. 6). A adição de 3 Mg ha⁻¹ de resíduos levou a maior eficiência de estabilização de ¹³C com resíduo de trigo, seguido de ervilhaca e

soja, que não diferiram entre si, e menor com o sorgo. Por outro lado, a adição de 6 Mg ha⁻¹ de resíduos não influenciou a eficiência de estabilização de ¹³C na fração MOAM, ao final do experimento (Fig. 6).

2.5. DISCUSSÃO

2.5.1. Efeito da qualidade química e quantidade de resíduos na decomposição

De modo geral, os resultados obtidos em nosso estudo confirmaram a primeira hipótese, a qual assumia que a decomposição dos resíduos culturais de alta qualidade (maior fração solúvel e N), como os de ervilhaca e soja, seria maior comparado aos resíduos de baixa qualidade (menor fração solúvel e N), como os de trigo e sorgo, corroborando com estudos prévios (Chaves et al., 2021; Schmatz et al., 2017; Schmatz et al., 2020; Weiler et al., 2019).

Via de regra, a decomposição dos resíduos culturais em nosso estudo obedeceu a uma dinâmica padrão, com uma fase inicial de rápida decomposição, seguida de uma fase mais lenta e estável. A decomposição dos resíduos foi marcada por uma forte influência da qualidade dos resíduos, que é explicada pela composição química (Tabela 1). Os resíduos de ervilhaca e soja são ricos em fração solúvel e N, os quais foram rapidamente degradados e metabolizados pelos microrganismos do solo (Cotrufo et al., 2013; Redin et al., 2014). Isso, aliado às condições de umidade e temperatura, resultaram em uma alta e rápida taxa de decomposição da ervilhaca aos 28 dias. Por outro lado, resíduos de baixa qualidade, como de trigo e sorgo, apresentam menor fração solúvel e concentrações mais elevadas de compostos resistentes à degradação, o que pode levar a decomposição mais lenta (Stewart et al., 2015). Somado a isso, a menor quantidade de N presente nos resíduos de baixa qualidade pode ter restringido a decomposição. Segundo alguns autores, a relação C/N do substrato pode ser fator limitante para o crescimento microbiano e assim influenciar o processo de decomposição (Hadas et al., 2004; Kumar et al., 2018).

Com o decorrer do experimento, se observou que a decomposição dos resíduos de baixa qualidade, com destaque ao de sorgo, passou a ser mais intensa. Esse comportamento pode estar atrelado à exaustão de compostos lábeis na fase inicial de decomposição e a condição de baixas temperaturas observadas até os 140 dias após a adição do resíduo de sorgo, que podem ter retardado a atividade dos

microrganismos decompositores (Aita e Giacomini, 2003; Petraglia et al., 2019; Redin et al., 2014). A partir dos 140 dias, se observou o incremento das temperaturas, que combinado à condição de umidade, favoreceram a atividade dos microrganismos e a decomposição do resíduo de sorgo. Segundo Iqbal et al. (2015) e Gregorich et al. (2017) tal condição favorece o crescimento e desenvolvimento de microrganismos decompositores e o aumento da decomposição.

De modo geral, a quantidade de resíduos não afetou a decomposição dos resíduos de inverno e verão em nosso estudo, corroborando com a nossa primeira hipótese. Esse resultado vai ao encontro de estudos já desenvolvidos em clima subtropical que avaliaram a decomposição de diferentes quantidades de resíduos, como de Dietrich et al. (2019) com cana-de-açúcar ($4-12 \text{ Mg ha}^{-1}$), Acosta et al. (2014) com nabo-forrageiro, ervilhaca e aveia ($3-9 \text{ Mg ha}^{-1}$) e Schmatz et al. (2020), com trigo e ervilhaca ($3-9 \text{ Mg ha}^{-1}$), os quais não encontraram diferenças nas taxas de decomposição em função do aumento da quantidade de resíduos. Dietrich et al. (2019), afirmam que maiores quantidades de resíduos (mulch mais espesso) formam um gradiente de umidade dentro do mulch, sendo mais úmido próximo ao solo e mais seco quando mais distante. Essa condição de umidade pode favorecer a decomposição de maiores quantidades de resíduo que são mantidas na superfície do solo e assim compensar o efeito do aumento da quantidade de resíduos sobre a decomposição. Em nosso estudo, nós acompanhamos a umidade do solo ao longo do experimento e percebemos diferenças pontuais em função do aumento da quantidade de resíduos depositada na superfície do solo. Tal resultado, aliado ao gradiente de umidade que se formou no mulch no estudo de Dietrich et al. (2019), pode justificar a ausência de diferenças na decomposição entre mulchs com diferentes quantidades de resíduos na superfície do solo.

2.5.2. Efeito da qualidade química e quantidade de resíduos no ^{13}C do solo integral

Os resultados obtidos em nosso estudo mostraram que grande parte do C adicionado com os resíduos culturais se concentrou nos primeiros 5 cm de profundidade do solo (>82%). A maior quantidade de C nesta camada de solo se deve à adição dos resíduos culturais na superfície do solo sob SPD, sem incorporação

mecânica no solo, o que propicia o acúmulo do C nas camadas superficiais (Carmo et al., 2012; Conceição et al., 2013; Rodrigues et al., 2021).

Assim como na decomposição dos resíduos, a qualidade química impactou a quantidade de C proveniente dos resíduos no solo. Os resíduos culturais de alta qualidade, apresentaram maior decomposição e contribuíram mais no acúmulo de C no solo em grande parte do estudo (% C adicionado). Esse resultado está de acordo com Schmatz et al. (2017), que observaram que no curto prazo, resíduos de alta qualidade adicionam maior quantidade de C no solo, comparado a resíduos de baixa qualidade. Ainda, estudos utilizando resíduos culturais enriquecidos com ^{13}C e ^{15}N têm indicado que materiais lábeis, como folhas em estágio inicial de decomposição, contribuem mais para o acúmulo de C e N no solo (Bird et al., 2008; Rubino et al., 2010; Cotrufo et al., 2022). Relacionado a isso, uma menor decomposição e contribuição para o C do solo por resíduos de baixa qualidade se deve ao menor suprimento de N presente nesses resíduos, que limita sua decomposição e por consequência sua contribuição para o acúmulo de C do solo (Schmatz et al., 2017).

Apesar disso, se observou que a adição de resíduos culturais de sorgo apresentou maior contribuição para o acúmulo de C no solo do que o resíduo de soja, ao final do experimento. Algumas razões para esse comportamento podem ser destacadas. As condições ambientais, que a partir dos 140 dias se tornaram favoráveis à decomposição do resíduo de sorgo (maior temperatura e umidade do solo). Grande parte do ^{13}C adicionado com o resíduo de soja deve ter sido mineralizada e perdida na forma de CO_2 , principalmente na fase inicial de decomposição (Gezahegn et al., 2016). O resíduo de soja apresentava elevado teor de lignina (3 vezes mais que o sorgo), um composto de difícil degradação pelos microrganismos, que pode ter se acumulado na superfície do solo. De acordo com Yanni et al. (2011), a lignina presente nos resíduos culturais pode limitar o processo de decomposição, principalmente pela necessidade de enzimas extracelulares específicas, capazes de degradar esse tipo de composto (Cotrufo et al., 2013). O resíduo de trigo que estava abaixo do resíduo de soja, (cerca de 59% do ^{13}C adicionado no mulch de 6 Mg ha^{-1} , aos 140 dias) que pode ter afetado o destino do C que foi liberado dos resíduos de soja, uma vez que o resíduo de soja apresentou maior decomposição, porém não contribuiu proporcionalmente para o acúmulo de C no solo, comparado ao sorgo. Segundo Marschner et al. (2015), a quantidade de um determinado resíduo cultural anteriormente adicionado pode influenciar o efeito

legacy, modificando a decomposição e liberação de nutrientes do segundo resíduo adicionado.

O efeito da quantidade de resíduos sobre o acúmulo de C no solo foi evidenciado em boa parte do experimento, contrariando parcialmente nossa segunda hipótese. Nós observamos que o aumento da quantidade de resíduos levou ao aumento na quantidade de C no solo, em termos absolutos (g m^{-2}). Carrington et al. (2012), afirmam que a quantidade de C acumulada no solo, combinada com mecanismos de proteção física e química que governam o armazenamento de C a longo prazo, podem controlar a estabilização de C no solo. Por outro lado, quando se observa a contribuição dos resíduos em relação à quantidade adicionada inicialmente (% C adicionado), esse comportamento não se repete (Fig. 4a e 5a). Conforme foi observado em nosso estudo, o aumento da quantidade de resíduos não levou ao aumento proporcional no acúmulo de C no solo. Esse aspecto foi também relatado por Shahbaz et al. (2017), que não observaram aumento proporcional na quantidade de C no solo com o aumento da taxa de adição de resíduos. Apesar disso, é importante ressaltar que a adição de maiores quantidades de resíduos na superfície do solo promove a proteção física do solo e o aumento dos estoques de C ao longo do tempo (Mitchell et al., 2018).

2.5.3. Efeito da qualidade química e quantidade de resíduos no ^{13}C nas frações da MOS

A quantidade de ^{13}C nas frações físicas granulométricas da MOS foi afetada de forma dinâmica pela qualidade química e quantidade de resíduos ao longo das avaliações. Em geral, a quantidade de ^{13}C na fração MOP foi afetada pela qualidade dos resíduos em todo período avaliado, confirmando nossa segunda hipótese. A fração MOP é uma fração sensível, que responde rápido a mudanças de manejo, comparado a fração mais estável da MOS (Gartzia- Bengoetxea et al., 2009; Six et al., 2000). Nessa fração se concentram os resíduos culturais parcialmente decompostos, sendo rica em compostos estruturais de plantas (Haddix et al., 2020). A persistência do C na fração MOP pode ser controlada pela proteção física em agregados (Tisdall e Oades, 1982) e também pela inibição microbiana à decomposição (Cotrufo et al., 2019).

Na primeira etapa de nosso estudo, o resíduo de ervilhaca teve grande importância para o C da MOP, principalmente até os 140 dias. Após esse período, que coincidiu com a adição do segundo resíduo, nós observamos que o resíduo de trigo passou a contribuir mais expressivamente, semelhante à ervilhaca, para o C da fração MOP. Esse resultado pode estar relacionado ao suprimento de N, proveniente da decomposição da soja, que pode ter estimulado os microrganismos do solo a decompor o resíduo de trigo que se encontrava abaixo da soja (Liu et al., 2006). A partir da adição dos resíduos de verão, observou-se que nos primeiros 28 dias, a soja acumulou mais C na MOP. Isso se deve a rápida degradação das frações lábeis dos resíduos culturais, permanecendo no solo apenas compostos de difícil degradação, como lignina e polifenóis (Paul e Clark, 1996). O resíduo de sorgo, por sua vez, pode ter sofrido maior influência das condições ambientais. Durante o período de avaliação dos resíduos de verão, foram observados eventos de precipitação frequentes e intensos, com temperaturas baixas (acumulado de 657 mm e média de 15°C, até os 140 dias). A ocorrência de precipitações frequentes pode levar a maior transferência de compostos solúveis presentes nos resíduos para o solo (Thiébeau et al., 2021) e baixas temperaturas podem retardar a atividade dos microrganismos (Petraglia et al., 2019), acarretando em menor proporção de C liberado sendo estabilizada no solo, restando na superfície apenas resíduos parcialmente decompostos que formam a fração MOP (Gregorich et al., 2017).

Dessa forma, essas evidências mostram que além de adicionar C via compostos solúveis, os resíduos de alta qualidade também colaboram de forma efetiva na formação da fração MOP através da transferência de partículas dos resíduos para o solo (Cotrufo et al., 2015; Magid e Kjærsgaard, 2001). Os resíduos de alta qualidade, como de ervilhaca e soja, apresentam maior liberação de compostos solúveis nas fases iniciais de decomposição, restando na superfície do solo materiais de difícil degradação, que se acumulam e podem passar a contribuir para o C da MOP (Cotrufo et al., 2015). Os resíduos de trigo e sorgo, formados por menores quantidades de fração solúvel, apresentaram em nosso estudo uma contribuição crescente ao longo do tempo para o C da fração MOP. Esse resultado se deve a lenta decomposição de compostos recalcitrantes presentes nos resíduos e posterior transferência para o solo (Cotrufo et al., 2015; Fulton-Smith e Cotrufo, 2019).

A quantidade de resíduos teve menor efeito sobre o acúmulo de C na fração MOP ao longo do experimento. Esse resultado está relacionado ao processo de

decomposição das diferentes quantidades de resíduos mantidas na superfície do solo. Estudos têm demonstrado que a quantidade de resíduos não afeta a taxa de decomposição (Dietrich et al., 2019; Schmatz et al., 2020; Willians et al., 2018). Apesar disso, nós observamos influência pontual da quantidade de resíduos (% C adicionado), com maior contribuição quando menores quantidades de resíduos são mantidas no solo. Shahbaz et al. (2017), também observaram que o menor nível de adição de resíduos promoveu maior acúmulo de C nos macro (>250 μm) e microagregados (53-250 μm), respectivamente.

Os efeitos da qualidade química e quantidade de resíduos modificaram o acúmulo de C na fração MOAM em todo período de avaliações, confirmando parcialmente nossa segunda hipótese. Os resíduos de alta qualidade, como da ervilhaca e da soja, tiveram importante participação na estabilização de C na fração MOAM. Diversos estudos já relataram o efeito da qualidade química sobre o acúmulo de C na fração MOAM (Cotrufo et al., 2015; Haddix et al., 2020; Rodrigues et al., 2022; Veloso et al., 2019). Nós encontramos um efeito positivo da adição de resíduos de alta qualidade sobre o acúmulo de C na fração MOAM, o que corrobora, em partes, com a proposta de Eficiência Microbiana-Matrix de Estabilização (MEMS) de Cotrufo et al. (2013), que afirma que compostos lábeis, como os presentes em resíduos com maior fração solúvel podem ser os principais precursores da MOS estável.

A entrada do C derivado dos resíduos mantidos no solo ocorre inicialmente via C orgânico dissolvido e na sequência com a transferência física dos componentes estruturais, como lignina e hemicelulose (Cotrufo et al., 2015). Os compostos solúveis, principalmente os ricos em N, podem contribuir para a formação de associações organo-minerais ou organo-orgânica (coprecipitação) (Possinger et al., 2020; Vidal et al., 2018; Vogel et al., 2014; Witzgall et al., 2021), devido a esses possuírem alta afinidade por superfícies minerais (Sollins et al., 2006), ficando protegidos da mineralização. Portanto, a entrada de compostos solúveis presentes nos resíduos de alta qualidade para o solo, provavelmente, contribuiu para o armazenamento de C a longo prazo, principalmente no início do processo de decomposição (Mitchell et al., 2018).

Por outro lado, os resíduos de baixa qualidade, como de trigo e sorgo, apresentaram decomposição mais lenta e contribuíram menos para o acúmulo de C na fração MOAM. Segundo a literatura, compostos lábeis, presentes principalmente em resíduos de alta qualidade, apresentam alta formação de MOAM, enquanto

compostos recalcitrantes, como os presentes em resíduos de baixa qualidade, são responsáveis por formar mais MOP (Castellano et al., 2015; Cotrufo et al., 2013; Fulton-Smith e Cotrufo, 2019).

O efeito da quantidade de resíduos mantida na superfície do solo sobre a fração MOA foi percebido em todo período de avaliações, sobretudo com os resíduos de inverno. A quantidade de resíduos afeta o contato dos resíduos com o solo, o que somado a condições de umidade e disponibilidade de nutrientes, possibilita a formação de ambiente favorável para o crescimento de microrganismos decompositores (Iqbal et al., 2013). Nesse sentido, observamos que a adição de menores quantidades de resíduos contribuiu mais para o C na fração MOAM (% C adicionado). Uma possível explicação para isso foi apresentada por Shahbaz et al. (2017), que observaram que no curto prazo, a adição de maiores quantidades de resíduos reduz a proteção física do C dos resíduos e pode aumentar a mineralização extra da MOS (efeito priming), assim reduzindo a eficiência de estabilização. Por outro lado, a adição de menores quantidades de resíduos resulta em maior proteção física do C dos resíduos, reduzindo o efeito priming e promovendo maior eficiência de estabilização. Embora isso, em termos absolutos (g m^{-2}), a maior adição resíduos promoveu maior acúmulo de C na fração MOAM, respondendo de forma linear ao aumento de C adicionado via resíduos, conforme relatado por Mitchell et al. (2018), von Haden et al. (2019) e outros autores.

2.5.4. Efeito da qualidade química e quantidade de resíduos na eficiência de estabilização do ^{13}C no solo

Embora os resíduos de alta qualidade tenham apresentado maior decomposição e acúmulo de C na MOAM, sua eficiência de estabilização do ^{13}C na MOAM ($^{13}\text{C}\text{-MOAM g m}^{-2} / ^{13}\text{C}\text{-liberado g m}^{-2}$) foi menor em relação aos resíduos de baixa qualidade. Isso foi observado, principalmente na fase inicial, quando o resíduo de trigo apresentou maior eficiência em acumular C na fração MOAM comparado a ervilhaca, o que se manteve no médio prazo (280 dias) (Fig. 6). A decomposição do resíduo de trigo até os 28 dias foi mais lenta em relação à ervilhaca, isso pode explicar a maior eficiência obtida com o resíduo de trigo, uma vez que boa parte do C liberado desse resíduo foi estabilizada na MOS (Córdova et al., 2018; Sauvadet et al., 2018). Por outro lado, o resíduo de ervilhaca foi rapidamente decomposto e possivelmente

uma parte expressiva do C adicionado via resíduo foi mineralizada e perdida na forma de CO₂. Schmatz et al. (2017), observaram aos 7 dias de avaliação, que cerca de 20.3% do ¹³C adicionado com resíduos de ervilhaca havia sido liberado na forma de CO₂, o que pode ser atribuído à presença de maior quantidade de compostos solúveis e alto teor de N nos resíduos culturais. Somado a isso, as condições ambientais observadas nesse período podem explicar tal resultado. Nos primeiros 140 dias, foram observados eventos frequentes de precipitação e maiores temperaturas (acumulado de 559 mm e média de 24 °C). Essas condições podem ter favorecido a decomposição dos resíduos, mais intenso para resíduos de alta qualidade e menor para resíduos de baixa qualidade (Petraglia et al., 2019; Yajun et al., 2016), mas constantes ao longo do período de decomposição.

Dessa forma, esse resultado reforça a complexidade de relacionar a qualidade química dos resíduos com a eficiência de estabilização do C no solo. Córdova et al. (2018), observaram que resíduos de alta qualidade apresentaram alta mineralização de C, mas foram menos eficientes em acumular C na MOAM, do que resíduos com menor mineralização. Os autores relatam que os resíduos de alta qualidade podem levar a uma maior reciclagem do C derivado dos resíduos pela biomassa microbiana, o que acarreta em uma contribuição proporcionalmente menor de C na MOAM ao longo do tempo (rota *in vivo*). Em nosso estudo, no médio prazo, os resíduos de alta qualidade tiveram uma menor eficiência em acumular C na MOAM, o que corrobora com os achados de Córdova et al. (2018). Assim, essas evidências dão suporte a uma maior reciclagem do C dos resíduos de alta qualidade na biomassa microbiana, resultando em menor eficiência de uso do C (EUC) durante a estabilização na MAOM. Assim como, uma possível maximização das vias *ex vivo* e *in vivo turnover*, que levaram a menores diferenças no acúmulo de C na fração MAOM (¹³C-MOAM g m⁻² / ¹³C-liberado g m⁻²) entre os resíduos culturais (Córdova et al., 2018; Liang et al., 2017).

2.6. CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos neste estudo, foi possível verificar que a qualidade química dos resíduos aparece como um fator importante na decomposição dos resíduos e acúmulo de C no solo. Nossos resultados mostram o maior acúmulo de C na MOAM pelos resíduos de alta qualidade, mas evidenciam que esses resíduos não necessariamente apresentam maior eficiência em estabilizar C na MOAM (¹³C-

MOAM g m⁻²/¹³C-liberado g m⁻²), comparado aos resíduos de baixa qualidade. Ainda, ressaltam a importância dos diferentes resíduos culturais em acumular C na fração MOP, o qual posteriormente é transformado pelos microrganismos do solo.

A adição de diferentes quantidades de resíduos não influenciou a decomposição. No entanto, a adição de maiores quantidades de resíduos aumentou o acúmulo de C na MOS. Embora, em proporção ao adicionado, menores quantidades apresentem maior contribuição.

2.7. REFERÊNCIAS

- Acosta, J.A.D.A., Amado, T.J.C., Silva, L.S.D., Santi, A., Weber, M. A., 2014. Decomposição da fitomassa de plantas de cobertura e liberação de nitrogênio em função da quantidade de resíduos aportada ao solo sob sistema plantio direto. *Revista Ciência Rural*, 44, 801–809.
- Aita, C., Giacomini, S.J., 2003. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. *Revista Brasileira de Ciência do solo*, 27, 601-612. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000400004>
- Bayer, C., Martin-Neto, L., Mielniczuk, J., Pavinato, A., 2004. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 39, 677-683.
- Bird, J.A., Kleber, M., Torn, M.S., 2008. ¹³C and ¹⁵N stabilization dynamics in soil organic matter fractions during needle and fine root decomposition. *Organic Geochemistry*, 39(4), 465-477. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2007.12.003>
- Campos, B.H.C.D., Amado, T.J.C., Bayer, C., Nicoloso, R.D.S., Fiorin, J.E., 2011. Carbon stock and its compartments in a subtropical oxisol under long-term tillage and crop rotation systems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35, 805-817.
- Carmo, F.F.D., Figueiredo, C.C.D., Ramos, M.L.G., Vivaldi, L.J., Araújo, L.G. 2012. Frações granulométricas da matéria orgânica em Latossolo sob plantio direto com gramíneas. *Biosci. j.(Online)*, 420-431.
- Carrington, E.M., Hernes, P.J., Dyda, R.Y., Plante, A.F., Six, J. 2012. Biochemical changes across a carbon saturation gradient: lignin, cutin, and suberin decomposition and stabilization in fractionated carbon pools. *Soil Biol. Biochem.*, 47, 179-190. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.12.024>
- Carvalho, J.L.N., Nogueiro, R.C., Menandro, L.M.S., Bordonal, R.D.O., Borges, C.D., Cantarella, H., Franco, H.C.J., 2017. Agronomic and environmental implications of sugarcane straw removal: a major review. *Gcb Bioenergy*, 9(7), 1181-1195. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12410>

- Castellano, M.J., Mueller, K.E., Olk, D.C., Sawyer, J.E., Six, J., 2015. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. *Global Change Biology*, 21(9), 3200-3209. <https://doi.org/10.1111/gcb.12982>
- Chaves, B., Redin, M., Giacomini, S.J., Schmatz, R., Léonard, J., Ferchaud, F., Recous, S., 2021. The combination of residue quality, residue placement and soil mineral N content drives C and N dynamics by modifying N availability to microbial decomposers. *Soil Biol. Biochem.*, 163, 108434. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108434>
- Cherubin, M.R., Oliveira, D.M.D.S., Feigl, B.J., Pimentel, L.G., Lisboa, I.P., Gmach, M.R., et al., 2018. Crop residue harvest for bioenergy production and its implications on soil functioning and plant growth: A review. *Scientia Agricola*, 75, 255-272. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-992X-2016-0459>
- Conceição, P.C., Dieckow, J., Bayer, C., 2013. Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. *Soil Tillage Res.* 129, 40–47. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.01.006>.
- Córdova, S.C., Olk, D.C., Dietzel, R.N., Mueller, K.E., Archontoulis, S.V., Castellano, M.J., 2018. Plant litter quality affects the accumulation rate, composition, and stability of mineral-associated soil organic matter. *Soil Biol. and Biochem.*, 125, 115-124. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.07.010>
- Cotrufo, M.F., Haddix, M.L., Kroeger, M.E., Stewart, C.E., 2022. The role of plant input physical-chemical properties, and microbial and soil chemical diversity on the formation of particulate and mineral-associated organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 168, 108648. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108648>
- Cotrufo, M.F., Ranalli, M.G., Haddix, M.L., Six, J., Lugato, E., 2019. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience*, 12(12), 989-994. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0484-6>
- Cotrufo, M.F., Soong, J.L., Horton, A.J., Campbell, E.E., Haddix, M.L., Wall, D.H., et al., 2015. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature Geoscience*, 8(10), 776-779. <https://doi.org/10.1038/ngeo2520>
- Cotrufo, M.F., Wallenstein, M.D., Boot, C.M., Deneff, K., Paul, E., 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter. *Global Change Biology*, 19, 988-995. <https://doi.org/10.1111/gcb.12113>
- Cyle, K.T., Hill, N., Young, K., Jenkins, T., Hancock, D., Schroeder, P.A., Thompson, A., 2016. Substrate quality influences organic matter accumulation in the soil silt and clay fraction. *Soil Biol. Biochem.*, 103, 138-148. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.08.014>

- Dietrich, G., Recous, S., Pinheiro, P.L., Weiler, D.A., Schu, A.L., Rambo, M.R.L., Giacomini, S.J., 2019. Gradient of decomposition in sugarcane mulches of various thicknesses. *Soil and Tillage Res.*, 192, 66-75. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.022>
- Diochon, A., Gillespie, A.W., Ellert, B.H., Janzen, H.H., Gregorich, E.G., 2016. Recovery and dynamics of decomposing plant residue in soil: An evaluation of three fractionation methods. *Eur. J. Soil Sci.* 67, 196–205. <https://doi.org/10.1111/ejss.12316>
- Ferreira, D.F., 2011. Sisvar: a computer statistical analysis system. *Ciência e Agrotecnologia* 35:1039-1042. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542011000600001>
- Fulton-Smith, S., Cotrufo, M.F., 2019. Pathways of soil organic matter formation from above and belowground inputs in a *Sorghum bicolor* bioenergy crop. *GCB Bioenergy*, 11(8), 971-987. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12598>
- Gartzia-Bengoetxea, N., Gonzalez-Arias, A., Merino, A., de Arano, I.M., 2009. Soil organic matter in soil physical fractions in adjacent semi-natural and cultivated stands in temperate Atlantic forests. *Soil Biol. and Biochem.*, 41(8), 1674-1683. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.05.010>
- Gezahegn, A.M., Abd Halim, R., Yusoff, M.M., Abd Wahid, S., 2016. Decomposition and nitrogen mineralization of individual and mixed maize and soybean residue. *MAYFEB Journal of Agricultural Science*, 2, 28-45.
- Gregorich, E.G., Janzen, H., Ellert, B.H., Helgason, B.L., Qian, B., Zebarth, B.J., 2017. Litter decay controlled by temperature, not soil properties, affecting future soil carbon. *Global Change Biology*, 23(4), 1725-1734. <https://doi.org/10.1111/gcb.13502>
- Hadas, A., Kautsky, L., Goek, M., Erman Kara, E., 2004. Rates of decomposition of plant residues and available nitrogen in soil, related to residue composition through simulation of carbon and nitrogen turnover. *Soil Biol. Biochem.* 36, 255–266. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.09.012>
- Haddix, M.L., Gregorich, E.G., Helgason, B.L., Janzen, H., Ellert, B.H., Cotrufo, M.F., 2020. Climate, carbon content, and soil texture control the independent formation and persistence of particulate and mineral-associated organic matter in soil. *Geoderma*, 363, 114160. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114160>
- Haddix, M.L., Paul, E.A., Cotrufo, M. F., 2016. Dual, differential isotope labeling shows the preferential movement of labile plant constituents into mineral-bonded soil organic matter. *Global Change Biology*, 22(6), 2301-2312. <https://doi.org/10.1111/gcb.13237>
- Iqbal, A., Aslam, S., Alavoine, G., Benoit, P., Garnier, P., Recous, S., 2015. Rain regime and soil type affect the C and N dynamics in soil columns that are covered

with mixed-species mulches. *Plant Soil*, 393(1), 319-334.
<https://doi.org/10.1007/s11104-015-2501-x>

- Iqbal, A., Garnier, P., Lashermes, G., Recous, S., 2013. A new equation to simulate the contact between soil and maize residues of different sizes during their decomposition. *Biology and Fertility of Soils*, 50(4), 645-655.
<https://doi.org/10.1007/s00374-013-0876->
- Kassam, A., Friedrich, T., Derpsch, R., 2019. Global spread of conservation agriculture. *International Journal of Environmental Studies*, 76(1), 29-51.
<https://doi.org/10.1080/00207233.2018.1494927>
- Kögel-Knabner, I., Guggenberger, G., Kleber, M., Kandeler, E., Kalbitz, K., Scheu, et al., 2008. Organo-mineral associations in temperate soils: Integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. *Journal of Plant Nutr. and Soil Scie.* 171, 61–82. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700048>
- Kumar, M., Kundu, D.K., Ghorai, A.K., Mitra, S., Singh, S.R. 2018. Carbon and nitrogen mineralization kinetics as influenced by diversified cropping systems and residue incorporation in Inceptisols of eastern Indo-Gangetic Plain. *Soil Tillage Res.*, 178, 108-117.
- Leal, O.A., Amado, T.J., Fiorin, J.E., Keller, C., Reimche, G.B., Rice, C.W., et al., 2020. Linking cover crop residue quality and tillage system to CO₂-C emission, soil C and N stocks and crop yield based on a long-term experiment. *Agronomy*, 10 (12), 1848. <https://doi.org/10.3390/agronomy10121848>
- Liang, C., Schimel, J.P., Jastrow, J.D. 2017. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. *Nature microbiology*, 2(8), 1-6.
<https://doi.org/10.1038/nmicrobiol.2017.105>
- Liu, X., Herbert, S.J., Hashemi, A.M., Zhang, X. F., Ding, G., 2006. Effects of agricultural management on soil organic matter and carbon transformation-a review. *Plant Soil and Environment*, 52(12), 531.
- Lützw, M.V., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H., 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions - A review. *Eur. J. Soil Sci.* 57, 426–445. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x>
- Magid, J., Kjærgaard, C., 2001. Recovering decomposing plant residues from the particulate soil organic matter fraction: size versus density separation. *Biology and Fertility of Soils*, 33(3), 252-257. <https://doi.org/10.1007/s003740000316>
- Marschner, P., Hatam, Z., Cavagnaro, T.R., 2015. Soil respiration, microbial biomass and nutrient availability after the second amendment are influenced by legacy effects of prior residue addition. *Soil Biol. Biochem.*, 88, 169-177.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.05.023>

- Mitchell, E., Scheer, C., Rowlings, D., Conant, R.T., Cotrufo, M.F., Grace, P., 2018. Amount and incorporation of plant residue inputs modify residue stabilisation dynamics in soil organic matter fractions. *Agric., Ecosyst. & Environ.*, 256, 82-91. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.006>
- Ogle, S.M., Alsaker, C., Baldock, J., Bernoux, M., Breidt, F.J., McConkey, B., Regina, C., Vazquez-Amabile, G.G., 2019. Climate and soil characteristics determine where no-till management can store carbon in soils and mitigate greenhouse gas emissions. *Scientific reports*, 9(1), 11665. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47861-7>
- Olayemi, O.P., Kallenbach, C.M., Wallenstein, M.D., 2022. Distribution of soil organic matter fractions are altered with soil priming. *Soil Biol. and Biochem.*, 164, 108494. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108494>
- Oldfield, E.E., Crowther, T.W., Bradford, M.A., 2018. Substrate identity and amount overwhelm temperature effects on soil carbon formation. *Soil Biol. and Biochem.*, 124, 218-226. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.06.014>
- Paul, E.A.; Clark, F.E. *Soil microbiology and biochemistry*. California, Academic Press, ed. 2, 340p., 1996.
- Petraglia, A., Cacciatori, C., Chelli, S., Fenu, G., Calderisi, G., Gargano, D., et al., 2019. Litter decomposition: effects of temperature driven by soil moisture and vegetation type. *Plant Soil*, 435(1), 187-200. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3889-x>
- Plante, A.F., Parton, W.J., 2007. The dynamics of soil organic matter and nutrient cycling. In: Paul, E.A. (Ed.), *Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry*. Academic Press, Amsterdam, pp. 433–464.
- Plaza, C., Courtier-Murias, D., Fernández, J.M., Polo, A., Simpson, A.J., 2013. Physical, chemical, and biochemical mechanisms of soil organic matter stabilization under conservation tillage systems: A central role for microbes and microbial by-products in C sequestration. *Soil Biol. Biochem.* 57, 124–134. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.07.026>
- Possinger, A.R., Zachman, M.J., Enders, A., Levin, B.D.A., Muller, D.A., Kourkoutis, L.F., Lehmann, J., 2020. Organo-organic and organo-mineral interfaces in soil at the nanometer scale. *Nature Communications*, 11, 6103. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19792-9>
- Redin, M., Recous, S., Aita, C., Dietrich, G., Skolaude, A.C., Ludke, W.H. et al. 2014. How the chemical composition and heterogeneity of crop residue mixtures decomposing at the soil surface affects C and N mineralization. *Soil biology and biochemistry*, 78, 65-75. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.07.014>
- Rodrigues, L.A.T., Giacomini, S.J., Aita, C., Brunetto, G., Bacca, A., Ceretta, C.A., 2021. Short- and long-term effects of animal manures and mineral fertilizer on

carbon stocks in subtropical soil under no-tillage. *Geoderma* 386. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114913>.

- Rodrigues, L.A.T., Giacomini, S.J., Dieckow, J., Cherubin, M.R., Ottonelli, A.S., Bayer, C., 2022. Carbon saturation deficit and litter quality drive the stabilization of litter-derived C in mineral-associated organic matter in long-term no-till soil. *Catena*, 219, 106590. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106590>
- Roscoe, R., Machado, P.D.A., 2002. Fracionamento físico do solo em estudos de matéria orgânica. Embrapa Agropecuária Oeste; Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 86p. ISBN 85-7540-004-5
- Rubino, M., Dungait, J.A.J., Evershed, R.P., Bertolini, T., De Angelis, P., D'Onofrio, A., et al., 2010. Carbon input belowground is the major C flux contributing to leaf litter mass loss: Evidences from a ¹³C labelled-leaf litter experiment. *Soil Biol. Biochem.*, 42(7), 1009-1016. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.02.018>
- Sauvadet, M., Lashermes, G., Alavoine, G., Recous, S., Chauvat, M., Maron, P. A., Bertrand, I., 2018. High carbon use efficiency and low priming effect promote soil C stabilization under reduced tillage. *Soil Biol. Biochem.*, 123, 64-73. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.04.026>
- Schmatz, R., Recous, S., Aita, C., Tahir, M.M., Schu, A.L., Chaves, B., Giacomini, S.J., 2017. Crop residue quality and soil type influence the priming effect but not the fate of crop residue C. *Plant Soil*, 414(1), 229-245. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-3120-x>
- Schmatz, R., Recous, S., Weiler, D.A., Pilecco, G.E., Schu, A.L., Giovelli, R.L., Giacomini, S.J., 2020. How the mass and quality of wheat and vetch mulches affect drivers of soil N₂O emissions. *Geoderma*, 372, 114395. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114395>
- Shahbaz, M., Kuzyakov, Y., Heitkamp, F., 2017. Decrease of soil organic matter stabilization with increasing inputs: mechanisms and controls. *Geoderma*, 304, 76-82. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.05.019>
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil* 241, 155–176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., 2000. Soil structure and soil organic matter II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. *Soil Sci. Soc. of America Journal*, 64 (3), 1042-1049. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6431042x>
- Soil Survey Staff, 2014. *Keys to Soil Taxonomy*, Twelfth Ed. ed. Washington, DC.
- Sollins, P., Swanston, C., Kleber, M., Filley, T., Kramer, M., Crow, S., et al., 2006. Organic C and N stabilization in a forest soil: evidence from sequential density fractionation. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(11), 3313-3324. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.014>

- Stewart, C.E., Moturi, P., Follett, R.F., Halvorson, A.D., 2015. Lignin biochemistry and soil N determine crop residue decomposition and soil priming. *Biogeochem.*, 124(1), 335-351. <https://doi.org/10.1007/s10533-015-0101-8>
- Stott, D.E., Stroo, H.F., Elliott, L.F., Papendick, R.I., Unger, P. W., 1990. Wheat residue loss from fields under no-till management. *Soil Science Society of America Journal*, 54(1), 92-98. <https://doi.org/10.2136/sssaj1990.03615995005400010014x>
- Tahir, M.M., Recous, S., Aita, C., Pfeifer, I.C., Chaves, B., Giacomini, S.J., 2018. Field ¹³C pulse labeling of pea, wheat, and vetch plants for subsequent root and shoot decomposition studies. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 42. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20160449>
- Thiébeau, P., Girardin, C., Recous, S., 2021. Water interception and release of soluble carbon by mulches of plant residues under contrasting rain intensities. *Soil and Tillage Research*, 208, 104882. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104882>
- Tisdall, J.M., Oades, J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33(2), 141-163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>
- Vanlauwe, B., Wendt, J., Giller, K.E., Corbeels, M., Gerard, B., Nolte, C., 2014. A fourth principle is required to define conservation agriculture in sub-Saharan Africa: the appropriate use of fertilizer to enhance crop productivity. *Field Crops Res.*, 155, 10-13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2013.10.002>
- Veloso, M.G., Cecagno, D., Bayer, C., 2019. Legume cover crops under no-tillage favor organomineral association in microaggregates and soil C accumulation. *Soil and Tillage Research*, 190, 139-146. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.03.003>
- Vidal, A., Hirte, J., Bender, S.F., Mayer, J., Gattinger, A., Höschel, C., et al., 2018. Linking 3D soil structure and plant-microbe-soil carbon transfer in the rhizosphere. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00009>
- Vogel, C., Mueller, C.W., Höschel, C., Buegger, F., Heister, K., Schulz, S., 2014. Submicron structures provide preferential spots for carbon and nitrogen sequestration in soils. *Nature Communications*, 5(1), 1-7. <https://doi.org/10.1038/ncomms3947>
- von Haden, A.C., Kucharik, C.J., Jackson, R.D., Marín-Spiotta, E., 2019. Litter quantity, litter chemistry, and soil texture control changes in soil organic carbon fractions under bioenergy cropping systems of the North Central US. *Biogeochemistry*, 143(3), 313-326. <https://doi.org/10.1007/s10533-019-00564-7>
- von Lütow, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B., 2007. SOM fractionation methods: relevance to

functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biol. and Biochem.*, 39(9), 2183-2207. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.007>

Weiler, D.A., Giacomini, S.J., Aita, C., Schmatz, R., Pilecco, G.E., Chaves, B., Bastos, L.M., 2019. Summer cover crops shoot decomposition and nitrogen release in a no-tilled sandy soil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 43. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20190027>

Wheeler, T., von Braun, J., 2013. Climate change impacts on global food security. *Science*, 341(6145), 508-513. <https://DOI: 10.1126/science.1239402>

Williams, A., Scott Wells, M., Dickey, D.A., Hu, S., Maul, J., Raskin, D.T., et al., 2018. Establishing the relationship of soil nitrogen immobilization to cereal rye residues in a mulched system. *Plant Soil*, 426(1), 95-107. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3566-0>

Witzgall, K., Vidal, A., Schubert, D.I., Höschel, C., Schweizer, S.A., Buegger, Fet al., 2021. Particulate organic matter as a functional soil component for per-sistent soil organic carbon. *Nature Communications*, 12(1), 4115. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-24192-8>

Yajun, X., Yonghong, X., Xinsheng, C., Feng, L., Zhiyong, H., Xu, L., 2016. Non-additive effects of water availability and litter quality on decomposition of litter mixtures. *Journal of Freshwater Ecology*, 31(2), 153-168. <https://doi.org/10.1080/02705060.2015.1079559>

Yanni, S.F., Whalen, J.K., Simpson, M.J., Janzen, H.H., 2011. Plant lignin and nitrogen contents control carbon dioxide production and nitrogen mineralization in soils incubated with Bt and non-Bt corn residues. *Soil Biol. Biochem.*, 43(1), 63-69. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.09.012>

Zheng, Y., Hu, Z., Pan, X., Chen, X., Derrien, D., Hu, F., Liu, M., Hättenschwiler, S., 2021. Carbon and nitrogen transfer from litter to soil is higher in slow than rapid decomposing plant litter: A synthesis of stable isotope studies. *Soil Biol. Biochem.*, 156, 108196. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108196>

Tabelas

Tabela 1. Composição química dos resíduos culturais de trigo, ervilhaca, soja e sorgo marcados com ^{13}C , utilizados no estudo.

Resíduos	C	N	FS	CEL	HEM	LIG	Csa	Nsa	^{13}C	C/N
	-----g kg ⁻¹ -----								$^{\circ}/_{\text{oo}}$	
Trigo	407,0 ± 3,2	5,9 ± 0,7	282,3 ± 1,8	378,9 ± 0,8	270,5 ± 1,8	68,3 ± 0,3	50,5 ± 0,2	3,8 ± 0,0	631,7 ± 31,8	68,8 ± 8,8
Ervilhaca	386,3 ± 1,0	40,9 ± 1,4	685,4 ± 0,3	181,7 ± 0,6	91,5 ± 0,7	41,4 ± 0,3	110,2 ± 0,4	24,9 ± 0,0	512,3 ± 2,6	9,4 ± 0,3
Soja	426,6 ± 3,0	15,1 ± 1,2	416,1 ± 1,9	339,6 ± 2,4	142,9 ± 0,7	101,4 ± 0,2	96,34 ± 0,2	4,9 ± 0,0	430,1 ± 5,7	28,4 ± 2,2
Sorgo	422,1 ± 1,7	5,5 ± 0,3	368,8 ± 3,7	332,7 ± 2,0	267,1 ± 2,3	31,5 ± 0,5	92,4 ± 0,7	2,1 ± 0,0	410,8 ± 45,5	76,3 ± 4,8

C: carbono; N: nitrogênio; FS: fração solúvel; Cel: celulose; Hem: hemicelulose; Lig: lignina; Csa: C solúvel em água; Nsa: N solúvel em água; ^{13}C : deltas de ^{13}C nos resíduos.

Tabela 2. Parâmetros de decomposição do mulch de resíduos de inverno e verão nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha⁻¹).

Parâmetros	C remanescente (%)			
	3 Mg ha ⁻¹	6 Mg ha ⁻¹	3 Mg ha ⁻¹	6 Mg ha ⁻¹
Resíduos de inverno				
	<i>Trigo</i>		<i>Ervilhaca</i>	
C ₀ (%) ^a	101,8aA	101,9aA	98,5aB	99,4aB
k (dia ⁻¹) ^b	0,0034aB	0,0034aB	0,0243bA	0,0293aA
t _{1/2} (dia ⁻¹) ^c	212,0aA	206,6aA	28,8aB	23,7aB
R ²	0,98	0,97	0,98	0,99
Resíduos de verão				
	<i>Soja</i>		<i>Sorgo</i>	
C ₀ (%)	80,1bB	89,2aA	97,6aA	92,3aA
k (dia ⁻¹)	0,0041bA	0,0052aA	0,0041aA	0,0030bB
t _{1/2} (dia ⁻¹)	168,3aA	134,2aB	171,1bA	236,9aA
R ²	0,61	0,89	0,92	0,87

Valores seguidos de mesma letra minúscula na linha não diferem si para as quantidades de resíduos e valores seguidos de mesma letra maiúscula na linha não diferem entre si para as qualidades de resíduos (Tukey; $P < 0,05$).

^a C₀ é a porcentagem de C no resíduo no tempo 0.

^b k é a constante da taxa de decomposição.

^c t_{1/2} é o tempo de meia-vida do mulch.

Figuras

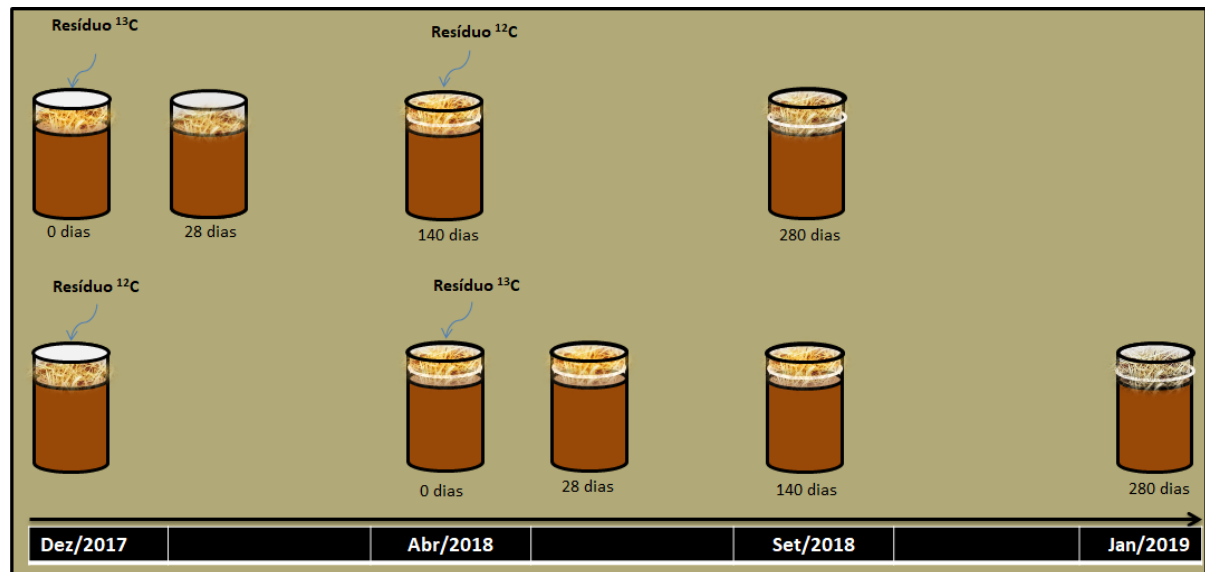


Fig. 1. Figura ilustrativa da montagem dos tratamentos de inverno (Dez./2017) e de verão (Abr./2018) nos cilindros de PVC.

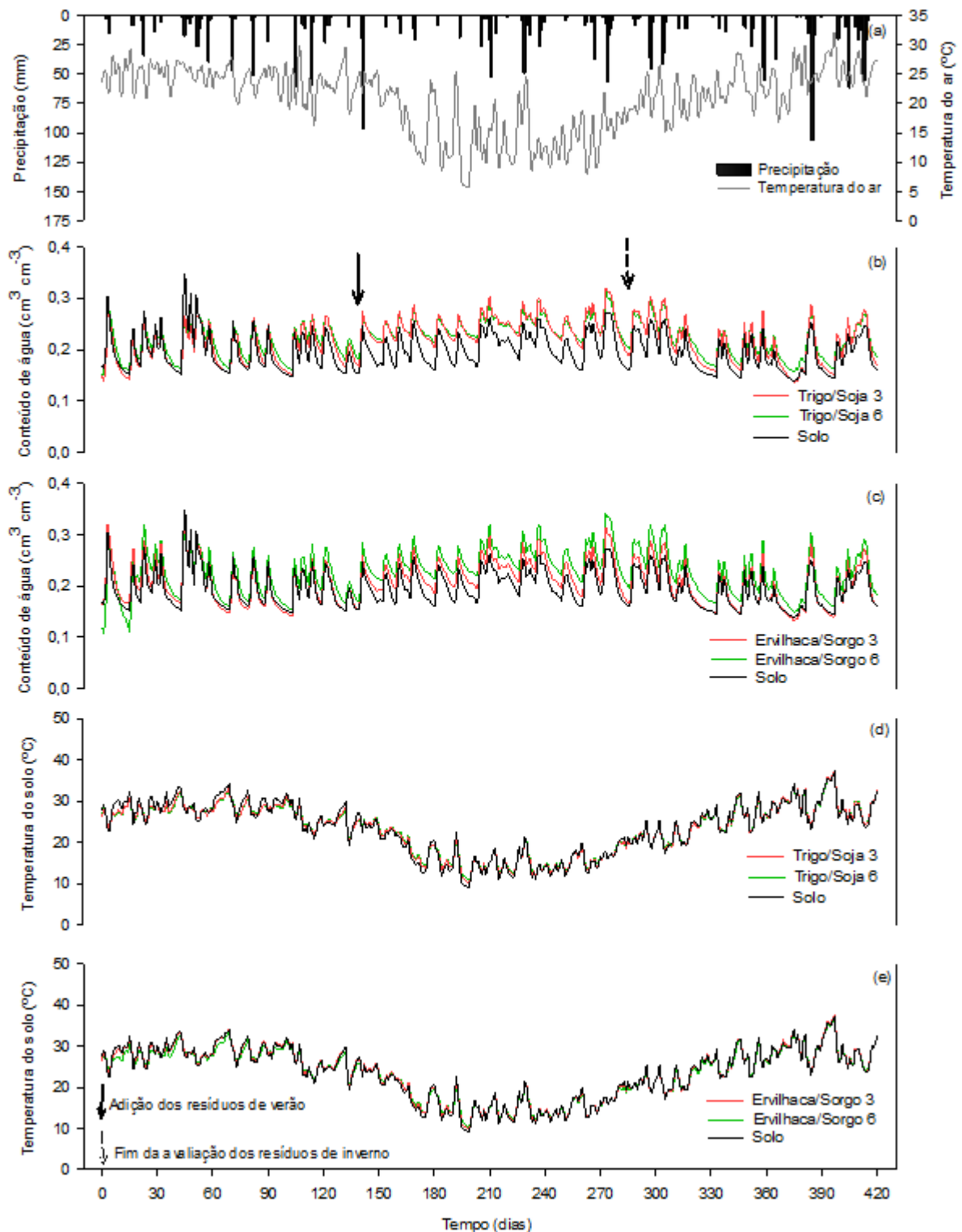


Fig. 2. Precipitação e temperatura do ar (a), conteúdo de água no solo na camada 0-5 cm (b, c) e temperatura do solo na camada 0-5 cm (d, e), com os resíduos de trigo/soja e ervilhaca/sorgo durante o período de experimento.

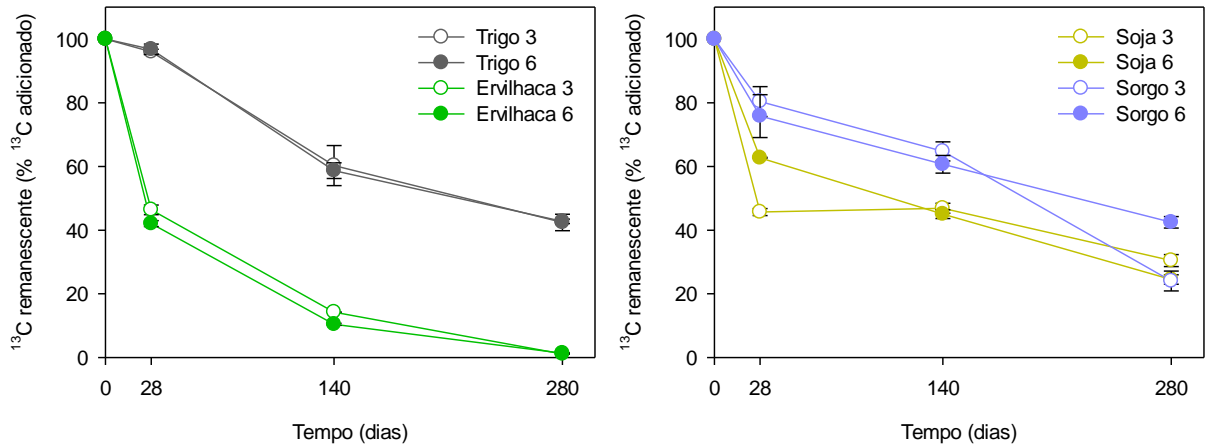


Fig. 3. ^{13}C remanescente nos resíduos de trigo e ervilhaca (a) e soja e sorgo (b) nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha^{-1}), após 280 dias de experimento. As barras verticais indicam o erro padrão das médias (n = 3).

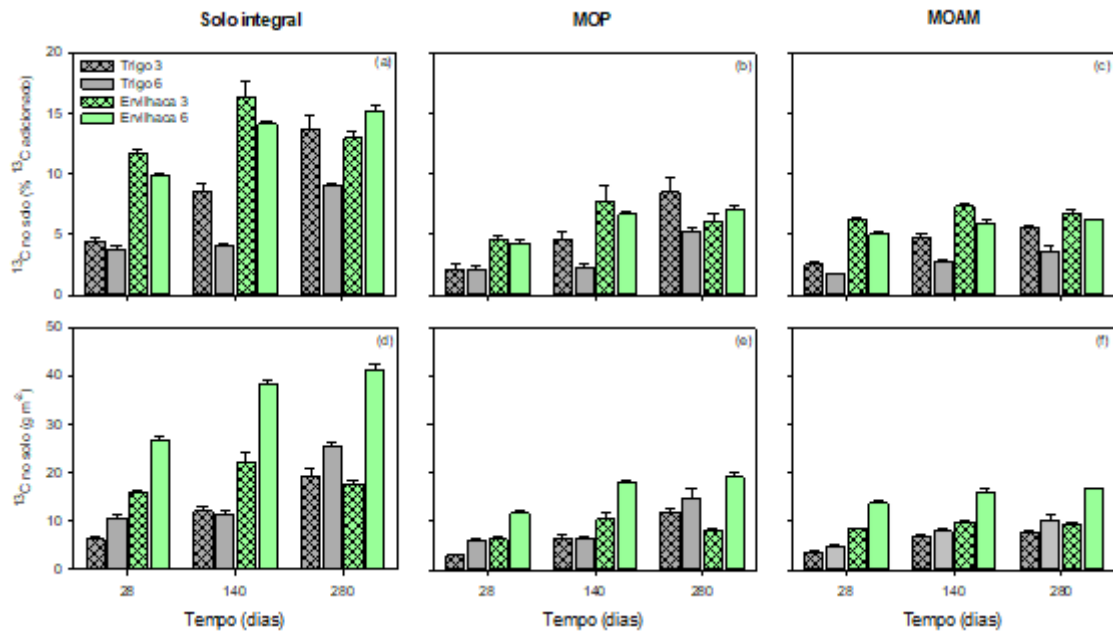


Fig. 4. ^{13}C no solo integral (a, d), ^{13}C na fração MOP (b, e) e ^{13}C na fração MOAM (c, f) dos resíduos de inverno, nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha^{-1}), após 280 dias de experimento, em % adicionada e g m^{-2} . As barras verticais indicam o erro padrão das médias ($n = 3$).

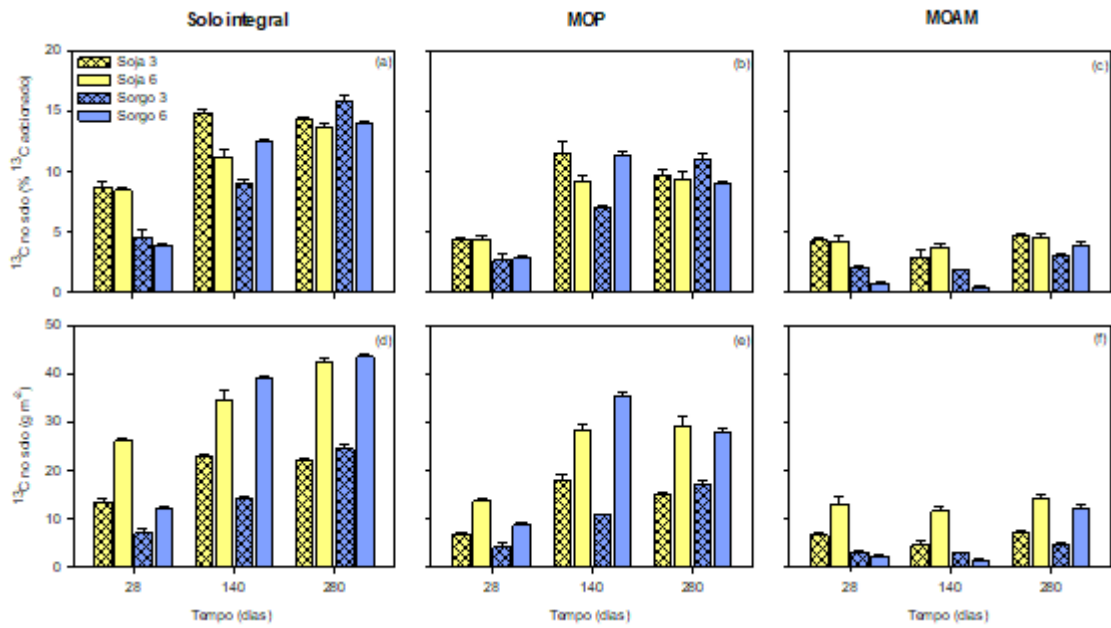


Fig. 5. ^{13}C no solo integral (a, d), ^{13}C na fração MOP (b, e) e ^{13}C na fração MOAM (c, f) dos resíduos de verão, nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha^{-1}), após 280 dias de experimento, em % adicionada e g m^{-2} . As barras verticais indicam o erro padrão das médias ($n = 3$).

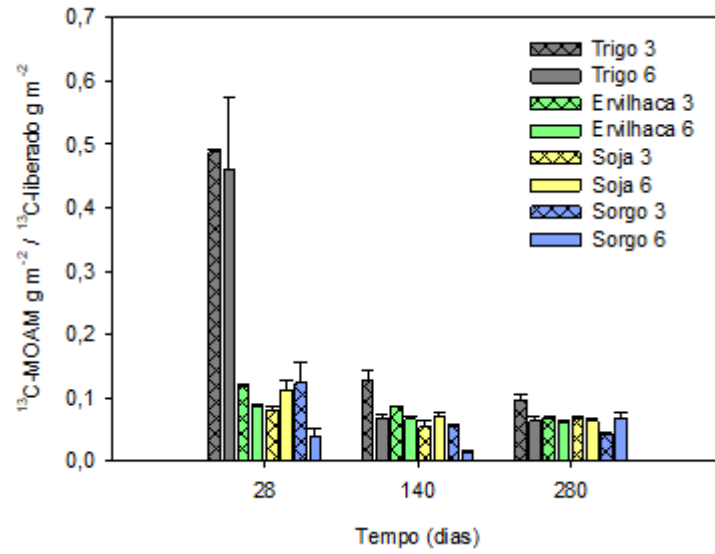


Fig. 6. Quantidade de ^{13}C acumulada na fração MOAM por unidade de ^{13}C liberada dos resíduos de trigo, ervilhaca, soja e sorgo. As barras verticais indicam o erro padrão das médias ($n = 3$).

Material suplementar

Tabela S1. Composição química dos resíduos culturais marcados (folhas e talos) utilizados no estudo.

Resíduos	C	N	FS	CEL	HEM	LIG	Csa	Nsa	¹³ C	C/N
-----g kg ⁻¹ -----										
Trigo - F	391,4 ± 4,4	7,7 ± 0,4	312,1 ± 3,8	321,0 ± 2,7	312,5 ± 3,2	54,3 ± 4,2	78,5 ± 5,1	5,8 ± 0,6	577,3 ± 25,0	50,8 ± 3,2
Trigo - T	416,8 ± 2,8	5,2 ± 1,0	244,6 ± 2,2	422,0 ± 0,4	258,4 ± 0,5	75,0 ± 2,3	31,8 ± 0,9	2,5 ± 0,1	720,9 ± 33,5	81,2 ± 14,3
Ervilhaca - F	400,6 ± 2,7	47,6 ± 1,0	798,7 ± 0,2	112,9 ± 1,3	112,9 ± 1,3	9,7 ± 0,1	114,1 ± 9,1	24,4 ± 0,7	492,5 ± 7,0	8,4 ± 0,1
Ervilhaca - T	378,1 ± 1,6	29,9 ± 0,7	524,5 ± 0,9	275,0 ± 0,7	117,1 ± 0,5	83,5 ± 0,3	104,4 ± 3,8	25,6 ± 0,6	552,1 ± 15,3	12,6 ± 0,3
Soja - F	433,2 ± 1,7	31,4 ± 0,5	604,1 ± 3,3	217,4 ± 5,0	263,6 ± 5,0	48,9 ± 0,1	161,7 ± 6,2	8,2 ± 0,9	462,5 ± 2,7	13,8 ± 0,2
Soja - T	455,4 ± 3,0	4,7 ± 0,2	228,1 ± 0,4	461,7 ± 0,2	156,3 ± 0,4	154,0 ± 0,3	31,1 ± 2,9	1,6 ± 0,1	396,2 ± 1,1	96,4 ± 3,3
Sorgo - F	447,6 ± 0,8	10,1 ± 0,0	373,8 ± 6,2	339,1 ± 1,5	374,0 ± 1,5	12,7 ± 0,0	104,9 ± 15,6	2,3 ± 0,0	479,7 ± 5,4	44,3 ± 0,3
Sorgo - F	445,3 ± 10,6	3,9 ± 0,6	329,3 ± 0,1	348,3 ± 0,0	277,4 ± 0,1	45,0 ± 0,0	80,0 ± 2,5	1,9 ± 0,1	315,3 ± 3,1	114,5 ± 14,7

C: carbono; N: nitrogênio; FS: fração solúvel; Cel: celulose; Hem: hemicelulose; Lig: lignina; Csa: C solúvel em água; Nsa: N solúvel em água; ¹³C: deltas de ¹³C nos resíduos; F: folha; T: talo.

Tabela S2. Resultado da análise de variância (ANOVA) mostrando o efeito dos resíduos (R) e quantidades (Q) e sua interação nas variáveis medidas (% adicionada).

Resíduos culturais de inverno

Variável	D28				D140				D280			
	Q ^a	R ^b	Q x R	CV ^c	Q	R	Q x R	CV	Q	R	Q x R	CV
¹³ C remanescente (% ¹³ C adicionado)	0,265	<0,001	0,117	3,6	0,511	<0,001	0,784	18,8	0,854	<0,001	0,968	12,2
¹³ C solo (% ¹³ C adicionado)	0,010	<0,001	0,155	8,6	0,006	<0,001	0,238	14,4	0,182	0,010	0,003	11,1
¹³ C MOP (% ¹³ C adicionado)	0,516	<0,001	0,699	15,9	0,041	<0,001	0,290	22,5	0,059	0,553	0,004	13,2
¹³ C MOAM (% ¹³ C adicionado)	<0,001	<0,001	0,255	6,6	<0,001	<0,001	0,292	9,0	0,005	<0,001	0,901	10,1

Resíduos culturais de verão

Variável	D28				D140				D280			
	Q	R	Q x R	CV	Q	R	Q x R	CV	Q	R	Q x R	CV
¹³ C remanescente (% ¹³ C adicionado)	0,227	<0,001	0,053	12,5	0,297	<0,001	0,689	8,4	0,037	0,049	0,001	14,3
¹³ C solo (% ¹³ C adicionado)	0,350	<0,001	0,601	12,7	0,897	0,002	<0,001	6,9	0,007	0,025	0,088	4,0
¹³ C MOP (% ¹³ C adicionado)	0,925	0,002	0,677	16,4	0,600	0,470	<0,001	10,7	0,033	0,240	0,213	9,3
¹³ C MOAM (% ¹³ C adicionado)	0,067	<0,001	0,123	20,6	0,441	<0,001	0,017	21,5	0,264	0,007	0,220	13,0

D28 dia 28, D140 dia 140, D280 dia 280.

^a Quantidade (3 e 6 Mg ha⁻¹).

^b Resíduo (Inverno: trigo e ervilhaca; Verão: soja e sorgo).

^c Coeficiente de variação.

Tabela S3. Resultado da análise de variância (ANOVA) mostrando o efeito dos resíduos (R) e quantidades (Q) e sua interação nas variáveis medidas (g m^{-2}).

Resíduos culturais de inverno

Variável	D28				D140				D280			
	Q ^a	R ^b	Q x R	CV ^c	Q	R	Q x R	CV	Q	R	Q x R	CV
¹³ C remanescente (g m^{-2})	<0,001	<0,001	<0,001	3,9	<0,001	<0,001	<0,001	15,2	<0,001	<0,001	<0,001	8,9
¹³ C solo (g m^{-2})	<0,001	<0,001	0,0024	8,8	<0,001	<0,001	<0,001	10,7	<0,001	<0,001	<0,001	8,7
¹³ C MOP (g m^{-2})	<0,001	<0,001	0,053	15,0	0,005	<0,001	0,005	16,7	<0,001	0,839	0,015	16,3
¹³ C MOAM (g m^{-2})	<0,001	<0,001	<0,001	7,1	<0,001	<0,001	0,001	9,0	<0,001	<0,001	0,011	11,9

Resíduos culturais de verão

Variável	D28				D140				D280			
	Q	R	Q x R	CV	Q	R	Q x R	CV	Q	R	Q x R	CV
¹³ C remanescente (g m^{-2})	<0,001	0,006	0,636	14,2	<0,001	<0,001	0,131	8,7	<0,001	0,002	<0,001	12,6
¹³ C solo (g m^{-2})	<0,001	<0,001	0,001	9,6	<0,001	0,124	0,001	8,3	<0,001	0,028	0,299	3,5
¹³ C MOP (g m^{-2})	<0,001	<0,001	0,256	14,8	<0,001	0,095	<0,001	9,1	<0,001	0,439	0,442	10,7
¹³ C MOAM (g m^{-2})	0,019	<0,001	0,005	25,6	0,009	<0,001	0,001	27,0	<0,001	0,024	0,903	14,4

D28 dia 28, D140 dia 140, D280 dia 280.

^a Quantidade (3 e 6 Mg ha^{-1}).

^b Resíduo (Inverno: trigo e ervilhaca; Verão: soja e sorgo).

^c Coeficiente de variação.

Tabela S4. Resultado da análise de variância (ANOVA) mostrando o efeito dos resíduos (R) e quantidades (Q) e sua interação nas variáveis medidas.

Parâmetros				
	R	Q	RxQ	CV (%)
Resíduos de inverno				
C_0 (%)	0,004	0,367	0,415	0,8
k (dia ⁻¹)	0,000	0,039	0,037	11,7
$t_{1/2}$ (dia ⁻¹)	0,000	0,729	0,991	21,5
Resíduos de verão				
C_0 (%)	0,002	0,418	0,013	4,4
k (dia ⁻¹)	0,002	0,802	0,002	10,9
$t_{1/2}$ (dia ⁻¹)	0,005	0,289	0,007	13,6

C_0 é a porcentagem de C no resíduo no tempo 0.

k é a constante da taxa de decomposição.

$t_{1/2}$ é o tempo de meia-vida do mulch.

R é o resíduo (Inverno: trigo e ervilhaca; Verão: soja e sorgo).

Q é a quantidade (3 e 6 Mg ha⁻¹).

Figuras

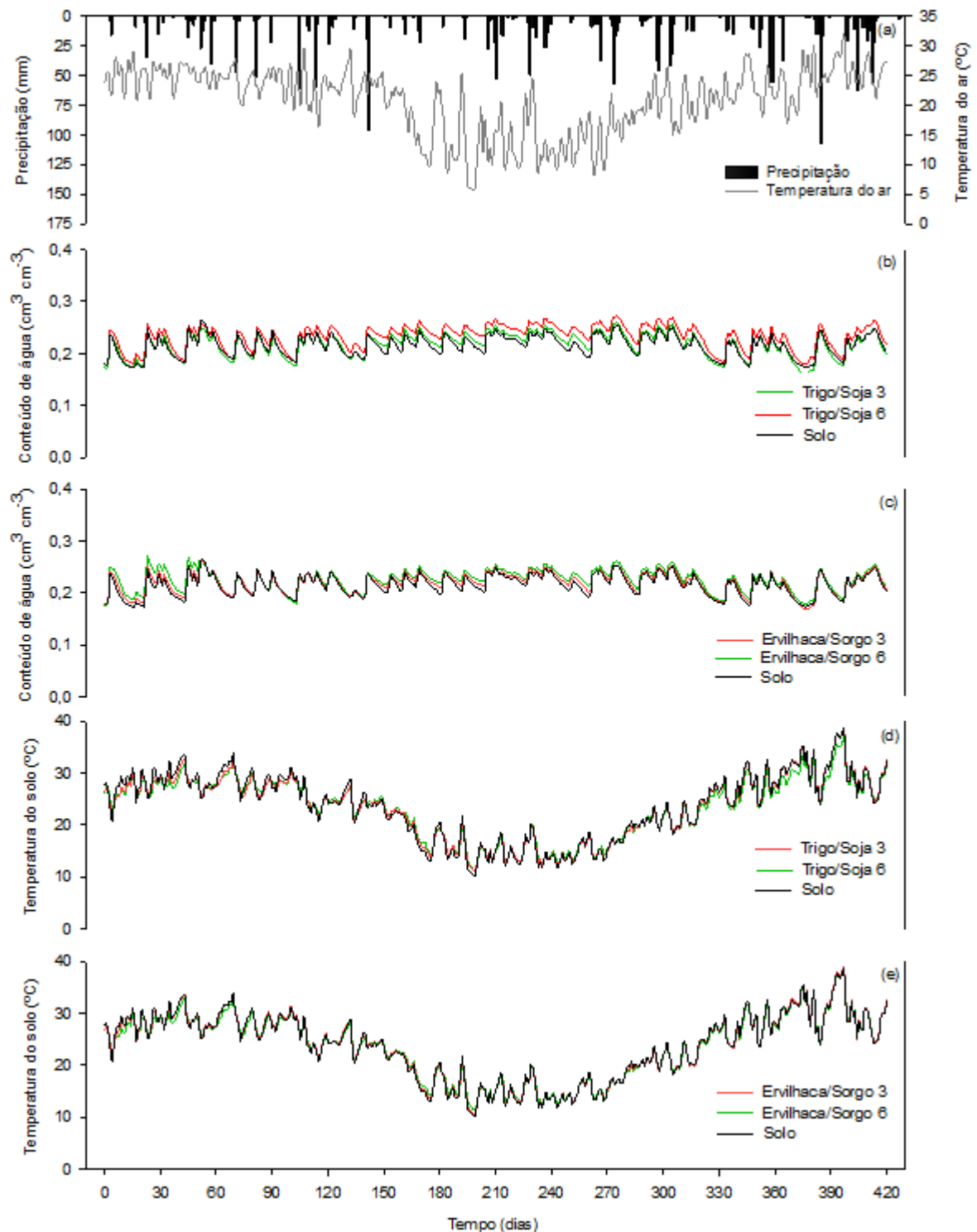


Fig. S1. Precipitação e temperatura do ar (a), conteúdo de água no solo na camada 5-10 cm (b, c) e temperatura do solo na camada 5-10 cm (d, e), com os resíduos de trigo/soja e ervilhaca/sorgo durante o período de experimento.

3. ARTIGO II - ESTABILIZAÇÃO DO NITROGÊNIO NO SOLO INFLUENCIADA PELA QUALIDADE QUÍMICA E QUANTIDADE DE RESÍDUOS CULTURAIS²

3.1. ABSTRACT

Crop rotation is one of the pillars of the no-tillage (NT) system. In this management system, the addition of different quantities and qualities of residues on the soil surface is a recurrent practice in southern Brazil. However, these two factors can influence decomposition and addition of nitrogen (N) to soil organic matter (SOM). The objective of this study was to understand how the chemical quality and quantity of residues influence N stabilization in the soil. With this objective, a field experiment was carried out in the experimental area of the Department of Soils at Federal University of Santa Maria, in Typic Paleudalf, during 420 days. Crop residues of wheat and vetch (winter) and soybean and sorghum (summer) labeled with ¹⁵N were added to the surface of polyvinyl chloride (PVC) cylinders (Φ 7.5 cm and 14 cm high), inserted at 10 cm in the soil, simulating a succession of cultures. The residues were applied in quantities of 3 and 6 Mg ha⁻¹ and a soil treatment was used, without residues. The ¹⁵N remaining in the residues, whole soil ¹⁵N, ¹⁵N stabilized in the physical fractions of SOM - particulate organic matter (POM) and mineral-associated organic matter (MAOM) and the soil mineral ¹⁵N were measured at 28, 140 and 280 days. After the addition of the winter residues, it was observed that vetch residue presented a greater release of ¹⁵N, but a smaller contribution to the ¹⁵N in the soil and in the physical fractions of SOM, compared to the wheat residue (% added). The quantity of residues did not influence the N dynamics in the soil with the winter residues. In general, after the addition of summer residues, the addition of a smaller quantity of residues increased the ¹⁵N content in the soil and in the POM fraction (% added), mainly with sorghum residues. Soybean residue accumulated more ¹⁵N in the MAOM fraction than sorghum up to 140 days of evaluation. The cropping system with the addition of 6 Mg ha⁻¹ of vetch residues (winter) and sorghum (summer) increased the organic ¹⁵N content in the soil. Thus, the results demonstrate that although high chemical quality residues present greater N release, N stabilization in the soil is not always greater. They also point out that the choice of species that combine greater accumulation of N and greater physical protection of the soil should be encouraged in NT in southern Brazil.

²Artigo elaborado de acordo com as normas da Revista Brasileira em Ciência do Solo.

Keywords: Crop residue quality. Crop residue quantity. Nitrogen stabilization.

3.2. INTRODUÇÃO

Os resíduos culturais mantidos na superfície do solo em sistema plantio direto (SPD) promovem benefícios químicos, físicos e biológicos para o solo (Sá et al., 2009; Pires et al., 2017; Demetrio et al., 2020). A adição de diferentes qualidades químicas e quantidades de resíduos impacta na velocidade de decomposição, acúmulo de carbono (C) e disponibilidade de nitrogênio (N) no solo (Redin et al., 2014; Schmatz et al., 2017; Dietrich et al., 2019). No sul do Brasil, a inclusão de espécies da família das leguminosas nos sistemas de rotação é prática recorrente, devido ao aporte de quantidades expressivas de N ao solo, seja através da fixação biológica (FBN) ou através da produção de biomassa vegetal, além da importância para o sequestro de carbono (C) no solo (Weiler et al., 2019; Fiorini et al., 2022). Dessa forma, entender o impacto que a manutenção de resíduos com diferentes composições químicas, sob diferentes quantidades, na decomposição e acúmulo de N no solo pode auxiliar no adequado manejo das espécies nos sistemas de rotação e para melhoria da qualidade do solo em SPD.

Nesse contexto, a composição química dos resíduos culturais tem sido amplamente estudada devido às alterações que promove na decomposição e no acúmulo de C e N no solo (Cotrufo et al., 2013; Schmatz et al., 2017). Os resíduos culturais de alta qualidade, que possuem maior conteúdo de fração solúvel e N, são conhecidos por apresentarem rápida decomposição (Aita e Giacomini, 2003; Weiler et al., 2019). Por outro lado, os resíduos culturais de baixa qualidade, com menor conteúdo de fração solúvel e N, apresentam menor taxa de decomposição (Cotrufo et al., 2013). Relacionado a isso, alguns autores reportam que resíduos culturais mais lábeis têm potencial de estabilizar maior quantidade de N na fração estável da MOS, devido aos produtos microbianos gerados na decomposição serem estabilizados diretamente nas superfícies dos minerais (Cotrufo et al., 2013; Cyle et al. 2016). No entanto, ainda não há consenso sobre o efeito da qualidade química na formação da MOS (Castellano et al., 2012; Córdova et al., 2018; Canisares et al., 2023), sobretudo, são escassas as informações sobre a influência da qualidade química no acúmulo de N na MOS em SPD (Leal et al., 2020).

A utilização de diferentes espécies nos sistemas de rotação de culturas propicia a entrada de diferentes quantidades de resíduos ao solo (Acosta et al., 2014). A quantidade de resíduo, ou mais especificamente o contato dos resíduos com o solo, pode provocar alterações na decomposição dos resíduos e na quantidade de N que é acumulado no solo (Findeling et al., 2007; Iqbal et al., 2013). Segundo alguns autores, à medida que se aumenta a quantidade de resíduo, aumenta a espessura do mulch (Thapa et al., 2021) e diminui o contato dos resíduos com o solo (Steiner et al., 1999), reduzindo a decomposição. No entanto, estudos recentes demonstraram que a decomposição dos resíduos culturais na superfície do solo é proporcional à massa inicial de resíduos (Acosta et al., 2014; Williams et al., 2018; Dietrich et al., 2019). Nesse sentido, é importante compreender como a quantidade de resíduos pode afetar a dinâmica de estabilização do N no solo.

A estabilização do N no solo é mediada por mecanismos químicos (interações com superfícies minerais), físicos (proteção física) e bioquímicos (recalcitrância) (Kleber e Johnson, 2010; Bingham e Cotrufo, 2016). A separação da MOS através do fracionamento físico granulométrico (matéria orgânica partícula - MOP e matéria orgânica associada aos minerais - MOAM) possibilita relacionar cada compartimento com os fatores que controlam a estabilização e disponibilidade do N da MOS (Jilling et al., 2018). No entanto, pouco se sabe sobre a contribuição de diferentes resíduos culturais, em diferentes quantidades, na estabilização do N no solo em SPD. Assim, o objetivo deste estudo foi compreender como a qualidade química e quantidade de resíduos influenciam a estabilização do N no solo. Nós propusemos as seguintes hipóteses: (I) a decomposição dos resíduos culturais de alta qualidade será maior e maior quantidade de N será estabilizada por esses resíduos no solo; (II) a quantidade de resíduos não influenciará a decomposição e estabilização de N no solo.

3.3. MATERIAL E MÉTODOS

3.3.1. Características do local

O experimento foi conduzido na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) (29° 42' 52" S, 53° 42' 26" W, com 95 m de altitude), no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. O clima é classificado como subtropical úmido (tipo Cfa2 na classificação de Köppen) com precipitação anual

média de 1660 mm e temperatura média do ar variando de 14 °C em junho a 25 °C em janeiro (média de 30 anos). A temperatura do ar e precipitação foram obtidas a partir de uma estação meteorológica automática localizada a 1,6 km do local. O solo da área é classificado como Typic Paleudalf (Soil Survey Staff, 2010) e apresentava as seguintes características na camada 0-10 cm: 110 g kg⁻¹ argila, 261 g kg⁻¹ silte, 630 g kg⁻¹ areia, pH_{água} 4,8, P extraído por Mehlich 33,1 mg kg⁻¹, K extraído por Mehlich 66,0 mg kg⁻¹, C total 9,2 g kg⁻¹, N total 0,85 g kg⁻¹ e densidade 1,60 g cm⁻³. A área estava sendo manejada sob SPD e o último cultivo foi o de trigo (*Triticum aestivum* L.) e ervilhaca (*Vicia sativa* L.). Antes da instalação do experimento, os resíduos culturais presentes na superfície do solo foram removidos de forma manual.

3.3.2. Resíduos culturais

Os resíduos culturais (folhas + talos) utilizados no estudo foram obtidos a partir de trigo (*Triticum aestivum* L.), ervilhaca (*Vicia sativa* L.), soja (*Glycine max*) e sorgo (*Sorghum bicolor*) marcados com ¹⁵N em casa de vegetação, de janeiro a outubro de 2017. Além dessas plantas marcadas, foram cultivadas plantas de trigo, ervilhaca, soja e sorgo nas mesmas condições, porém sem a aplicação de ¹⁵N. A marcação das plantas foi realizada através da aplicação de ¹⁵N, na forma de sulfato de amônio (N¹⁵H₄)₂SO₄ (10 atom % ¹⁵N) a uma taxa de 150 kg N ha⁻¹ para a ervilhaca (5x30 kg N ha⁻¹) e de 90 kg N ha⁻¹ para trigo, soja e sorgo (3x30 kg N ha⁻¹) divididas ao longo do desenvolvimento das plantas.

A coleta da parte aérea das plantas foi realizada quando as culturas se encontravam no florescimento para ervilhaca e na maturação fisiológica para as demais. As plantas foram separadas em colmos, folhas e grãos, que foram secos em estufa a temperatura de 45 °C até peso constante. Os resíduos secos foram manualmente picados em pedaços de aproximadamente 2 cm de comprimento e posteriormente armazenados em sacos plásticos até o momento da instalação do experimento. Uma subamostra foi seca em estufa a 65 °C para determinar a matéria seca (MS). Uma segunda subamostra foi moída em moinho estacionário do tipo Willey para análise dos teores de fração solúvel (FS), celulose (CEL), hemicelulose (HEM) e lignina (LIG), pelo método de Van Soest (1963), conforme foi descrito por Redin et al., (2014). Uma terceira subamostra, seca a 65 °C, foi finamente moída em almofariz para análise dos teores de C e N total em analisador elementar (Flash EA 1112, Thermo

Finnigan, Milan, Italy) e da abundância isotópica de ^{15}N em espectrômetro de massas de razão isotópica (Delta V Advantage, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany) acoplado a um analisador elementar (Flash 2000 IRMS, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany) do Laboratório de Análise Elementar e Isótopos Estáveis do Departamento de Solos da UFSM. As características químicas iniciais dos resíduos são apresentadas na Tabela 1 e Material suplementar - Tabela S1.

3.3.3. Delineamento experimental

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado (DIC) com três repetições. Os tratamentos foram quatro resíduos culturais (trigo ervilhaca, soja e sorgo) aplicados em duas quantidades (3 e 6 Mg ha⁻¹). Além desses, foi utilizado um tratamento com somente o solo, sem adição de resíduos. As unidades experimentais de cada tratamento foram montadas em cilindros de PVC (Policloreto de vinila) com 7,5 cm de diâmetro e 14 cm de altura, que foram inseridos no solo a uma profundidade de 10 cm. Para cada tratamento foram montadas 9 unidades experimentais, divididas em três conjuntos, que correspondem às datas de avaliação. Os resíduos culturais compostos por folhas e talos, na proporção de 40:60% para trigo, 60:40% para ervilhaca e 50:50% para sorgo e soja respectivamente, foram dispostos na superfície do solo dos cilindros de PVC, simulando o SPD.

Os resíduos culturais de trigo e ervilhaca (inverno) foram adicionados no solo em dezembro de 2017 e os resíduos de soja e sorgo (verão) foram adicionados em abril de 2018. Os resíduos das culturas de verão marcados foram adicionados sobre resíduos remanescentes das culturas de inverno não marcados. Nos tratamentos com resíduos de inverno marcados foram adicionados resíduos de verão não marcados, nas mesmas quantidades.

3.3.4. Avaliações

3.3.4.1. ^{15}N remanescente nos resíduos culturais

A quantidade de ^{15}N remanescente nos resíduos foi determinada aos 28, 140 e 280 dias após a instalação. Em cada data de avaliação, os resíduos foram coletados e secos em estufa a 65 °C para quantificação da matéria seca remanescente. As

amostras secas de resíduo foram finamente moídas em almofariz para a análise do N total e da abundância isotópica de ^{15}N em analisador elementar (Flash 2000 IRMS, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany) acoplado a um espectrômetro de massa de razão isotópica (DELTA V Advantage, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany) do Laboratório de Análise Elementar e Isótopos Estáveis do Departamento de Solos da UFSM.

3.3.4.2. ^{15}N no solo e ^{15}N orgânico

A quantidade de ^{15}N no solo proveniente da decomposição dos resíduos culturais (^{15}N novo) foi medida aos 28, 140 e 280 dias. Em cada avaliação, os cilindros de PVC foram coletados no campo e o solo foi removido do cilindro, dividido em duas camadas (0-5 cm e 5-10 cm), homogeneizado e colocado em estufa de ar forçado a 50 °C até peso constante. Após seco, o solo foi moído em moinho de bolas para análise do N total e da abundância isotópica de ^{15}N (idem a 3.3.4.1).

A quantidade de ^{15}N orgânico no solo foi determinada pela diferença entre o ^{15}N medido no solo integral e o ^{15}N -mineral presente no solo.

3.3.4.3. Fracionamento físico granulométrico da MOS

O fracionamento físico granulométrico da MOS foi realizado nas amostras de solo coletadas aos 28, 140 e 280 dias (conforme item 3.3.4.2), de acordo com Diochon et al. (2016). As amostras de solo foram separadas em duas frações, uma maior que 53 μm , que corresponde a fração MOP e outra menor que 53 μm , que corresponde a fração MOAM. Para isso, 20 g de solo foram adicionados em um frasco de vidro *snap cap* de 150 ml, com 20 pérolas de vidro (3 mm Ø) e 100 ml de água destilada. As amostras foram agitadas em mesa agitadora horizontal (120 oscilações por minuto) por um período de 16 horas, a fim de destruir os agregados e dispersar os minerais de silte e argila. Após a agitação, as amostras de solo foram passadas por uma peneira de malha 53 μm . A fração que passou pela peneira (< 53 μm) foi acondicionada em recipientes previamente pesados e colocados em estufa de secagem a 60 °C. Posteriormente, as amostras foram pesadas, homogeneizadas e moídas em almofariz para a determinação dos teores de N total e abundância

isotópica de ^{15}N (idem a 3.3.4.1). A determinação do N e ^{15}N da MOP foi realizada pela diferença entre o N e ^{15}N medido no solo integral pelo medido na MOAM.

3.3.4.4. N e ^{15}N -mineral do solo

O N-mineral (N-NH_4^+ e $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$) foi medido nas mesmas datas e tratamentos onde se realizou as quantificações de ^{15}N dos resíduos e solo. O solo dos cilindros de PVC foi dividido em duas camadas (0-5 e 5-10 cm), homogeneizado e realizada a extração do N-mineral com cloreto de potássio (KCl) 1 M, conforme descrito por Tedesco (1995). Para a extração foram utilizados 20 g de solo e adicionados 80 ml de KCl (1:4, s/s), que foram agitados por 30 minutos em agitador mecânico horizontal. Após decantação por 30 minutos, o sobrenadante da solução foi filtrado em filtro de papel (Unifil C42, retenção de partícula de tamanho de 1-2 μm). As quantidades de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) foram quantificadas usando um colorímetro automatizado (SAN plus, Skalar, Breda, Netherlands).

O ^{15}N -mineral do solo foi determinado pelo método de microdifusão (Brooks et al., 1989). No qual as alíquotas do sobrenadante extraídos da solução de KCl+solo foram calculadas para conter pelo menos 100 μg N. Estas amostras foram incubadas por 7 dias a 21 $^\circ\text{C}$ para captação do ^{15}N liberado em discos de fibra de vidro. Após 7 dias de incubação, os discos foram secos a 50 $^\circ\text{C}$ por 2 horas e inseridos em uma cápsula de estanho para determinação da abundância isotópica de ^{15}N (idem a 3.3.4.1).

3.3.4.5. Umidade e temperatura do solo

A umidade e temperatura do solo foi medida em microparcelas instaladas adjacentes aos cilindros de PVC, com as quantidades de resíduos equivalentes aos tratamentos (3 e 6 Mg ha^{-1}). A umidade do solo ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) foi determinada através de sensores FDR (frequency domain reflectometry) (modelo CS616-L, Campbell Scientific, Logan, Utah, USA) acoplados a um data logger (CR1000, Campbell Scientific, Logan, Utah, USA). Os sensores FDR foram inseridos horizontalmente no solo a 2,5 cm de profundidade, representando a camada 0-5 cm e a 7,5 cm de profundidade, representando a camada 5-10 cm, com 3 repetições em cada tratamento e leituras realizadas a cada 5 minutos. Os sensores de temperatura ($^\circ\text{C}$),

do tipo T, foram instalados na superfície do solo (entre a superfície e o mulch), a 2,5 e 7,5 cm de profundidade no solo, com três repetições e tempo de leitura semelhante aos sensores de umidade do solo.

3.3.4.6. Cálculos e análise estatística

A quantidade de ^{15}N recuperada no solo, nas frações da MOS e nos resíduos remanescentes foi calculada pela seguinte equação:

$$^{15}\text{N}(\text{solo}, \text{fração}, \text{resíduo}) = N(\text{solo}, \text{fração}, \text{resíduo}) \times Q^{15}\text{N} / ^{15}\text{N}_{\text{resíduo}} \quad (1)$$

onde, ^{15}N é a quantidade de ^{15}N proveniente do resíduo recuperada no solo, fração ou resíduo remanescente (g), N é a quantidade de N no solo, fração ou resíduo remanescente (g); $Q^{15}\text{N}$ é a quantidade de ^{15}N no solo, fração ou resíduo remanescente (g) e $^{15}\text{N}_{\text{resíduo}}$ é a quantidade de ^{15}N adicionada com o resíduo marcado (g).

A quantidade de ^{15}N no solo foi calculada pela soma das camadas de solo, 0-5 e 5-10 cm de profundidade. A quantidade de ^{15}N dos resíduos que foi recuperada no solo e resíduos remanescentes foi expressa em porcentagem da quantidade de ^{15}N adicionada no início do experimento. O ^{15}N remanescente nos resíduos foi também descrito com uma equação simples de um compartimento, de acordo com Plante e Parton (2007):

$$N \text{ remanescente} = C_0 e^{-kt} \quad (2)$$

onde $N \text{ remanescente}$ é a massa do N restante (% adicionada), C_0 é o % de N no resíduo no tempo 0 (% adicionada), k é a constante da taxa de degradação (dia^{-1}) e t é o tempo (dias).

O tempo de meia vida ($t_{1/2}$) dos resíduos, que corresponde ao tempo necessário para liberar metade da quantidade inicial de N presente nos resíduos, foi calculado a partir de k , segundo Plante e Parton (2007).

Os resultados de ^{15}N remanescente nos resíduos, ^{15}N no solo, ^{15}N nas frações granulométricas da MOS e ^{15}N -mineral foram submetidos à análise de variância e foi testada a interação entre a qualidade química dos resíduos culturais (trigo x ervilhaca

e soja x sorgo) e a quantidade de resíduos culturais ($3 \times 6 \text{ Mg ha}^{-1}$). As médias de todos os tratamentos foram comparadas entre si utilizando o teste de Tukey, a 5% de probabilidade de erro. Os dados foram analisados utilizando o programa estatístico SISVAR (Ferreira, 2011).

Ao longo dos resultados e discussão o termo “resíduos de inverno” estará se referindo aos resíduos de trigo e ervilhaca adicionados na superfície do solo na primeira etapa do experimento. Da mesma forma, “resíduos de verão” irá se referir aos resíduos de soja e sorgo, adicionados na segunda parte do experimento.

3.4. RESULTADOS

3.4.1. Condições ambientais

O acumulado de precipitação durante o período experimental (420 dias) foi de 2073 mm, distribuídos em 122 eventos e a temperatura média do ar variou de 15,9 a 26 °C (Figura 1a). A temperatura e umidade do solo nas camadas 0-5 e 5-10 cm variaram conforme os tratamentos e ao longo do período de experimento (Figuras 1b, 1c, 1d e 1e). O efeito da adição de diferentes quantidades e qualidades químicas de resíduos foi mais pronunciado na umidade e temperatura do solo na camada 0-5 cm, onde se observou diferenças entre as quantidades de 3 e 6 Mg ha^{-1} , como aos 150 dias, quando a umidade do solo com o mulch de 6 Mg ha^{-1} de ervilhaca/sorgo foi 10,5% maior do que no mulch de 3 Mg ha^{-1} (Figura 1c). As maiores diferenças foram observadas logo após a adição dos resíduos na superfície do solo, quando o mulch formado era ainda espesso e também em períodos de baixa precipitação (ex. acumulado de 75,4 mm entre 150-180 dias) (Figuras 1b e 1c). Maiores detalhes sobre as condições ambientais durante a realização do estudo estão descritos no artigo I, item 2.4.1.

3.4.2. ^{15}N remanescente nos resíduos

De modo geral, somente a qualidade química dos resíduos de inverno influenciou o ^{15}N remanescente e não se observou efeito da quantidade de resíduos (Tabela 2). Aos 28 dias, 77,7% do ^{15}N adicionado com a ervilhaca havia sido liberado dos resíduos, restando ao final do estudo apenas 0,3% do ^{15}N adicionado (Figura 2a).

O resíduo de trigo apresentou decomposição mais lenta ao longo do tempo, comparado a ervilhaca e aos 280 dias, 15,3% do ^{15}N adicionado estava presente nos resíduos (Figura 2a). O k e $t_{1/2}$ dos resíduos variaram significativamente com a qualidade e quantidade de resíduos (Material suplementar - Tabela S2). A ervilhaca apresentou o maior k comparado ao trigo (Tabela 3). A quantidade de 6 Mg ha⁻¹ apresentou maior k em relação à 3 Mg ha⁻¹. O $t_{1/2}$ foi maior com o trigo em relação à ervilhaca e a quantidade de 3 Mg ha⁻¹ apresentou maior $t_{1/2}$ em relação à 6 Mg ha⁻¹ (Tabela 3).

O ^{15}N remanescente nos resíduos de verão diferiu entre qualidade e quantidade de resíduos, com interação significativa entre os fatores em todas as datas avaliadas (Tabela 2). Com a soja, a quantidade de resíduos não afetou o ^{15}N remanescente em nenhuma data avaliada, restando aos 280 dias, 2,6% do ^{15}N adicionado, na média das quantidades (Figura 2b). Por outro lado, a quantidade de 6 Mg ha⁻¹ de resíduos de sorgo apresentou menor decomposição em relação a 3 Mg ha⁻¹ em grande parte do estudo. Aos 280 dias, 14,0% do ^{15}N adicionado estava presente com a quantidade de 6 Mg ha⁻¹ e 6,4% com a quantidade de 3 Mg ha⁻¹ (Figura 2b). O k e $t_{1/2}$ dos resíduos foram influenciados apenas pela qualidade dos resíduos (Material suplementar - Tabela S2). A soja apresentou o maior k comparado ao sorgo (Tabela 3). O $t_{1/2}$ foi maior com o sorgo comparado à soja (Tabela 3).

3.4.3. ^{15}N orgânico do solo

O ^{15}N orgânico do solo após a adição dos resíduos de inverno apresentou diferença, com interação significativa entre qualidade química e quantidade de resíduos, somente aos 280 dias (% ^{15}N adicionado) (Tabela 2). Nas demais datas avaliadas nenhum dos fatores afetou o ^{15}N orgânico do solo (Tabela 2). Aos 280 dias, o resíduo de trigo apresentou maior contribuição para o ^{15}N orgânico, principalmente com a adição de 3 Mg ha⁻¹ de resíduos comparado a 6 Mg ha⁻¹ (26,1 x 19,7% ^{15}N adicionado) (Figura 3a). A ervilhaca teve menor acúmulo de ^{15}N orgânico, sem diferença entre as quantidades de resíduos, com média 16,9% do ^{15}N adicionado (Figura 3a). Em valores absolutos (g m⁻²), houve interação significativa entre qualidade química e quantidade de resíduos em todas as datas de avaliação (Material suplementar - Tabela S3). Aos 280 dias, a ervilhaca apresentou maior contribuição para o ^{15}N orgânico, principalmente com a adição de 6 Mg ha⁻¹ comparado a 3 Mg ha⁻¹

¹ (5,2 x 2,1 g m⁻²) (Figura 3d). O trigo apresentou comportamento semelhante, a adição de 6 Mg ha⁻¹ de resíduos contribuiu com 0,8 g m⁻² de ¹⁵N orgânico e a adição de 3 Mg ha⁻¹ contribuiu com 0,6 g m⁻² de ¹⁵N orgânico no solo (Figura 3d).

A partir da adição dos resíduos de verão, houve interação significativa entre qualidade química e quantidade em todas datas de avaliação para o ¹⁵N orgânico no solo (% ¹⁵N adicionado) (Tabela 2). Aos 280 dias, a adição de 3 Mg ha⁻¹ de sorgo contribuiu com 23,2%, enquanto com 6 Mg ha⁻¹ foi de 17,5% do ¹⁵N adicionado (Figura 4a). Com a soja, a adição de 6 Mg ha⁻¹ contribuiu com 19,2% e a adição de 3 Mg ha⁻¹ contribuiu com 14,8% do ¹⁵N adicionado (Figura 4a). Em valores absolutos (g m⁻²), também houve interação significativa entre os fatores em todas as datas de avaliação (Material suplementar - Tabela S3). Aos 280 dias, a adição de maior quantidade de resíduo de soja acumulou mais ¹⁵N orgânico no solo (2,4 x 0,9 g m⁻², para 6 e 3 Mg ha⁻¹, respectivamente) (Figura 4d). O sorgo teve menor contribuição, sendo maior com a adição de 6 Mg ha⁻¹ em relação à 3 Mg ha⁻¹ de resíduos (0,9 x 0,6 g m⁻²) (Figura 4d).

3.4.4. ¹⁵N nas frações da MOS

A porcentagem do ¹⁵N dos resíduos acumulada nas frações da MOS variou ao longo do tempo, sendo influenciada pelos fatores estudados. De maneira geral, o ¹⁵N estabilizado no solo após adição dos resíduos de inverno se concentrou na fração MOAM, independente da qualidade química dos resíduos. Ao final das avaliações, 85,8% do ¹⁵N encontrado no solo estava presente na fração MOAM e 18,8% do ¹⁵N na fração MOP com o resíduo de trigo (Figura 3). Similarmente, o ¹⁵N do resíduo de ervilhaca se concentrou na fração MOAM, com 84,0% do ¹⁵N adicionado e 17,1% do ¹⁵N adicionado na fração MOP (Figura 3).

A dinâmica do ¹⁵N da fração MOP apresentou diferenças significativas somente entre a qualidade química dos resíduos de inverno aos 28 e 140 dias (% adicionado) (Tabela 2). Aos 28 dias, o resíduo de ervilhaca contribuiu com 15,8% do ¹⁵N adicionado, enquanto o trigo contribuiu com 7,0% do ¹⁵N adicionado na fração MOP (Figura 3b). Aos 140 dias, esse comportamento se inverteu e o resíduo de trigo passou a contribuir mais para a fração comparado a ervilhaca (14,4 x 6,8% ¹⁵N adicionado) (Figura 3b). Em termos absolutos (g m⁻²), ocorreu interação significativa entre qualidade química e quantidade de resíduos em todas as datas avaliadas (Material suplementar - Tabela S3). A maior contribuição ocorreu aos 28 dias, quando a adição

de 6 Mg ha⁻¹ de resíduos de ervilhaca contribuiu com 4,5 g m⁻² e a adição de 3 Mg ha⁻¹, com 2,2 g m⁻², (Figura 3e). O trigo teve menor contribuição, com 0,2 g m⁻², sem diferença entre as quantidades de resíduos (Figura 3e).

A estabilização de ¹⁵N da fração MOAM diferiu significativamente somente com a qualidade dos resíduos de inverno, aos 140 e 280 dias, sem efeito significativo da quantidade de resíduos (% adicionado) (Tabela 2). Aos 280 dias, o resíduo de trigo acumulou na fração MOAM, 18,2% do ¹⁵N adicionado, enquanto o resíduo de ervilhaca acumulou, 14,4% do ¹⁵N adicionado (Figura 3c). Em termos absolutos (g m⁻²), houve interação significativa entre qualidade química e quantidade de resíduos em todas as datas avaliadas (Material suplementar - Tabela S3). Aos 280 dias, nós observamos que, de modo geral, o aumento da quantidade promoveu maior acúmulo de ¹⁵N na MOAM, com ambos os resíduos (Figura 3f). Para a ervilhaca, a adição de 6 Mg ha⁻¹ de resíduo acumulou 4,2 g m⁻², enquanto a adição de 3 Mg ha⁻¹, acumulou com 2,0 g m⁻² de ¹⁵N na fração. Com o trigo, a adição de maior quantidade de resíduos promoveu 2 vezes mais acúmulo de ¹⁵N na MOAM (6 Mg ha⁻¹ = 0,8 g m⁻²) do que a menor quantidade (3 Mg ha⁻¹ = 0,4 g m⁻²) (Figura 3f).

A partir da adição dos resíduos de verão, a dinâmica do ¹⁵N na MOS se manteve semelhante à inicial quanto à predominância do ¹⁵N nas frações físicas. Foi possível observar uma maior preferência no acúmulo de N na fração MOAM em relação à MOP. Proporcionalmente, o resíduo de soja contribuiu com 70,1% do ¹⁵N adicionado na fração MOAM e com 29,9% do ¹⁵N adicionado na fração MOP (Figura 4). Bem como, o resíduo de sorgo contribuiu com 68,3% do ¹⁵N adicionado na fração MOAM e com 31,7% do ¹⁵N adicionado na fração MOP (Figura 4).

O ¹⁵N acumulado na fração MOP variou conforme a qualidade química e quantidade de resíduos, com interação significativa aos 140 e 280 dias (% adicionado) (Tabela 2). Aos 280 dias, a adição de 6 Mg ha⁻¹ de resíduos de soja contribuiu com 5,4%, enquanto com adição de 3 Mg ha⁻¹ com 2,5% do ¹⁵N adicionado (Figura 4b). Com o sorgo, a adição de 3 Mg ha⁻¹ levou a maior formação de MOP comparado a adição de 6 Mg ha⁻¹ de resíduos (8,2 x 5,4% ¹⁵N adicionado) (Figura 4b). Em termos absolutos (g m⁻²), o efeito da qualidade química e quantidade de resíduos influenciou significativamente o ¹³C na fração MOP, aos 28 e 140 dias e a interação dos fatores aos 280 dias (Material suplementar - Tabela S3), com comportamento semelhante ao observado em % do ¹⁵N adicionado inicialmente (Figura 4e).

O ^{15}N estabilizado na fração MOAM após a adição dos resíduos de verão diferiu significativamente entre a qualidade química e quantidade de resíduos até os 140 dias (% adicionado) (Tabela 2). Nesta data, o resíduo de soja contribuiu com 15,9% do ^{15}N adicionado, enquanto o resíduo de sorgo contribuiu com 12,5% do ^{15}N adicionado (Figura 4c). A adição de 3 Mg ha^{-1} de resíduos contribuiu com 16% do ^{15}N adicionado na fração e com 12,3% do ^{15}N adicionado com 6 Mg ha^{-1} de resíduos (Figura 4c). Aos 280 dias, nenhum dos fatores avaliados afetou o ^{15}N na fração MOAM, com média de 12,9% do ^{15}N adicionado (% adicionado) (Figura 4c). Em termos absolutos (g m^{-2}), houve interação significativa entre os fatores estudados, aos 140 e 280 dias (Material suplementar - Tabela S3). A maior quantidade de ^{15}N estabilizada na MOAM ocorreu aos 140 dias, quando a adição de maiores quantidades de resíduos de soja promoveu maior acúmulo de ^{15}N na fração comparado a adição de menores quantidades ($6 \text{ Mg ha}^{-1} = 1,7 \text{ g m}^{-2}$; $3 \text{ Mg ha}^{-1} = 1,1 \text{ g m}^{-2}$) (Figura 4f). As diferentes quantidades de resíduos de sorgo não influenciaram o acúmulo de ^{15}N na fração MOAM, com média de $0,4 \text{ g m}^{-2}$ (Figura 4f).

3.4.5. ^{15}N -mineral no solo

Após a adição dos resíduos de inverno, o efeito significativo da qualidade química e quantidade de resíduos foi observado sobre o ^{15}N -mineral, aos 28 e 140 dias. O maior conteúdo de ^{15}N -mineral no solo ao longo do experimento foi medido aos 28 dias, quando o resíduo de ervilhaca contribuiu com 19,9% do ^{15}N adicionado e o trigo, com 8,6% do ^{15}N adicionado (Figura 5a). A adição de 3 Mg ha^{-1} de resíduo resultou em 15,2% do ^{15}N adicionado mineralizado no solo e de 13,3% do ^{15}N adicionado com a adição de 6 Mg ha^{-1} (Figura 5a). Nas demais avaliações o ^{15}N -mineral do solo reduziu consideravelmente. Aos 280 dias, o resíduo de trigo contribuiu mais para o ^{15}N -mineral com 3 Mg ha^{-1} de resíduos comparado a 6 Mg ha^{-1} ($0,2 \times 0,1\%$ ^{15}N adicionado) (Figura 5a). O ^{15}N mineralizado no solo com a ervilhaca não foi influenciado pela quantidade de resíduos, com média de 0,02% do ^{15}N adicionado inicialmente (Figura 5a).

A partir da adição dos resíduos de verão, nós observamos que houve interação significativa entre qualidade química e quantidade de resíduos para o ^{15}N -mineral do solo, aos 28 e 140 dias. (Tabela 2). Os maiores valores de ^{15}N -mineral foram medidos aos 28 dias, quando a quantidade de 3 Mg ha^{-1} de soja contribuiu mais para o ^{15}N -

mineral comparado a adição de 6 Mg ha⁻¹ (1,7 x 0,8% ¹⁵N adicionado) (Figura 5b). O resíduo de sorgo apresentou menor contribuição para o ¹⁵N-mineral, sem diferença entre as quantidades de resíduos, com média de 0,7% ¹⁵N adicionado (Figura 5b). Aos 280 dias nenhum dos fatores testados influenciou significativamente o ¹⁵N-mineral, com média 0,1% ¹⁵N adicionado (Tabela 2) (Figura 5b).

3.4.6. ¹⁵N orgânico no solo - sistemas

A contribuição de cada sistema de culturas (inverno ou verão) ao longo do período experimental para o acúmulo de ¹⁵N orgânico no solo foi maior quando adicionado 6 Mg ha⁻¹ resíduos de ervilhaca no inverno e de 6 Mg ha⁻¹ de sorgo no verão, com 6,1 g m⁻² de ¹⁵N, após 280 dias (Figura 6). Por outro lado, a adição de 3 Mg ha⁻¹ de resíduos de trigo no inverno e 3 Mg ha⁻¹ de soja no verão resultou no menor conteúdo de ¹⁵N orgânico no solo, com 1,5 g m⁻² (Figura 6).

3.5. DISCUSSÃO

3.5.1. Efeito da qualidade química dos resíduos

De modo geral, se observou que o N remanescente nos resíduos foi influenciado pela qualidade química dos resíduos de inverno e verão, corroborando com estudos já desenvolvidos neste ambiente (Aita e Giacomini, 2003; Acosta et al., 2014; Weiler et al., 2019; Schmatz et al., 2020). Os resíduos de alta qualidade tiveram maior decomposição e liberação de N comparado aos resíduos de baixa qualidade química, confirmando nossa primeira hipótese. De acordo com a literatura, a rápida decomposição e liberação de N dos resíduos de alta qualidade, como de ervilhaca e soja, se deve ao maior conteúdo de fração solúvel desses resíduos, aliado também a maior quantidade de N (Berg e McLaugherty, 2014; Weiler et al., 2019). A combinação desses fatores favorece o maior crescimento microbiano e por consequência a maior decomposição e liberação de N dos resíduos (Lynch et al., 2016; Schmatz et al., 2020). Por outro lado, para resíduos de baixa qualidade química, como de trigo e sorgo, a decomposição pode ser limitada pelo menor teor de N, o que acarreta na necessidade de suprir essa demanda do solo (Williams et al., 2018; Cao et al., 2020). Ainda, a presença de compostos recalcitrantes requer enzimas

específicas para degradação (Cotrufo et al., 2013), tudo isso leva a taxas de decomposição menores desses resíduos.

Os resíduos de alta qualidade apresentaram maior decomposição, o que resultou em maior conteúdo de N orgânico no solo (g m^{-2}), sendo mais pronunciado nos primeiros 28 dias de avaliação. Esse comportamento ocorre devido à rápida decomposição e liberação do N presente em compostos lábeis, na fase inicial de decomposição (Schmatz et al., 2017), como açúcares, aminoácidos e fenóis (Cotrufo et al., 2013). Isso, aliado a condições de temperatura e umidade favoráveis, explica a maior liberação e acúmulo de N desses resíduos no solo (Weiler et al., 2019; Ardeni et al., 2023). Assim, esse resultado reforça a importância da inclusão de espécies leguminosas nos sistemas de cultivo, pois além da adição de N via FBN, promovem aumento no conteúdo de N do solo, o qual pode ser mineralizado e estar disponível para as plantas (Lynch et al., 2016), assim como, pode ser estabilizado na MOS (Fuchs et al., 2023).

Quando considerado o N adicionado no início do experimento, o efeito da qualidade química dos resíduos foi inverso (% N adicionado). Observamos que os resíduos de baixa qualidade (trigo e sorgo) tiveram contribuição maior ou igual aos resíduos de alta qualidade para o N orgânico do solo em grande parte das avaliações, contrariando nossa primeira hipótese. Esse comportamento pode estar relacionado a alguns fatores, tais como: a rápida liberação do N solúvel presente nos resíduos de alta qualidade, o qual foi mineralizado no solo à forma inorgânica (Schmatz et al., 2017); parte do N do solo pode ter sido utilizado pelos microrganismos para decomposição de compostos recalcitrantes presentes nos resíduos (Cao et al., 2020; Schmatz et al., 2017), o que levou a exaustão de compostos com o decorrer da decomposição e a menor contribuição dos resíduos de alta qualidade no acúmulo de N no solo, predominando maiores quantidades de N vindas dos resíduos de baixa qualidade, como trigo e sorgo.

Nas frações da MOS, nós verificamos que independente da época de adição e da qualidade química dos resíduos, ocorreu o predomínio na distribuição do N na fração MOAM (75% do N, na média de todos resíduos) em relação à MOP. Pollet et al. (2019), também encontraram maior proporção do N adicionado com os resíduos culturais na fração silte+argila, em dois solos. Ainda Fuchs et al. (2023), observaram que mais de 93% do ^{15}N adicionado através de fertilização mineral e adubação orgânica (dejetos bovinos) no solo foi encontrada na fração MOAM, após dois anos.

Esse resultado pode estar relacionado ao teor de argila do solo. De acordo com Chivenge et al. (2011), a retenção de N no solo depende em grande parte do teor de argila do solo, uma vez que um alto teor de argila oferece mais sítios de ligação para compostos ricos em N (Chantigny et al., 2004). Apesar da quantidade de argila do solo em estudo ser considerada baixa (11%), possivelmente o solo apresentava ainda capacidade de estabilização de N, o que propiciou para que grande parte do N fosse estabilizado na fração mineral.

O acúmulo de N na fração MOP esteve intimamente ligada à liberação de N dos resíduos. A fase inicial de decomposição foi caracterizada pelo maior acúmulo de N com os resíduos de alta qualidade. Posteriormente, a maior parte do N acumulada na fração passou a ser com os resíduos de baixa qualidade, o que contraria nossa primeira hipótese. Os resíduos de alta qualidade são conhecidos por apresentarem rápidas taxas de mineralização, restando na superfície apenas resíduos parcialmente decompostos, que formam a fração MOP (Cotrufo et al. 2013; Gregorich et al., 2017; Samson et al., 2020). Por outro lado, resíduos de baixa qualidade necessitam microrganismos com enzimas específicas capazes de degradar compostos recalcitrantes, passando assim a se decompor lentamente e se acumular no solo (Cotrufo et al., 2013; Luce et al., 2014).

O maior acúmulo de N na MOP pelos resíduos de baixa qualidade está de acordo com os achados de Pollet et al. (2019), que verificaram contribuição semelhante para o N na fração areia grossa ($>250 \mu\text{m}$) com a adição de resíduos de arroz (C/N 41.2), sorgo (C/N 61.3) e soja (C/N 26.8), e maior com os resíduos de arroz e sorgo na fração areia fina ($250\text{-}53 \mu\text{m}$), após 360 dias de avaliações. Ligado a isso, verificamos em nosso estudo que a menor contribuição do resíduo de soja em relação ao sorgo pode estar relacionada à exaustão de compostos lábeis presentes no resíduo de soja e possível transferência do N do resíduo de soja para o mulch de trigo, que ainda permanecia na superfície do solo (dados não mostrados). O N liberado do resíduo de soja pode ter sido utilizado pelos microrganismos para degradar o resíduo de trigo, uma vez que o resíduo de soja apresentou menor quantidade de ^{15}N remanescente e sua contribuição não foi proporcional no acúmulo de ^{15}N no solo. Segundo Zheng e Marschner (2017), um resíduo de baixa qualidade, previamente adicionado, pode estimular uma maior decomposição do resíduo de alta qualidade adicionado posteriormente. Por outro lado, com o resíduo de sorgo, o mulch anterior

(ervilhaca) já havia sido praticamente todo decomposto e assim o N liberado do resíduo de sorgo pode ter sido transferido diretamente para o solo.

A estabilização do N na fração MOAM variou com a qualidade dos resíduos ao longo do tempo. Aos 28 dias, parte do N dos resíduos se acumulou na fração MOAM, principalmente com os resíduos de ervilhaca e soja. Esse resultado pode indicar que os compostos lábeis, liberados na fase inicial de decomposição desses resíduos, podem ter sido estabilizados diretamente na fração MOAM. Segundo Kleber et al. (2011) e Kopittke et al. (2018), compostos lábeis são estabilizados diretamente na fração mineral, através de ligações químicas com as superfícies. Com o passar do tempo, a redução do N da fração MOP com os resíduos de ervilhaca resultou em aumento da quantidade de N na MOAM, o que sugere que o N presente na fração MOP foi transformado pelos microrganismos e estabilizado na MOAM (Liang et al., 2020; Daly et al., 2021). De acordo com Cyle et al. (2016), os produtos microbianos ricos em N podem ser estabilizados diretamente nas superfícies dos minerais. Ao final do experimento, observou-se que o resíduo de trigo contribuiu mais para o N da MOAM comparado ao resíduo de ervilhaca (% adicionada). A maior estabilização de N pelo resíduo de trigo pode estar atrelada a uma maior decomposição dos resíduos estimulada pelo N que foi adicionado aos 140 dias pelo resíduo de soja, isso pode ter levado os microrganismos a estabilizarem mais efetivamente o N liberado do resíduo de trigo na MOAM. Ainda, pode estar relacionada ao suprimento de N presente nos resíduos (Tabela 1). Os resíduos de leguminosas, ricos em N, apresentaram maior proporção do N na forma inorgânica no solo (28 dias). Por outro lado, os resíduos de gramíneas, pobres em N, tiveram maior participação no acúmulo de N na forma orgânica. Isso, pode justificar uma maior quantidade de N na MOAM vindo do resíduo de trigo, uma vez que boa parte do N liberado do resíduo foi encontrado na fração mineral do solo.

Conjuntamente à rápida taxa de decomposição dos resíduos das espécies leguminosas, se observou aumento do N-mineral no solo. As maiores quantidades de N-mineral foram medidas na fase inicial de decomposição, com os resíduos de inverno e de verão. Este resultado está de acordo com Schmatz et al. (2017), que encontraram maior quantidade de N-mineral após a adição de resíduos de ervilhaca comparado a resíduos de trigo e ervilha. Com o passar do tempo, a quantidade de N-mineral reduziu no solo. Possivelmente, uma parte do N-mineral disponível no solo foi utilizado pelos microrganismos para degradação de compostos recalcitrantes presentes nos

resíduos. Segundo Cheng et al. (2017), a adição de resíduos de alta C/N comumente resulta em redução do N-mineral do solo, devido a imobilização do N na biomassa microbiana. Além disso, os frequentes eventos de precipitação podem ter favorecido que parte do N possa ter percolado no solo, na forma de NO_3^- , uma vez que aos 140 dias se registrou uma menor quantidade de N-mineral no solo. Somado a isso, uma condição com presença de NO_3^- , C lábil e de umidade do solo elevada pode resultar na perda de N via desnitrificação, na forma de N_2 e óxido nitroso (N_2O) (Gelfand et al., 2015; Congreves et al., 2019). Ardenti et al. (2023), não encontraram diferenças no sequestro de N de solos manejados em SPD, com o uso plantas de cobertura (centeio e ervilhaca), pois parte do N adicionado com as espécies leguminosas pode ter sido perdido no ambiente, via lixiviação de NO_3^- ou emissão de N_2O . Para Fiorini et al. (2020), o tipo de cultura de cobertura foi considerado como um dos principais impulsionadores das emissões de N_2O , uma vez que no estudo a emissão de N_2O com o resíduo de centeio foi 20–36% inferior a medida com o resíduo de ervilhaca peluda, devido à menor disponibilidade de N-mineral no solo. Além disso, o fato de não haver plantas presentes no solo que poderiam absorver o N disponível, também reforça que boa parte do N-mineral pode ter sido perdida no sistema (Fiorini et al., 2020).

3.5.2. Efeito da quantidade de resíduos

A quantidade de resíduos apresentou pouca influência na liberação de ^{15}N dos resíduos, com maior importância somente após a adição dos resíduos de verão, corroborando parcialmente com nossa segunda hipótese. Dietrich et al. (2019), estudando a decomposição de diferentes quantidades de resíduos de cana-de-açúcar em ambiente similar ao do estudo, afirmam que apesar do contato da massa total de resíduos reduzir com aumento da quantidade de resíduos, isso não influencia na taxa de decomposição e atribuem esse resultado à formação de um gradiente de umidade dentro do mulch, sendo mais úmido próximo ao solo e mais seco quando mais distante. Esse aspecto pode justificar que a liberação de N dos resíduos seja semelhante com o aumento da quantidade de resíduos. Esse resultado também está de acordo com os obtidos no artigo I, onde não se observou efeito da quantidade de resíduos sobre a decomposição e também com os achados de Schmatz et al. (2020)

com trigo e ervilhaca (3-9 Mg ha⁻¹), Dietrich et al. (2017) com cana-de-açúcar (4-12 Mg ha⁻¹) e Williams et al. (2018) com centeio (2-15 Mg ha⁻¹).

Após a adição dos resíduos de verão, o efeito da quantidade de resíduos foi significativo apenas para o resíduo de sorgo, possivelmente, a menor decomposição do resíduo de sorgo na fase inicial possa estar atrelada ao baixo teor de N presente no resíduo, que restringiu o crescimento microbiano e a decomposição (Cao et al., 2020). Ainda, a adição de maior quantidade de resíduos de sorgo promoveu a formação de mulch mais espesso. Essa condição pode reduzir o contato dos resíduos com o solo e a difusão do N até os sítios de decomposição na camada superficial do mulch (Halde e Entz, 2016). Apesar de estudos em local semelhante não terem observado alterações na decomposição de diferentes quantidades de resíduos (Dietrich et al., 2019), possivelmente as condições ambientais podem ter restringido a decomposição no mulch mais espessos, uma vez que no período de avaliação da decomposição do resíduo de sorgo se observaram temperaturas menores (média de 15 °C até 140 dias) (Figura 1a). Essas condições ambientais são consideradas limitantes e podem retardar a atividade dos microrganismos decompositores (Gregorich et al., 2017; Lenka et al., 2019), principalmente quando maior quantidade de resíduos é adicionada (Figura 1f).

O aumento da quantidade de resíduos aumentou o conteúdo de N orgânico no solo em termos absolutos (g m⁻²), mas quando considerado o N adicionado inicialmente, a adição de menor quantidade de resíduos aumentou a entrada de N no solo, ao final das avaliações. Esse resultado pode ser justificado pelo maior contato solo-resíduo propiciado com a adição de 3 Mg ha⁻¹ comparado a 6 Mg ha⁻¹, aumentando a proporção do mulch em contato direto com o solo (Findeling et al., 2007). De acordo com Stott et al. (1990) e Steiner et al. (1999), o aumento da quantidade de resíduos tende a reduzir as taxas de decomposição. Apesar de não termos observado diferenças na liberação de N entre as duas quantidades de resíduos, o maior contato solo-resíduo com adição de 3 Mg ha⁻¹ de resíduos propiciou que maior parte do N fosse acumulado no solo. Esse resultado pode estar relacionado a maior proteção do N no solo, o qual pode ficar retido nas partículas minerais do solo, dentro de agregados (Six et al., 1998). Por outro lado, o aumento da quantidade de resíduos reduz o contato solo-resíduo e pode contribuir para que menor quantidade do N fique acumulado no solo e maior parte fique retido na biomassa microbiana (Williams et al., 2018).

De maneira geral, a adição de diferentes quantidades de resíduos de inverno não impactou na distribuição do N nas frações MOP e MOAM. No entanto, teve influência na entrada de N após a adição dos resíduos de verão, contrariando parcialmente a segunda hipótese. A adição de menor quantidade de resíduos de verão resultou em maior quantidade de N na fração MOP (exceto soja - 280 dias) e MOAM. Esse resultado se deve ao fato da menor quantidade de resíduos propiciar maior contato solo-resíduo, o que promove maior proximidade do N com o solo (Balesdent et al., 2000). Além disso, a adição de menor quantidade de resíduo favorece a maior proteção física do N dentro dos agregados, principalmente o N presente na fração MOP. Segundo Lavalley et al. (2019), a fração MOP é composta principalmente de materiais vegetais decompostos que não são diretamente assimiláveis pelos microrganismos, mas que podem ser facilmente decompostos. Diferentemente, a adição de maior quantidade de resíduos resulta em parte do N desprotegida, ficando suscetível à mineralização (Mitchell et al., 2018). Por outro lado, em termos absolutos (g m^{-2}), o aumento da quantidade de resíduos aumentou o conteúdo de N em ambas as frações. Esse resultado está de acordo com Mitchell et al. (2018), que observaram que o aumento da quantidade de resíduos promoveu aumento na quantidade de N recuperada nos diferentes compartimentos da MOS, com destaque a fração silte e argila. Dessa forma, esse resultado reforça a importância da rotação de culturas para o aumento dos estoques de N do solo (Nicoloso et al., 2019), através de sistemas de culturas que promovam maior diversidade e quantidade de resíduos.

O aumento da quantidade de resíduos promoveu aumento na quantidade de N-mineral do solo, com destaque aos primeiros 28 dias de decomposição dos resíduos (g m^{-2}). Schmatz et al. (2020), também encontraram maior quantidade de NH_4^+ e NO_3^- com adição crescente de resíduos de ervilhaca e trigo em um solo semelhante ao do estudo. O aporte de maior quantidade de resíduos, principalmente aqueles ricos em N, promove aumento significativo do teor de N-mineral do solo (Acosta et al., 2014). Por outro lado, o maior aporte de resíduos com alta C/N promove a imobilização do N na biomassa microbiana, isso pois a maior quantidade de C disponível para os microrganismos impacta em maior imobilização do N, bem como o seu acúmulo gradual em formas orgânicas, aumentando a capacidade de suprimento deste nutriente ao longo do tempo (Vargas et al., 2005). No entanto, em relação a quantidade adicionada inicialmente (% adicionada), as menores quantidades de resíduos promoveram maior quantidade de N-mineral no solo, esse resultado está de

acordo com Acosta et al. (2014), que também observaram maior quantidade de N mineralizado (% do adicionado) com a diminuição da quantidade de resíduos de aveia preta, nabo e ervilhaca aos 30 dias, sobretudo no primeiro ano de avaliação.

3.5.3. Acúmulo de N no solo pelos sistemas de culturas

O acúmulo de N orgânico no solo pelos dois sistemas de culturas (inverno e verão) foi influenciada pela quantidade de resíduos adicionada e pelas espécies utilizadas. Verificamos que o aumento da quantidade de resíduos adicionados na superfície do solo resultou em aumento na quantidade de N orgânico no solo, sobretudo na sucessão de resíduos de ervilhaca-sorgo (g m^{-2}). Esse resultado demonstra a importância de sistemas de rotação que aportam elevada quantidade de resíduos e promovam a liberação de nutrientes, como do N (Acosta et al., 2014; Weiler et al., 2019). Nesse sentido, a implantação de espécies gramíneas após leguminosas é uma boa estratégia para maximizar o aproveitamento do N liberado durante a decomposição da leguminosa, além de aumentar o estoque de N no solo. Relacionado a isso, Fuchs et al. (2023) afirmam que o N armazenado no solo, sobretudo na fração associada aos minerais, desempenha papel fundamental no suprimento de N às plantas. No estudo, os autores observaram que cerca de 2% do N adicionado através de fertilização orgânica ou mineral estava disponível para plantas de aveia, após 2 anos da aplicação. Dessa forma, o manejo adequado dos resíduos culturais irá refletir em aumento nos estoques de N e maior disponibilidade de N às plantas e ainda auxiliar no sequestro de C no solo (Veloso et al., 2020).

3.6. CONCLUSÃO

Os resíduos de alta qualidade química apresentaram maior liberação e acúmulo de N no solo, embora, proporcionalmente, resíduos de baixa qualidade química tenham maior contribuição para o N no solo, comparado a resíduos de alta qualidade.

A quantidade de resíduos influenciou apenas a dinâmica de liberação do N dos resíduos de verão. A adição de maior quantidade de resíduos resultou em maior acúmulo de N no solo e nas frações da MOS, em valores absolutos.

Nossos resultados apontam também que, sistemas de culturas com maior adição de resíduos e que combinem resíduos de alta e baixa qualidade são boas

alternativas para aumentar o conteúdo de N do solo. Sendo assim, a escolha das espécies nos sistemas de rotação de culturas deve considerar a quantidade de resíduos que é depositada no solo e a qualidade química dos resíduos.

3.7. REFERÊNCIAS

Acosta JADA, Amado TJC, Silva LS, Santi A, Weber MA. Decomposição da fitomassa de plantas de cobertura e liberação de nitrogênio em função da quantidade de resíduos aportada ao solo sob sistema plantio direto. *Revista Ciência Rural*, 2014;44:801-809.

Aita C, Giacomini SJ. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. *Rev Bras Cienc Solo*. 2003;27:601-612. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000400004>

Ardenti F, Capra F, Lommi M, Fiorini A, Tabaglio V. Long-term C and N sequestration under no-till is governed by biomass production of cover crops rather than differences in grass vs. legume biomass quality. *Soil Tillage Research*. 2023;228:105630. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105630>

Balesdent J, Chenu C, Balabane, M. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Tillage Res*. 2000;53:215–230. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00107-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00107-5)

Berg B, McClaugherty C. Decomposition, humus formation, carbon sequestration. 3rd edition. Germany: Plant Litter; 2014.

Bingham AH, Cotrufo MF. Organic nitrogen storage in mineral soil: Implications for policy and management. *Science of the Total Environment*. 2016;551:116-126. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.020>

Brooks PD, Stark JM, McInteer BB, Preston T Diffusion method to prepare soil extracts for automated nitrogen-15 analysis. *Soil Sci Soc Am J* 1989;53:1707-1711. <https://doi:10.2136/sssaj1989.03615995005300060016x>

Canisares LP, Banet T, Rinehart B, McNear D, Poffenbarger H. Litter quality and living roots affected the formation of new mineral-associated organic carbon but did not affect total mineral-associated organic carbon in a short-term incubation. *Geoderma*. 2023;430:116302. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116302>

Cao Y, Zhao F, Zhang Z, Zhu T, Xiao H. Biotic and abiotic nitrogen immobilization in soil incorporated with crop residue. *Soil Tillage Research*. 2020;202: 104664. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104664>

Castellano MJ, Mueller KE, Olk DC, Sawyer JE, Six J. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. *Global Change Biology*. 2015;21(9):3200-3209. <https://doi.org/10.1111/gcb.12982>

Chantigny MH, Angers DA, Morvan T, Pomar C. Dynamics of pig slurry nitrogen in soil and plant as determined with ^{15}N . *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2004;68:637-643. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.6370>

Cheng Y, Wang J, Wang J, Chang SX, Wang S. The quality and quantity of exogenous organic carbon input control microbial NO_3^- immobilization: a metaanalysis. *Soil Biol. Biochem.* 2017;115:357–363. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.006>

Chivenge P, Vanlauwe B, Gentile R, Six J. Comparison of organic versus mineral resource effects on short-term aggregate carbon and nitrogen dynamics in a sandy soil versus a fine textured soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment.* 2011;140:361-371. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.004>

Congreves KA, Phan T, Farrell RE. A new look at an old concept: using $^{15}\text{N}_2\text{O}$ isotopomers to understand the relationship between soil moisture and N_2O production pathways. *Soil*, 2019. 5:265-274. <https://doi.org/10.5194/soil-5-265-2019>

Córdova SC, Olk DC, Dietzel RN, Mueller KE, Archontouilis SV, Castellano MJ, Plant litter quality affects the accumulation rate, composition, and stability of mineral-associated soil organic matter. *Soil Biol and Biochem.* 2018;125:115-124. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.07.010>

Cotrufo MF, Wallenstein MD, Boot CM, Deneff K, Paul E. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter. *Global Change Biology.* 2013;19:988-995. <https://doi.org/10.1111/gcb.12113>

Cyle KT, Hill N, Young K, Jenkins T, Hancock D, Schroeder PA, Thompson A. Substrate quality influences organic matter accumulation in the soil silt and clay fraction. *Soil Biol Biochem.* 2016;103:138-148. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.08.014>

Daly AB, Jilling A, Bowles TM, Buchkowski RW, Frey SD, Kallenbach CM, Keiluweit M, Mooshammer M, Schimel JP, Grandy AS. A holistic framework integrating plant-microbe-mineral regulation of soil bioavailable nitrogen. *Biogeochemistry.* 2021;154(2):211-229.

Demetrio WC, Ribeiro RH, Nadolny H, Bartz ML, Brown GG. Earthworms in Brazilian no-tillage agriculture: Current status and future challenges. *European J Soil Science.* 2020;71(6):988-1005. <https://doi.org/10.1111/ejss.12918>

Dietrich G, Sauvadet M, Recous S, Redin M, Pfeifer IC, Garlet CM, Bazzo H, Giacomini SJ. Sugarcane mulch C and N dynamics during decomposition under different rates of trash removal. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2017;243:123-131. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.013>

Dietrich G, Recous S, Pinheiro PL, Weiler DA, Schu AL, Rambo MRL, Giacomini SJ. Gradient of decomposition in sugarcane mulches of various thicknesses. *Soil and Tillage Research.* 2019;192:66-75. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.022>

Diochon A, Gillespie AW, Ellert BH, Janzen HH, Gregorich EG. Recovery and dynamics of decomposing plant residue in soil: an evaluation of three fractionation methods. *European Journal of Soil Science*. 2016;67(2):196-205. <https://doi.org/10.1111/ejss.12316>

Ferreira DF. Sisvar: a computer statistical analysis system. *Ciência e Agrotecnologia*. 2011;35:1039-1042.

Findeling A, Garnier P, Coppens F, Lafolie F, Recous S. Modelling water, carbon and nitrogen dynamics in soil covered with decomposing mulch. *European J of Soil Science* 2007;58:196–206. <https://doi.org/10.1111/j.1365-389.2006.00826.x>

Fiorini A, Maris SC, Abalos D, Amaducci S, Tabaglio V. Combining no-till with rye (*Secale cereale* L.) cover crop mitigates nitrous oxide emissions without decreasing yield. *Soil Tillage Res*. 2020;196:104442 <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104442>

Fiorini A, Remelli S, Boselli R, Mantovi P, Ardenti F, Trevisan M, Menta C, Tabaglio V. Driving crop yield, soil organic C pools, and soil biodiversity with selected winter cover crops under no-till. *Soil Tillage Research*. 2022;217:105283. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105283>

Fuchs M, Frick H, Moinet GY, Mayer M, Bünemann EK. Residual nitrogen from slurry and mineral fertiliser two years after application: Fractionation and plant availability. *Soil Biol Biochem*. 2023;177:108908. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108908>

Gelfand I, Cui M, Tang J, Robertson GP. Short-term drought response of N₂O and CO₂ emissions from mesic agricultural soils in the US Midwest. *Agr Ecosyst Environ*, 2015;212:27-133. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.07.005>

Gregorich EG, Janzen H, Ellert BH, Helgason BL, Qian B, Zebarth BJ.. Litter decay controlled by temperature, not soil properties, affecting future soil carbon. *Global Change Biology*. 2017;23(4):1725-1734. <https://doi.org/10.1111/gcb.13502>

Halde C, Entz MH. Plant species and mulch application rate affected decomposition of cover crop mulches used in organic rotational no-till systems. *Canadian Journal of Plant Science*. 2016;96(1):59-71. <https://doi.org/10.1139/cjps-2015-0095>

Iqbal A, Garnier P, Lashermes G, Recous S. A new equation to simulate the contact between soil and maize residues of different sizes during their decomposition. *Biology and Fertility of Soils*. 2013;50(4):645-655. <https://doi.org/10.1007/s00374-013-0876-5>

Jilling A, Keiluweit M, Contosta AR, Frey S, Schimel J, Schneck J, Smith, RG, Tiemann L, Grandy AS. Minerals in the rhizosphere: overlooked mediators of soil nitrogen availability to plants and microbes. *Biogeochemistry*. 2018;139:103-122. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0459-5>

Kleber M, Johnson M. Advances in Understanding the Molecular Structure of Soil Organic Matter: Implications for Interactions in the Environment. *Advances in Agronomy*. 2010;106:77-142. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)06003-7](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)06003-7)

Kleber M, Nico PS, Plante A, Filley T, Kramer M, Swanston C, Sollins P. Old and stable soil organic matter is not necessarily chemically recalcitrant: implications for modeling concepts and temperature sensitivity. *Global Change Biology*. 2011;17(2):1097-1107. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02278.x>

Kopittke PM, Hernandez-Soriano MC, Dalal RC, Finn D, Menzies NW, Hoeschen, C, Mueller CW. Nitrogen-rich microbial products provide new organo-mineral associations for the stabilization of soil organic matter. *Global Change Biology*, 2018;24(4);1762-1770. <https://doi.org/10.1111/gcb.14009>

Lavallee JM, Soong JL, Cotrufo MF. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*. 2020;26(1):261-273. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>

Leal OA, Amado TJ, Fiorin JE, Keller C, Reimche GB, Rice CW, Nicoloso, RS, Bortolotto RP, Schwalbert R. Linking cover crop residue quality and tillage system to CO₂-C emission, soil C and N stocks and crop yield based on a long-term experiment. *Agronomy*. 2020;10(12):1848. <https://doi.org/10.3390/agronomy10121848>

Lenka S, Trivedi P, Singh B, Singh BP, Pendall E, Bass A, Lenka NK. Effect of crop residue addition on soil organic carbon priming as influenced by temperature and soil properties. *Geoderma*, 2019;347:70-79. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.03.039>

Liang C, Kästner M, Joergensen RG. Microbial necromass on the rise: The growing focus on its role in soil organic matter development. *Soil Biology and Biochemistry*, 2020;150:108000. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108000>

Luce MS, Whalen JK, Ziadi N, Zebarth BJ, Chantigny MH. Labile organic nitrogen transformations in clay and sandy-loam soils amended with ¹⁵N-labelled faba bean and wheat residues. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014;68:208-218. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.09.033>

Lynch MJ, Mulvaney MJ, Hodges SC, Thompson TL, Thomason WE. Decomposition, nitrogen and carbon mineralization from food and cover crop residues in the central plateau of Haiti. *Springerplus*. 2016;5:1-9. <https://doi.org/10.1186/s40064-016-2651-1>

Mitchell E, Scheer C, Rowlings D, Conant RT, Cotrufo MF, Grace P. Amount and incorporation of plant residue inputs modify residue stabilisation dynamics in soil organic matter fractions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2018;256:82-91. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.006>

Nicoloso RDS, Amado TJC, Rice CW, Pires C, Fiorin JE. A rotação de culturas aumenta os estoques de carbono e nitrogênio no solo sob sistema plantio direto. In: *Resultados comparativos de 32 anos de Sistema Plantio Direto e Convencional; Sescop/RS; 2019, Porto Alegre, Rio Grande do Sul*. 208.

Pires LF, Borges JA, Rosa JA, Cooper M, Heck RJ, Passoni S, Roque, WL. Soil structure changes induced by tillage systems. *Soil Tillage Research*, 2017;165:66-79. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.07.01>

Plante AF, Parton WJ. The dynamics of soil organic matter and nutrient cycling. In: Paul EA, editor. *Soil microbiology, Ecology, and Biochemistry*. 3rd ed. Amsterdam: Academic Press; 2007. p. 433–464.

Pollet CS, Silva LSD, Chaves B, Rosa L, Dossin MF, Giacomini SJ, Cargnelutti A. Influence of summer crop residues on ¹⁵N present in organic matter fractions under two lowland soils. *Ciência Rural*. 2019;49:20180747. <http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20180747>

Redin M, Recous S, Aita C, Dietrich G, Skolaude AC, Ludke WH, Schmatz R, Giacomini SJ. How the chemical composition and heterogeneity of crop residue mixtures decomposing at the soil surface affects C and N mineralization. *Soil biology and biochemistry*. 2014;78:65-75. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.07.014>

Sá JCM, Cerri CC, Lal R, Dick WA, Piccolo MC, Feigl BE. Soil organic carbon and fertility interactions affected by a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol *Soil Tillage Research*, 2009;104(1):56-64. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.11.007>

Samson MÉ, Chantigny MH, Vanasse A, Menasseri-Aubry S, Angers DA. Coarse mineral-associated organic matter is a pivotal fraction for SOM formation and is sensitive to the quality of organic inputs. *Soil Biol Biochem*. 2020;149: 107935. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107935>

Schmatz R, Recous S, Aita C, Tahir MM, Schu AL, Chaves B, Giacomini SJ. Crop residue quality and soil type influence the priming effect but not the fate of crop residue C. *Plant Soil*. 2017;414(1):229-245. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-3120-x>

Schmatz R, Recous S, Weiler DA, Pilecco GE, Schu AL, Giovelli RL, Giacomini, SJ. How the mass and quality of wheat and vetch mulches affect drivers of soil N₂O emissions. *Geoderma*. 2020;372:114395. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114395>

Six J, Elliott ET, Paustian K, Doran JW. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J*. 1998;62:1367–1377. <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200050032x>

Soil Survey Staff. *Keys to soil taxonomy*, 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC. 2014.

Steiner JL, Schomberg HH, Unger PW, Cresap J. Crop residue decomposition in no-tillage small-grain fields. *Soil Science Society of America Journal*. 1999;63(6):1817-1824. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.6361817x>

Stott DE, Stroo HF, Elliott LF, Papendick RI, Unger PW. Wheat residue loss from fields under no-till management. *Soil Science Society of America Journal*. 1990;54(1):92-98. <https://doi.org/10.2136/sssaj1990.03615995005400010014x>

Tedesco MJ, Gianello C, Bissani CA, Bohnen H, Volkweiss SJ. Análises de solo, plantas e outros materiais. Porto Alegre: UFRGS; 1995.

Thapa R, Tully KL, Reberg-Horton C, Cabrera M, Davis BW, Fleisher D, Gaskin, J, Hitchcock R, Poncet A, Schomberg HH, Seehaver SA, Timlin D, Mirsky SB. Cover crop residue decomposition in no-till cropping systems: Insights from multi-state on-farm litter bag studies. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2022;326:107823. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107823>

Van Soest PJ. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. 1. Preparation of fiber residues of low nitrogen content. *J Assoc off Ana Chem*. 1963;46:825-9.

Vargas LK, Selbach PA, Sá ELSD. Imobilização de nitrogênio em solo cultivado com milho em sucessão à aveia preta nos sistemas plantio direto e convencional. *Ciência Rural*, 2005;35:76-83. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782005000100012>

Veloso MG, Angers DA, Chantigny MH, Bayer C. Carbon accumulation and aggregation are mediated by fungi in a subtropical soil under conservation agriculture. *Geoderma*, 2020;363:114159. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114159>

Weiler DA, Giacomini SJ, Aita C, Schmatz R, Pilecco GE, Chaves B, Bastos LM. Summer cover crops shoot decomposition and nitrogen release in a no-tilled sandy soil. *Rev Bras Cienc Solo* 2019;43:e0190027. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20190027>

Williams A, Wells MS, Dickey DA, Hu S, Maul J, Raskin DT, Reberg-Horton SC, Mirsky SB. Establishing the relationship of soil nitrogen immobilization to cereal rye residues in a mulched system. *Plant Soil*, 2018;426(1):95-107. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3566-0>

Zheng B, Marschner P. Previous residue addition rate and C/N ratio influence nutrient availability and respiration rate after the second residue addition. *Geoderma*, 2017;285:217-224. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.10.007>

Tabelas

Tabela 1. Composição química dos resíduos culturais marcados utilizados no estudo.

Resíduos	C	N	FS	CEL	HEM	LIG	Csa	Nsa	¹⁵ N	C/N
	-----g kg ⁻¹ -----								⁰ / ₀₀	
Trigo	407,0 ± 3,2	5,9 ± 0,7	282,3 ± 1,8	378,9 ± 0,8	270,5 ± 1,8	68,3 ± 0,3	50,5 ± 0,2	3,8 ± 0,0	18257,6 ± 302,2	68,8 ± 8,8
Ervilhaca	386,3 ± 1,0	40,9 ± 1,4	685,4 ± 0,3	181,7 ± 0,6	91,5 ± 0,7	41,4 ± 0,3	110,2 ± 0,4	24,9 ± 0,0	21336,6 ± 78,7	9,4 ± 0,3
Soja	426,6 ± 3,0	15,1 ± 1,2	416,1 ± 1,9	339,6 ± 2,4	142,9 ± 0,7	101,4 ± 0,2	96,34 ± 0,2	4,9 ± 0,0	12817,9 ± 798,9	28,4 ± 2,2
Sorgo	422,1 ± 1,7	5,5 ± 0,3	368,8 ± 3,7	332,7 ± 2,0	267,1 ± 2,3	31,5 ± 0,5	92,4 ± 0,7	2,1 ± 0,0	17735,6 ± 529,7	76,3 ± 4,8

C: carbono; N: nitrogênio; FS: fração solúvel; Cel: celulose; Hem: hemicelulose; Lig: lignina; Csa: C solúvel em água; Nsa: N solúvel em água; ¹⁵N: deltas de ¹⁵N nos resíduos.

Tabela 2. Resultado da análise de variância (ANOVA) mostrando o efeito dos resíduos (R) e quantidades (Q) e sua interação nas variáveis medidas (% adicionada).

Resíduos culturais de inverno

Variável	D28				D140				D280			
	Q ^a	R ^b	Q x R	CV ^c	Q	R	Q x R	CV	Q	R	Q x R	CV
¹⁵ N remanescente (% ¹⁵ N adicionado)	0,087	<0,001	0,949	8,2	0,782	<0,001	0,514	21,3	0,373	<0,001	0,303	31,3
¹⁵ N orgânico no solo (% ¹⁵ N adicionado)	0,453	0,825	0,518	11,9	0,440	0,080	0,364	18,3	0,231	0,001	0,004	10,3
¹⁵ N POM (% ¹⁵ N adicionado)	0,078	<0,001	0,053	15,7	0,280	0,008	0,371	35,6	0,131	0,010	0,003	33,8
¹⁵ N MAOM (% ¹⁵ N adicionado)	0,082	<0,001	0,030	18,3	0,379	<0,001	0,513	6,7	0,821	0,004	0,549	10,1
¹⁵ N-mineral no solo (% ¹⁵ N adicionado)	0,023	<0,001	0,052	8,3	0,015	0,009	0,943	17,3	<0,001	<0,001	<0,001	12,5

Resíduos culturais de verão

Variável	D28				D140				D280			
	Q	R	Q x R	CV	Q	R	Q x R	CV	Q	R	Q x R	CV
¹⁵ N remanescente (% ¹⁵ N adicionado)	0,099	0,002	0,002	5,9	0,016	<0,001	0,001	12,7	<0,001	<0,001	<0,001	10,8
¹⁵ N orgânico no solo (% ¹⁵ N adicionado)	0,001	<0,001	0,002	6,3	<0,001	0,003	0,009	6,6	0,190	<0,001	<0,001	4,0
¹⁵ N POM (% ¹⁵ N adicionado)	0,792	0,241	0,241	29,9	0,138	<0,001	0,043	23,8	0,330	0,033	0,002	23,5
¹⁵ N MAOM (% ¹⁵ N adicionado)	0,009	0,049	0,092	13,8	0,002	0,004	0,776	10,2	0,078	0,099	0,079	9,6
¹⁵ N-mineral no solo (% ¹⁵ N adicionado)	<0,001	<0,001	0,013	16,8	0,006	0,043	0,033	35,5	0,486	0,763	0,376	26,2

D28 dia 28. D140 dia 140. D280 dia 280.

^a Quantidade (3 e 6 Mg ha⁻¹).

^b Resíduo (Inverno: trigo e ervilhaca; Verão: soja e sorgo).

^c Coeficiente de variação.

Tabela 3. Parâmetros de decomposição do mulch de resíduos de inverno e verão nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha⁻¹).

Parâmetros	N remanescente (%)			
	3 Mg ha ⁻¹	6 Mg ha ⁻¹	3 Mg ha ⁻¹	6 Mg ha ⁻¹
Resíduos de inverno				
	<i>Trigo</i>		<i>Ervilhaca</i>	
N ₀ (%)	96,3	98,0	99,9	99,9
k (dia ⁻¹)	0,0233aB	0,0295aB	0,0512aA	0,0559aA
t _{1/2} (dia ⁻¹)	30,8aA	23,5aA	13,6aB	12,4aB
R ²	0,76	0,74	1,00	1,00
Resíduos de verão				
	<i>Soja</i>		<i>Sorgo</i>	
N ₀ (%)	99,3aA	98,4aA	92,9bB	98,4aA
k (dia ⁻¹)	0,0180aA	0,0197aA	0,0100aB	0,0106aB
t _{1/2} (dia ⁻¹)	38,6aB	35,3aB	69,3aA	65,6aA
R ²	1,00	0,99	0,95	0,98

Valores seguidos de mesma letra minúscula na linha não diferem si para as quantidades de resíduos e valores seguidos de mesma letra maiúscula na linha não diferem entre si para as qualidades de resíduos (Tukey; $P < 0,05$).

^a N₀ é a porcentagem de N no resíduo no tempo 0.

^b k é a constante da taxa de decomposição.

^c t_{1/2} é o tempo de meia-vida do mulch.

Figuras

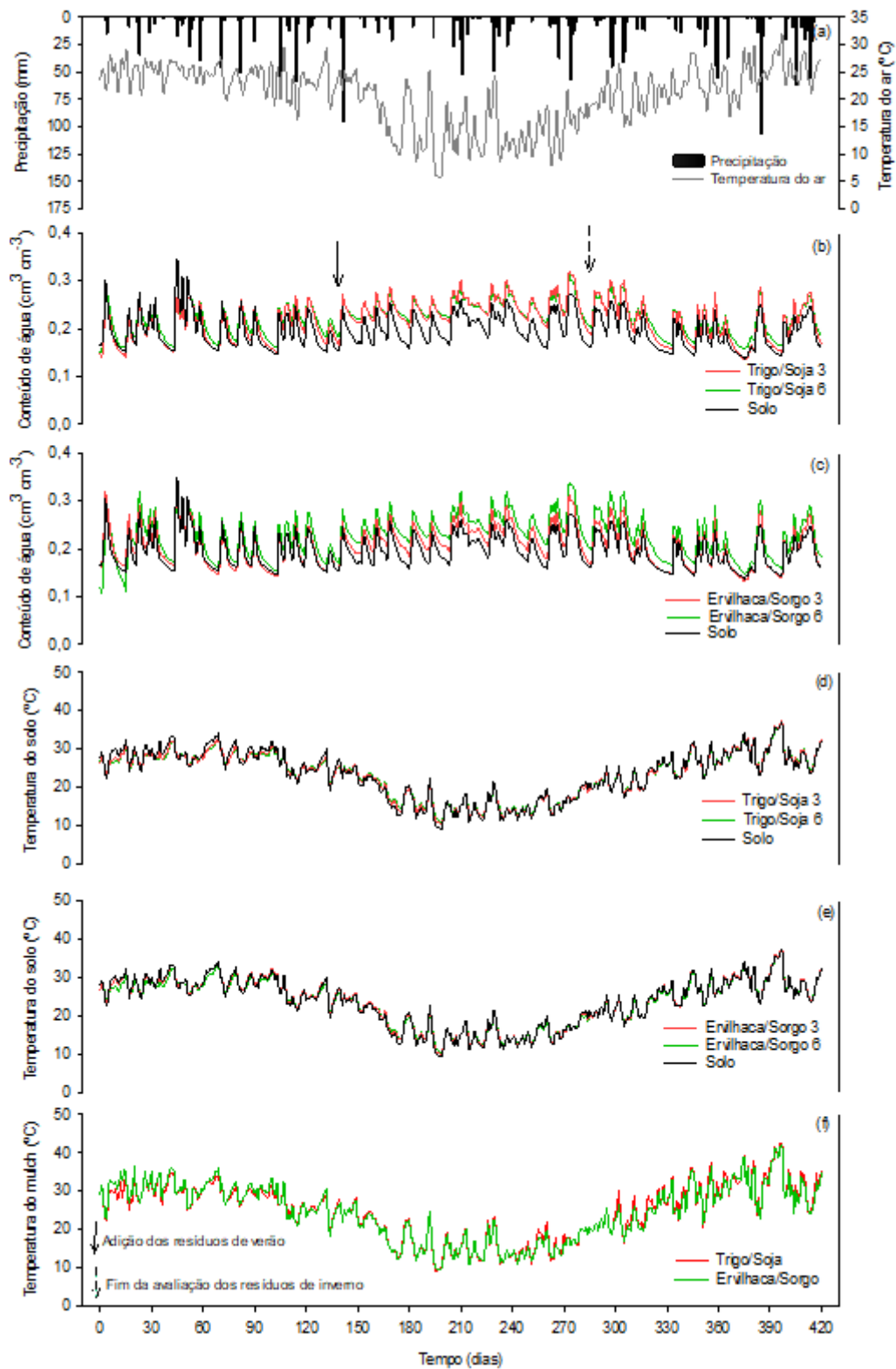


Figura 1. Precipitação e temperatura do ar (a), conteúdo de água no solo na camada 0-5 cm (b, c), temperatura do solo na camada 0-5 cm (d, e) e temperatura no interior do mulch 6 Mg ha⁻¹ (f), com os resíduos de trigo/soja e ervilhaca/sorgo durante o período de experimento.

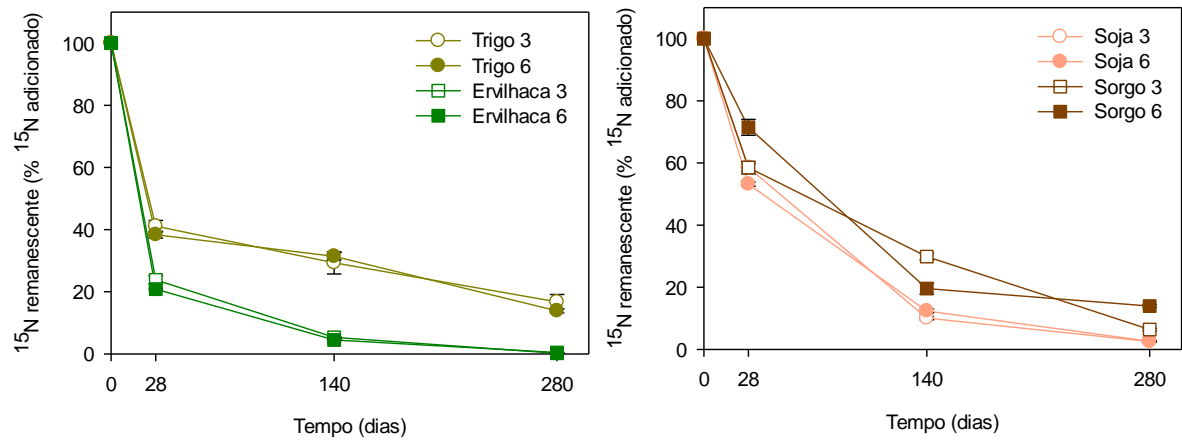


Figura 2. ^{15}N remanescente nos resíduos de inverno (a) e verão (b) nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha^{-1}), após 280 dias de experimento. As barras verticais indicam o erro padrão das médias ($n = 3$).

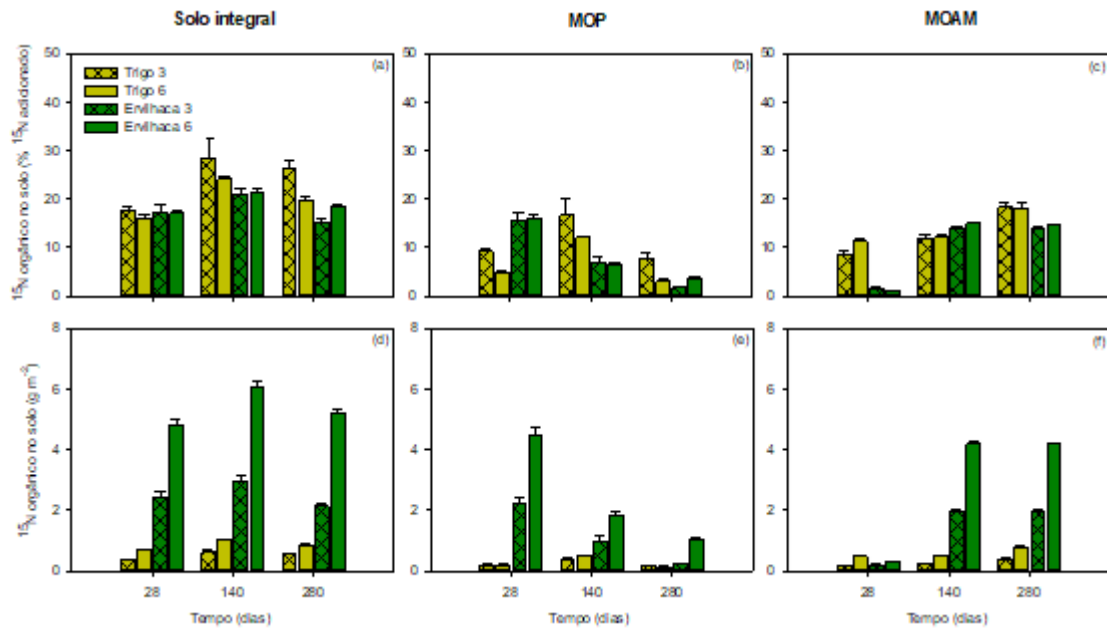


Figura 3. ^{15}N orgânico no solo (a, d), ^{15}N na fração MOP (b, e) e ^{15}N na fração MOAM (c, f) dos resíduos de inverno, nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha^{-1}), após 280 dias de experimento. As barras verticais indicam o erro padrão das médias ($n = 3$).

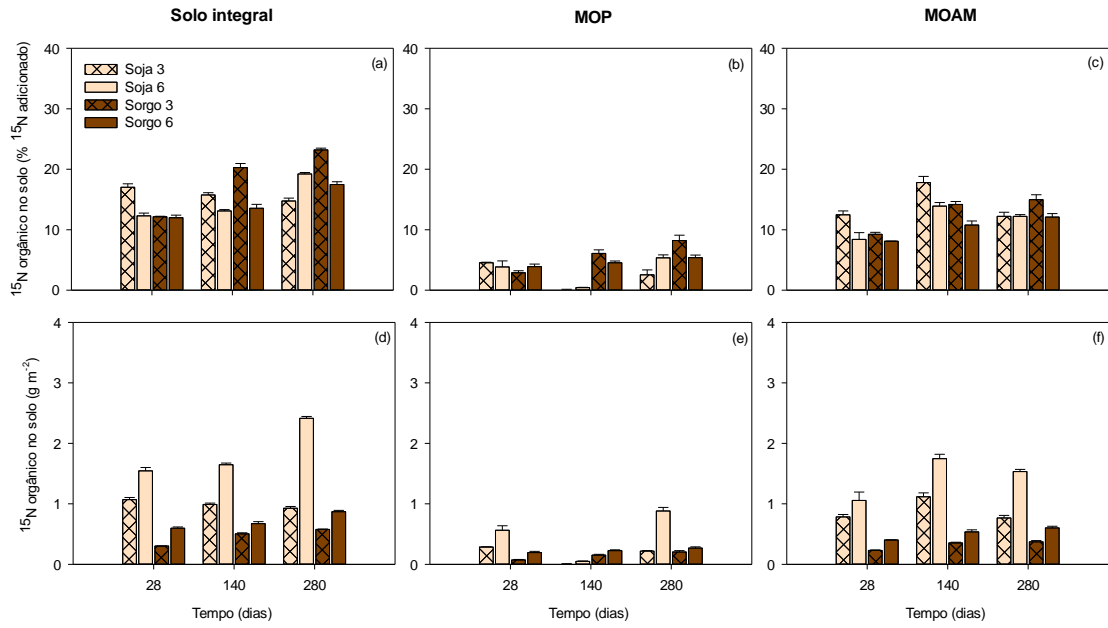


Figura 4. ^{15}N orgânico no solo (a, d), ^{15}N na fração MOP (b, e) e ^{15}N na fração MOAM (c, f) dos resíduos de verão, nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha^{-1}), após 280 dias de experimento. As barras verticais indicam o erro padrão das médias (n = 3).

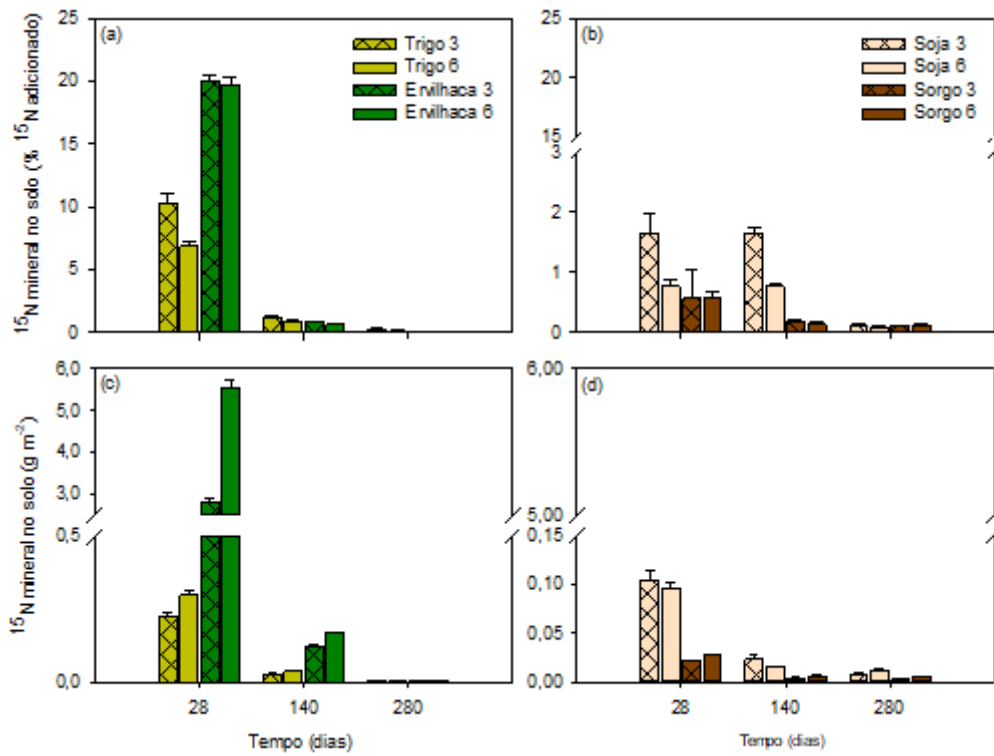


Figura 5. ^{15}N -mineral no solo com os resíduos de inverno (a, c) e verão (b, d), nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha^{-1}), após 280 dias de experimento. As barras verticais indicam o erro padrão das médias ($n = 3$).

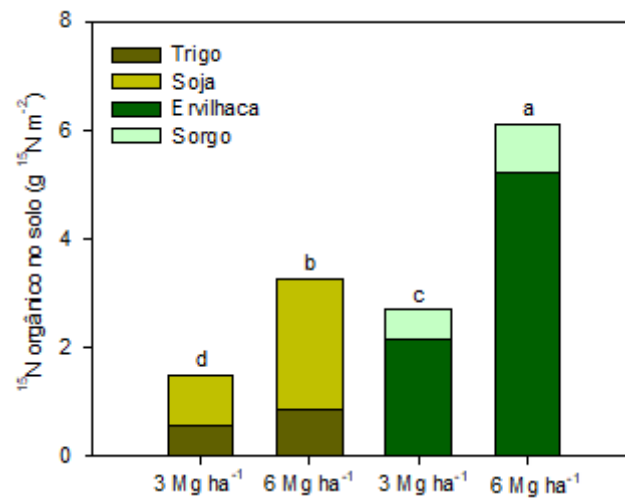


Figura 6. ^{15}N orgânico no solo após a adição dos resíduos de inverno e verão, nas diferentes quantidades (3 e 6 Mg ha^{-1}), aos 280 dias de experimento. Médias seguidas por letras diferentes na coluna são estatisticamente diferentes de acordo com o teste Tukey ($P < 0,05$).

Material Suplementar

Tabelas

Tabela S1. Composição química dos resíduos culturais marcados (folhas e talos) utilizados no estudo.

Resíduos	C	N	FS	CEL	HEM	LIG	Csa	Nsa	¹⁵ N	C/N
	-----g kg ⁻¹ -----								⁰ / ₀₀	
Trigo - F	391,4 ± 4,4	7,7 ± 0,4	312,1 ± 3,8	321,0 ± 2,7	312,5 ± 3,2	54,3 ± 4,2	78,5 ± 5,1	5,8 ± 0,6	18330,0 ± 333,1	50,8 ± 3,2
Trigo - T	416,8 ± 2,8	5,2 ± 1,0	244,6 ± 2,2	422,0 ± 0,4	258,4 ± 0,5	75,0 ± 2,3	31,8 ± 0,9	2,5 ± 0,1	18457,3 ± 1067,0	81,2 ± 14,3
Ervilhaca - F	400,6 ± 2,7	47,6 ± 1,0	798,7 ± 0,2	112,9 ± 1,3	112,9 ± 1,3	9,7 ± 0,1	114,1 ± 9,1	24,4 ± 0,7	21049,2 ± 116,4	8,4 ± 0,1
Ervilhaca - T	378,1 ± 1,6	29,9 ± 0,7	524,5 ± 0,9	275,0 ± 0,7	117,1 ± 0,5	83,5 ± 0,3	104,4 ± 3,8	25,6 ± 0,6	22000,4 ± 398,4	12,6 ± 0,3
Soja - F	433,2 ± 1,7	31,4 ± 0,5	604,1 ± 3,3	217,4 ± 5,0	263,6 ± 5,0	48,9 ± 0,1	161,7 ± 6,2	8,2 ± 0,9	13362,3 ± 51,3	13,8 ± 0,2
Soja - T	455,4 ± 3,0	4,7 ± 0,2	228,1 ± 0,4	461,7 ± 0,2	156,3 ± 0,4	154,0 ± 0,3	31,1 ± 2,9	1,6 ± 0,1	11803,4 ± 283,1	96,4 ± 3,3
Sorgo - F	447,6 ± 0,8	10,1 ± 0,0	373,8 ± 6,2	339,1 ± 1,5	374,0 ± 1,5	12,7 ± 0,0	104,9 ± 15,6	2,3 ± 0,0	18554,6 ± 87,9	44,3 ± 0,3
Sorgo - F	445,3 ± 10,6	3,9 ± 0,6	329,3 ± 0,1	348,3 ± 0,0	277,4 ± 0,1	45,0 ± 0,0	80,0 ± 2,5	1,9 ± 0,1	18666,7 ± 166,7	114,5 ± 14,7

C: carbono; N: nitrogênio; FS: fração solúvel; Cel: celulose; Hem: hemicelulose; Lig: lignina; Csa: C solúvel em água; Nsa: N solúvel em água; ¹⁵N: deltas de ¹⁵N nos resíduos; F: folha; T: talo.

Tabela S2. Resultado da análise de variância (ANOVA) mostrando o efeito dos resíduos (R) e quantidades (Q) e sua interação nas variáveis medidas.

Parâmetros				
	R	Q	RxQ	CV (%)
Resíduos de inverno				
N_0 (%)	<0,001	0,066	0,068	0,7
k (dia ⁻¹)	<0,001	0,013	0,675	7,5
$t_{1/2}$ (dia ⁻¹)	<0,001	0,037	0,109	14,8
Resíduos de verão				
N_0 (%)	0,009	0,037	0,009	1,7
k (dia ⁻¹)	<0,001	0,056	0,331	5,9
$t_{1/2}$ (dia ⁻¹)	<0,001	0,068	0,894	5,6

N_0 é a porcentagem de N no resíduo no tempo 0.

k é a constante da taxa de decomposição.

$t_{1/2}$ é o tempo de meia-vida do mulch.

R é o resíduo (Inverno: trigo e ervilhaca; Verão: soja e sorgo).

Q é a quantidade (3 e 6 Mg ha⁻¹).

Tabela S3. Resultado da análise de variância (ANOVA) mostrando o efeito dos resíduos (R) e quantidades (Q) e sua interação nas variáveis medidas (g m^{-2}).

Resíduos culturais de inverno

Variável	D28				D140				D280			
	Q ^a	R ^b	Q x R	CV ^c	Q	R	Q x R	CV	Q	R	Q x R	CV
¹⁵ N remanescente (g m^{-2})	<0,001	<0,001	<0,001	7,1	<0,001	0,895	0,115	10,6	0,001	<0,001	0,068	21,2
¹⁵ N orgânico no solo (g m^{-2})	<0,001	<0,001	<0,001	14,8	<0,001	<0,001	<0,001	9,6	<0,001	<0,001	<0,001	6,7
¹⁵ N POM (g m^{-2})	<0,001	<0,001	<0,001	16,1	0,004	<0,001	0,027	23,8	<0,001	<0,001	<0,001	21,1
¹⁵ N MAOM (g m^{-2})	0,001	0,079	0,027	22,1	<0,001	<0,001	<0,001	6,4	<0,001	<0,001	<0,001	4,1
¹⁵ N-mineral no solo (g m^{-2})	0,367	<0,001	0,851	7,6	<0,001	<0,001	0,001	9,1	<0,001	0,695	0,257	21,8

Resíduos culturais de verão

Variável	D28				D140				D280			
	Q	R	Q x R	CV	Q	R	Q x R	CV	Q	R	Q x R	CV
¹⁵ N remanescente (g m^{-2})	<0,001	<0,001	0,002	4,7	<0,001	0,012	0,002	13,1	<0,001	<0,001	<0,001	11,5
¹⁵ N orgânico no solo (g m^{-2})	<0,001	<0,001	0,049	7,8	<0,001	<0,001	<0,001	5,2	0,010	<0,001	<0,001	4,0
¹⁵ N POM (g m^{-2})	0,002	<0,001	0,128	28,3	0,002	<0,001	0,246	20,7	<0,001	<0,001	<0,001	17,4
¹⁵ N MAOM (g m^{-2})	0,028	<0,001	0,565	23,4	<0,001	<0,001	0,006	11,0	<0,001	<0,001	<0,001	8,0
¹⁵ N-mineral no solo (g m^{-2})	<0,001	<0,001	0,003	21,2	0,010	0,002	0,019	45,4	0,313	0,003	0,268	33,4

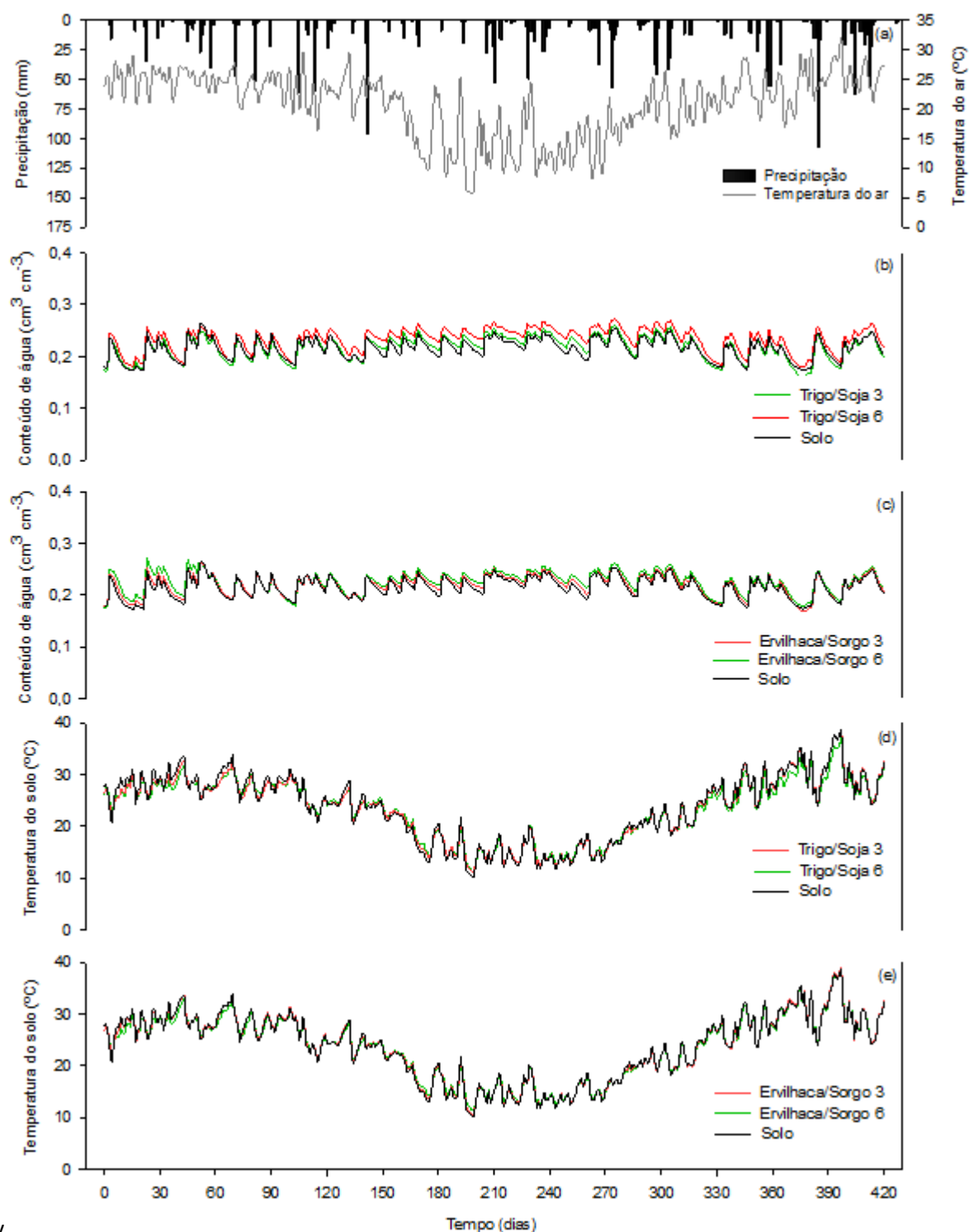
D28 dia 28. D140 dia 140. D280 dia 280.

^a Quantidade (3 e 6 Mg ha^{-1}).

^b Resíduo (Inverno: trigo e ervilhaca; Verão: soja e sorgo).

^c Coeficiente de variação.

Figuras



v

Figura S1. Precipitação e temperatura do ar (a), conteúdo de água no solo na camada 5-10 cm (b, c) e temperatura do solo na camada 5-10 cm (d, e) com os resíduos de trigo/soja e ervilhaca/sorgo durante o período de experimento.

4. DISCUSSÃO GERAL

Os resultados obtidos no presente estudo evidenciaram que a qualidade química dos resíduos tem forte influência na dinâmica de decomposição e liberação de N dos resíduos. A quantidade de resíduos não afetou a decomposição e liberação de N. Esses resultados estão de acordo com estudos realizados em ambiente semelhante por Acosta et al. (2014), Dietrich et al. (2019) e Schmatz et al. (2020).

A dinâmica de decomposição e liberação de N dos resíduos, independentemente da quantidade de resíduos, ocorreu em duas fases distintas, uma inicial e mais rápida até os 28 dias, seguida de outra mais lenta até o final das avaliações. A rápida decomposição dos resíduos na fase inicial ocorre devido à rápida mineralização da fração solúvel presente nos resíduos, como os açúcares, aminoácidos e fenóis (COTRUFO et al., 2013; REDIN, 2010). Após a exaustão da fração mais lábil, ocorre um decréscimo e uma estabilização na taxa de decomposição devido a permanência de compostos resistentes ao ataque microbiano (ABIVEN et al., 2005; AITA e GIACOMINI, 2003; REDIN et al., 2014), os quais normalmente são decompostos por grupos de microrganismos específicos.

A maior decomposição dos resíduos de alta qualidade promoveu aumento na quantidade de C e N no solo, com destaque à fase inicial de avaliação (28 dias). Os resíduos de ervilhaca e soja tiveram importante contribuição para o C e N do solo, das frações da MOS e também para o N-mineral. No entanto, com o decorrer do experimento, se observou um aumento da contribuição dos resíduos de baixa qualidade, principalmente para o acúmulo de N no solo e nas frações da MOS, além da redução da quantidade de N-mineral com todos os resíduos. Esse resultado pode estar relacionado à composição química dos resíduos. Os resíduos de ervilhaca e soja, formados por maior quantidade de fração solúvel e N, tiveram uma rápida decomposição, apresentando $t_{1/2}$ do C de 26,3 e 151,3 dias, respectivamente. Por outro lado, os resíduos de trigo e sorgo, formados por maiores teores de celulose e hemicelulose, tiveram um $t_{1/2}$ mais elevado (209,3 dias = trigo e 204 dias = sorgo), o que pode justificar a menor decomposição desses resíduos. Nesse sentido, uma contribuição maior ou igual entre os resíduos de alta e baixa qualidade para o C e N da MOS está relacionada aos efeitos causados pela composição química dos resíduos no solo. De acordo com Takriti et al. (2018), resíduos culturais com maior relação lignina/N podem restringir a decomposição devido às múltiplas etapas enzimáticas de

degradação desse tipo de composto, o que pode resultar no acúmulo de resíduos parcialmente decompostos, reduzindo a eficiência de estabilização do C no solo.

A quantidade de resíduos teve influência apenas sobre o acúmulo de C no solo integral e nas frações da MOS (exceto MOAM com resíduos de verão) e ainda influenciou apenas o acúmulo de N solo e na fração MOP após a adição dos resíduos de verão. Relacionado a isso, o aumento da quantidade de resíduos reduz o contato dos resíduos com o solo (STEINER et al., 1999), o que reduz a contribuição para o C e N do solo quando são adicionadas maiores quantidades de resíduos na superfície do solo (SCHU, 2019). Por outro lado, menores quantidades de resíduos apresentam maior contato solo-resíduo e com isso maior proteção do C e N na matriz do solo (SHAHBAZ et al., 2017).

Especificamente, com relação à contribuição dos resíduos para o C das frações da MOS, verificamos que os resíduos de alta qualidade química acumularam mais C no solo e nas frações da MOS, em relação ao adicionado. No entanto, a eficiência de estabilização ($^{13}\text{C-MOAM g m}^{-2} / ^{13}\text{C-liberado g m}^{-2}$) foi maior com o resíduo de baixa qualidade química (trigo). Esse resultado está de acordo com Canisares et al. (2023), que observaram maior eficiência na transferência do C para a MOAM com de resíduos de capim-sudão (C/N 65), do que de soja (C/N 21) e trigo-mourisco (C/N 35) e atribuíram esse resultado a maior capacidade das comunidades microbianas em aumentar a eficiência de uso do C (EUC) (por exemplo, maior abundância relativa de fungos), mesmo com substratos pobres em N. Córdova et al. (2018), também reportaram menor eficiência de estabilização (g de C acumulado na MOAM / g de C respirado) após a adição de resíduos de alta qualidade.

Nesse contexto, com relação à distribuição do C dos resíduos nas frações da MOS, observou-se que os resíduos culturais de inverno contribuíram de forma semelhante entre as frações da MOS, o que permite inferir que parte do C adicionado no solo nesta estação é estabilizado por meio de associações organo-minerais (MOAM) e outra pela proteção física em agregados e na forma de resíduos parcialmente decompostos (MOP). Ainda, foi possível constatar que, após a adição dos resíduos de verão ocorreu maior acúmulo de C na fração MOP, o que possibilita inferir que nesse período o C adicionado via resíduos culturais permanece no solo em macro e microagregados, por meio de proteção física (dentro dos agregados) (TISDALL e OADES, 1982). Estes resultados podem ser a soma de vários fatores, mas um deles está relacionado às condições ambientais de decomposição desses

resíduos (GREGORICH et al., 2017; HADDIX et al., 2020), onde as chuvas intensas e a temperatura podem ter afetado a decomposição dos resíduos.

Desse modo, esse resultado reforça o impacto que fatores ambientais, como precipitação e temperatura, exercem nos processos de acúmulo de C em solos de clima subtropical (CERRI et al., 2007; GANUZA e ALMENDROS, 2003). Ainda, sugere que a rotação de culturas nesses ambientes é uma importante ferramenta para acumular C e N no solo, pois proporciona tanto aumento no C da fração mineral do solo, como também na fração particulada (CAMPOS et al., 2011; RODRIGUES et al., 2022). De acordo com Luo et al. (2017), o aumento no aporte de C é um passo importante e necessário para regeneração dos solos. Dessa forma, essa prática de manejo além de promover a melhoria na qualidade do solo, pelo aumento dos estoques de C e pela reciclagem de nutrientes no solo (HADDIX et al., 2020), pode auxiliar também na manutenção e aumento da produtividade das culturas (CERRI et al., 2007; SHAKOOR et al., 2021; TIECHER et al., 2017).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilização de diferentes resíduos culturais marcados com ^{13}C e ^{15}N possibilitou estudar a dinâmica do C e N no solo, simulando o SPD. A decomposição e liberação de N dos resíduos foi maior com adição de resíduos de alta qualidade química (baixa C/N, maior fração solúvel) do que com a adição de resíduos de baixa qualidade química (alta C/N, menor fração solúvel), independente da época de adição dos resíduos ao solo. A quantidade de resíduos adicionada não impactou a de decomposição e liberação de N dos resíduos nas duas estações.

O acúmulo de C e N no solo derivados dos resíduos variou com a qualidade química e quantidade. A adição de resíduos de alta qualidade acumulou maior quantidade de C na fração MOAM, do que a adição de resíduos de baixa qualidade. No entanto, em termos de eficiência de estabilização, o resíduo de trigo acumulou mais C na fração MOAM, do que os demais resíduos. Para a dinâmica do N, verificamos que maior proporção do N adicionado com resíduos de baixa qualidade foi encontrado no solo, mas resíduos de alta qualidade têm maior contribuição para o N do solo do que resíduos de baixa qualidade. A adição de maiores quantidades de resíduos resultou em maior acúmulo de C e N no solo e nas frações da MOS, em valores absolutos.

Os resultados obtidos neste estudo reforçam a importância da qualidade e quantidade dos resíduos culturais para a estabilização de C e N no solo, mas evidenciam que nem sempre resíduos com maior qualidade química são mais eficientes em promover a estabilização de C e N no solo do que resíduos com menor qualidade química. Desta forma, o efeito da qualidade química dos resíduos ainda precisa ser melhor compreendido e necessita de estudos que identifiquem com maior exatidão as vias de estabilização do C e N no solo a curto e médio prazo, com maior diversidade de resíduos, incluindo plantas de cobertura e diferentes tipos de solos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABIVEN, Samuel et al. Mineralisation of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. **Biology and Fertility of Soils**, v. 42, n. 2, p. 119-128, 2005.
- ACOSTA, José A. de A. et al. Decomposição da fitomassa de plantas de cobertura e liberação de nitrogênio em função da quantidade de resíduos aportada ao solo sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, v. 44, p. 801–809, 2014.
- ADETUNJI, Adewole T. et al. Management impact and benefit of cover crops on soil quality: A review. **Soil and Tillage Research**, v. 204, p. 104717, 2020.
- AITA, Celso; GIACOMINI Sandro. J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 601-612, 2003.
- ALTIERI, Miguel A.; NICHOLLS, Clara I. The adaptation and mitigation potential of traditional agriculture in a changing climate. **Climatic Change**, v. 140, p. 33-45, 2017.
- BAYER, Cimélio et al. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, p. 677-683, 2004.
- BAYER, Cimélio et al. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**, v. 86, n. 2, p. 237-245, 2006.
- BINGHAM, Andrew H.; COTRUFO, M. Francesca. Organic nitrogen storage in mineral soil: Implications for policy and management. **Science of the Total Environment**, v. 551, p. 116-126, 2016.
- CAMPOS, Ben-Hur C. de et al. Carbon stock and its compartments in a subtropical oxisol under long-term tillage and crop rotation systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 805-817, 2011.
- CANISARES, Lucas P. et al. Litter quality and living roots affected the formation of new mineral-associated organic carbon but did not affect total mineral-associated organic carbon in a short-term incubation. **Geoderma**, v. 430, p. 116302, 2023.
- CASTELLANO, Michael J. et al. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. **Global Change Biology**, v. 21, n. 9, p. 3200-3209, 2015.
- CERRI, Carlos E. P. et al. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, v. 64, p. 83-99, 2007.

CÓRDOVA, S. Carolina et al. Plant litter quality affects the accumulation rate, composition, and stability of mineral-associated soil organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 125, p. 115-124, 2018.

COTRUFO, M. Francesca et al. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? **Global Change Biology**, v. 19, n. 4, p. 988-995, 2013.

DABNEY, Seth M. et al. Using cover crops and cropping systems for nitrogen management. **Advances in Nitrogen Management for Water Quality**, p. 231-282, 2010.

DE BRUIJN, Arjan M.G; BUTTERBACH-BAHL, Klaus. Linking carbon and nitrogen mineralization with microbial responses to substrate availability—the DECONIT model. **Plant and Soil**, v. 328, p. 271-290, 2010.

DEMETRIO, Wilian C. et al. Earthworms in Brazilian no-tillage agriculture: Current status and future challenges. **European Journal of Soil Science**, v. 71, n. 6, p. 988-1005, 2020.

DIETRICH, Guilherme et al. Gradient of decomposition in sugarcane mulches of various thicknesses. **Soil and Tillage Research**, v. 192, p. 66-75, 2019.

FERREIRA, Ademir de Oliveira et al. Driving factors of soil carbon accumulation in Oxisols in long-term no-till systems of South Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 622, p. 735-742, 2018.

GANUZA, Amaia; ALMENDROS, Gonzalo. Organic carbon storage in soils of the Basque Country (Spain): the effect of climate, vegetation type and edaphic variables. **Biology and Fertility of Soils**, v. 37, p. 154-162, 2003.

GREGORICH, Edward G. et al. Litter decay controlled by temperature, not soil properties, affecting future soil carbon. **Global Change Biology**, v. 23, n. 4, p. 1725-1734, 2017.

HADDIX, Michelle L. et al. Climate, carbon content, and soil texture control the independent formation and persistence of particulate and mineral-associated organic matter in soil. **Geoderma**, v. 363, p. 114160, 2020.

IQBAL, Akhtar et al. A new equation to simulate the contact between soil and maize residues of different sizes during their decomposition. **Biology and Fertility of Soils**, v. 50, p. 645-655, 2013.

KALLENBACH, Cynthia M. et al. Managing agroecosystems for soil microbial carbon use efficiency: ecological unknowns, potential outcomes, and a path forward. **Frontiers in Microbiology**, p. 1146, 2019.

KLEBER, Markus; JOHNSON, Mark G. Advances in understanding the molecular structure of soil organic matter: implications for interactions in the environment. **Advances in Agronomy**, v. 106, p. 77-142, 2010.

LAVALLEE, Jocelyn M.; SOONG, Jennifer L.; COTRUFO, M. Francesca. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. **Global Change Biology**, v. 26, n. 1, p. 261-273, 2020.

LUO, Zhongkui et al. Soil organic carbon dynamics jointly controlled by climate, carbon inputs, soil properties and soil carbon fractions. **Global Change Biology**, v. 23, n. 10, p. 4430-4439, 2017.

MITCHELL, Elaine et al. Amount and incorporation of plant residue inputs modify residue stabilisation dynamics in soil organic matter fractions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 256, p. 82-91, 2018.

OLDFIELD, Emily E.; CROWTHER, Thomas W.; BRADFORD, Mark A. Substrate identity and amount overwhelm temperature effects on soil carbon formation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 124, p. 218-226, 2018.

PAUSTIAN, Keith et al. Quantifying carbon for agricultural soil management: from the current status toward a global soil information system. **Carbon Management**, v. 10, n. 6, p. 567-587, 2019.

PIRES, Luiz F. et al. Soil structure changes induced by tillage systems. **Soil and Tillage Research**, v. 165, p. 66-79, 2017.

REDIN, Marciel. **Composição bioquímica e decomposição da parte aérea e raízes de culturas comerciais e de plantas de cobertura do solo**. 2010. 142 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2010.

REDIN, Marciel et al. How the chemical composition and 43 heterogeneity of crop residue mixtures decomposing at the soil surface affects C and N mineralization. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 78, p. 65-75, 2014.

RODRIGUES, Lucas A. T. et al. Carbon saturation deficit and litter quality drive the stabilization of litter-derived C in mineral-associated organic matter in long-term no-till soil. **Catena**, v. 219, p. 106590, 2022.

ROSCOE, Renato; MACHADO, Pedro L. O. de A. **Fracionamento Físico do Solo em Estudos de Matéria Orgânica**. 1ª ed. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. 86p.

SÁ, João C. de M. et al. Soil organic carbon and fertility interactions affected by a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil and Tillage Research**, v. 104, n. 1, p. 56-64, 2009.

SCHMATZ, Raquel et al. How the mass and quality of wheat and vetch mulches affect drivers of soil N₂O emissions. **Geoderma**, v. 372, p. 114395, 2020.

SCHU, Adriane Luiza. **Decomposição de camadas do mulch e contribuição para o carbono e nitrogênio do solo**. 2019. 48 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2019.

SHAHBAZ, Muhammad; KUZUYAKOV, Yakov; HEITKAMP, Felix. Decrease of soil organic matter stabilization with increasing inputs: mechanisms and controls. **Geoderma**, v. 304, p. 76-82, 2017.

SHAKOOR, Awais et al. A global meta-analysis of greenhouse gases emission and crop yield under no-tillage as compared to conventional tillage. **Science of the Total Environment**, v. 750, p. 142299, 2021.

SIX, Johan et al. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, v. 241, p. 155-176, 2002.

SMITH, Pete. Soils and climate change. **Current opinion in environmental sustainability**, v. 4, n. 5, p. 539-544, 2012.

SMITH, Pete. Soil carbon sequestration and biochar as negative emission technologies. **Global Change Biology**, v. 22, n. 3, p. 1315-1324, 2016.

STEINER, J. L. et al. Crop residue decomposition in no-tillage small-grain fields. **Soil Science Society of America Journal**, v. 63, n. 6, p. 1817-1824, 1999.

STOTT, D. E. et al. Wheat residue loss from fields under no till management. **Soil Science Society of America Journal**, v. 54, p. 92-98, 1990.

TAKRITI, Mounir et al. Soil organic matter quality exerts a stronger control than stoichiometry on microbial substrate use efficiency along a latitudinal transect." **Soil Biology and Biochemistry**, v. 121, p. 212-220, 2018.

TIECHER, Tales et al. Soil fertility and nutrient budget after 23-years of different soil tillage systems and winter cover crops in a subtropical Oxisol. **Geoderma**, v. 308, p. 78-85, 2017.

TISDALL, Judith M.; OADES, Jennifer M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of soil Science**, v. 33, n. 2, p. 141-163, 1982.

VELOSO, Murilo G.; CECAGNO, Diego; BAYER, Cimélio. Legume cover crops under no-tillage favor organomineral association in microaggregates and soil C accumulation. **Soil and Tillage Research**, v. 190, p. 139-146, 2019.

VON LÜTZOW, Margit. et al. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, p. 2183–2207, 2007.

ZHENG, Yong et al. Carbon and nitrogen transfer from litter to soil is higher in slow than rapid decomposing plant litter: A synthesis of stable isotope studies. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 156, p. 108196, 2021.

ZOMER, Robert J. et al. Global sequestration potential of increased organic carbon in cropland soils. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1-8, 2017.