

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Estabilidade de agregados e estocagem de carbono no solo em áreas de
expansão do cultivo de cana-de-açúcar**

Bruna Emanuele Schiebelbein

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração: Solos e
Nutrição de Plantas

**Piracicaba
2022**

Bruna Emanuele Schiebelbein
Engenheira Agrônoma

**Estabilidade de agregados e estocagem de carbono no solo em áreas de expansão
do cultivo de cana-de-açúcar**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:

Prof. Dr. **MAURÍCIO ROBERTO CHERUBIN**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração: Solos e
Nutrição de Plantas

Piracicaba
2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Schiebelbein, Bruna Emanuele

Estabilidade de agregados e estocagem de carbono no solo em áreas de expansão do cultivo de cana-de-açúcar / Bruna Emanuele Schiebelbein. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2022.

81 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Qualidade do solo 2. Mudança de uso da terra 3. Estrutura do solo 4. Biocombustíveis I. Título

DEDICATÓRIA

*Dedico esta dissertação aos meus pais Daniel e Claudete
e aos meus irmãos Marcelo e Mariele,
pelo incentivo e apoio incondicional*

AGRADECIMENTOS

À Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (USP – ESALQ) e à todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas pelo crescimento profissional e pessoal adquiridos com o curso de mestrado, é uma grande honra fazer parte como desta instituição.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) por me contemplar com a bolsa de estudos (# 830706/1999-2) durante o mestrado e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) por prover os recursos financeiros para a realização da pesquisa (# 2018/09845-7).

Ao meu orientador Prof. Dr. Maurício Roberto Cheubin, um exemplo excepcional de pesquisador, que foi crucial para o desenvolvimento desta dissertação. Agradeço pela oportunidade em fazer parte do seu grupo de pesquisa e ao incentivo constante, apoio e a relação de amizade.

Aos Professores Dr. João Tavares Filho e Dr. Thadeu Rodrigues de Melo da Universidade Estadual de Londrina (UEL) pelo apoio e treinamento nas análises laboratoriais do método Melo et al (2019).

Ao técnico do laboratório de Física do Solo Rossi, à Dra. Thaís Nascimento Pessoa e à doutoranda Aline Martineli pelos ensinamentos e suporte nas análises físicas.

Ao Prof. Dr. Antonio Carlos de Azevedo pelo auxílio na interpretação dos difratogramas.

Ao Dr. Ricardo de Oliveira Bordonal e à sua equipe do Laboratório Nacional de Biorrenováveis (LNBR) pelo auxílio nas determinações de carbono.

Aos colegas de pós-graduação do grupo de pesquisa Soil Health & Management Research (SOHMA) Martha Lustosa Carvalho, Beatriz da Silva Vanolli, Felipe Bonini da Luz, Daniel Aquino de Borba, Gabriela Marques Cardoso e Victor Maciel por se tornaram a minha família em Piracicaba-SP. Obrigada pelos momentos de distração, companheirismo e auxílio nas análises.

Aos alunos de graduação do grupo de pesquisa Soil Health & Management Research (SOHMA) Maria Julia Cavassuti, Marcos Bonini, José Gabriel Gonçalves Ribeiro e Matheus de Sá Altariugio pela amizade e apoio nas análises laboratoriais.

Aos meus amigos de longa data Yngridy, Wendel, Mari Lizandra, Murilo, Rodrigo, Ariane, Bianca e Janaína pelos anos de amizade, incentivo e por acreditarem no meu potencial profissional. Vocês são incríveis!

Aos meus pais Daniel e Claudete, meus irmãos Marcelo e Mariele e meu namorado Adirson Junior por serem meu grande alicerce pessoal. Obrigada por todo amor e apoio incansável, mostrando a importância da educação e me incentivando a correr atrás dos sonhos, apesar da distância e saudade constante.

MUITO OBRIGADA!

*Tanto o solo quanto a água pertecem à
biosfera, à ordem da natureza, e – como uma
espécie entre muitas, como uma geração entre
muitas que ainda estão por vir – não temos o
direito de destruí-los*

(Daniel Hillel, **OUT OF EARTH**)

SUMÁRIO

RESUMO.....	9
ABSTRACT	10
1. INTRODUÇÃO.....	11
2. ESTABILIDADE DE AGREGADOS DE SOLOS DE CLIMA TROPICAL: UMA ABORDAGEM USANDO MÚLTIPLAS METODOLOGIAS	13
Resumo.....	13
2.1. Introdução.....	13
2.2. Material e Métodos.....	16
2.2.1. Descrição das áreas de estudo	16
2.2.2. Coleta e preparo das amostras	18
2.2.2.1. Argila dispersa em água e grau de flocculação	21
2.2.2.2. Argila dispersa em água – Melo et al. (2019).....	21
2.2.2.3. Resistência tênsil dos agregados.....	22
2.2.2.4. Tamisação à seco	23
2.2.2.5. Tamisação à úmido.....	23
2.2.2.6. Simulador de chuva	24
2.2.2.7. Metodologia Márquez et al. (2004; 2019).....	24
2.2.2.8. Metodologia Le Bissonais (2016)	25
2.2.2.9. Cálculo do diâmetro médio ponderado e distribuição das classes de agregados..	26
2.2.3. Análise estatística	26
2.3. Resultados.....	27
2.3.1. Argila dispersa, resistência tênsil, diâmetro médio ponderado dos agregados	27
2.3.2. Distribuição de macroagregados e microagregados	30
2.3.3. Correlação entre os métodos de estabilidade dos agregados, textura e carbono do solo.....	33
2.3.4. Avaliação integrada das metodologias de estabilidade de agregados	35
2.4. Discussão	37
2.4.1. Estabilidade de Agregados vs Mecanismos de rompimento dos agregados	37
2.4.2. Relações entre as metodologias abordadas.....	39
2.4.3. Fatores intrínsecos e extrínsecos dos solos que influenciam na estabilidade de agregados.....	43
2.4.4. Impactos da MUT na estrutura do solo	43

2.5. Conclusão.....	45
Referências.....	45
Apêndices.....	49
3. ALTERAÇÕES NA QUANTIDADE, QUALIDADE E PROTEÇÃO FÍSICA DO CARBONO DO SOLO INDUZIDO PELA MUDANÇA DO USO DA TERRA EM CENÁRIO DE EXPANSÃO DE CANA-DE-AÇÚCAR.....	51
Resumo.....	51
3.1. Introdução	51
3.2. Material e Métodos	54
3.2.1. Descrição das áreas de estudo.....	54
3.2.2. Coleta, preparo das amostras e análises laboratoriais.....	54
3.2.3. Análise de dados	57
3.3. Resultados.....	58
3.3.1. Estoques totais de C e N	58
3.3.2. Estoque de C, N e relação C:N das frações da matéria orgânica do solo	59
3.3.3. Estoque de C, N e relação C:N das frações da matéria orgânica do solo associada a classes de agregados.....	61
3.3.4. Taxa de mudança nos estoques de C da MOP e MOAM.....	66
3.3.5. Relação entre a MUT com as classes de agregados e frações da MOS.....	67
3.4. Discussão	69
3.4.1. Alterações nos estoques de C induzido pela MUT	69
3.4.2. Fração da MOS alterada pelos processos de conversão.....	71
3.4.3. Proteção física da MOS conferida pelos agregados.....	72
3.4.4. Capacidade de estabilização da MOS via proteção física e complexo organo-mineral.....	74
3.5. Conclusão.....	75
Referências.....	75
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	81

RESUMO

Estabilidade de agregados e estocagem de carbono no solo em áreas de expansão do cultivo de cana-de-açúcar

A demanda por bioenergia, como o etanol, tem sido fomentada globalmente nos últimos anos, visando diversificar a matriz energética por meio da substituição de combustíveis fósseis por energias renováveis, e com isso, mitigar emissões de gases de efeito estufa e as mudanças climáticas. Neste contexto, o Brasil tem papel de destaque, uma vez que responde por cerca de 40% da produção global da cana-de-açúcar. No entanto, para atender essa demanda crescente, a área cultivada com cana-de-açúcar tem expandido e deverá expandir ainda mais nos próximos anos, especialmente sobre pastagens extensivas de baixa produtividade. Todavia, a mudança de uso da terra (MUT) de pastagem para cana-de-açúcar causa alterações na estrutura do solo, e com isso pode reduzir a proteção física da matéria orgânica do solo (MOS) e aumentar suas perdas, e com isso, reduzir os benefícios da produção de bioenergia. Baseado nisso, neste trabalho foram avaliados os impactos da mudança de uso da terra (MUT) na determinação da estabilidade de agregados, bem como sobre a estabilização do carbono (C) nos solos. Para tanto, o estudo foi realizado em dois locais na região Centro-Sul do Brasil, sendo um com solo argiloso e outro arenoso. Em cada área avaliou-se uma cronosequência de MUT: vegetação nativa (VN), pastagem (PA), canavial recém implantado sobre área de pastagem (CA1), e canavial estabelecido, soqueira (CA2). Em cada uso, coletou-se amostras semideformadas e determinou-se a estabilidade de agregados por nove metodologias, dentre elas, análises tradicionais e abordagens integradas que exploram mais de um mecanismo de rompimento dos agregados. Além disso, usando uma das metodologias (tamisação a úmido) realizou-se o fracionamento da MOS e cálculo dos estoques de C contido em cada fração. No Capítulo 1, os métodos que abordaram múltiplos mecanismos de rompimento de agregados (*i.e.*, umedecimento rápido, impacto da gota da chuva, dispersão físico-química e impacto mecânico) foram mais sensíveis que métodos que se baseiam em um único mecanismo para avaliar a qualidade estrutural de ambos os solos. A expansão da cana sobre as áreas de pastagem acarretou na deterioração da estrutura do solo, principalmente no solo arenoso. No Capítulo 2, observou-se que o processo de conversão de pastagem em cana-de-açúcar apresenta dois reflexos distintos, a redução dos estoques de C no solo arenoso e ao acúmulo de C no solo argiloso. Portanto, a utilização de culturas energéticas como a cana-de-açúcar pode ser considerada uma estratégia promissora em solos argilosos, e para solos arenosos em decorrência das limitações intrínsecas do solo (*i.e.*, textura, mineralogia), a redução das emissões e o possível sequestro de C no solo são considerados um grande desafio.

Palavras-chave: Qualidade do solo, Mudança de uso da terra, Estrutura do solo, Biocombustíveis, Matéria orgânica do solo

ABSTRACT

Aggregates stability and soil carbon storage in areas under sugarcane cultivation expansion

The demand for bioenergy, such as ethanol, has been promoted globally in recent years, aiming to diversify the energy matrix by replacing fossil fuels with renewable energies and thereby mitigating greenhouse gas emissions and climate change. In this context, Brazil has a prominent role, since it accounts for about 40% of the global production of sugarcane. However, to meet this growing demand, the area cultivated with sugarcane has expanded and is expected to expand further in the coming years, especially on extensive pastures of low productivity. However, the change in land use (LUC) from pasture to sugarcane causes changes in soil structure and thereby can reduce the physical protection of soil organic matter (SOM) and increase its losses, thereby reducing the benefits of bioenergy production. Based on this, this work evaluated the impacts of land-use change (LUC) on the determination of aggregate stability, as well as on carbon stabilization (C) in soils. Therefore, the study was carried out in two locations in the South-Central region of Brazil, one with clay soil and the other sandy. In each area, a chronosequence of LUC was evaluated: native vegetation (VN), pasture (PA), sugarcane newly implanted on pasture area (CA1), and established sugarcane, ratoon (CA2). In each use, semi-deformed samples were collected and aggregate stability was determined by nine methodologies, among them, traditional analyses and integrated approaches that explore more than one aggregate disruption mechanism. In addition, using one of the methodologies (wet sieving) wease fractionation of the SOM and calculation of the C stocks contained in each fraction were performed. In Chapter 1, the methods that addressed multiple aggregate disruption mechanisms (*i. e.*, rapid damping, raindrop impact, physical-chemical dispersion and mechanical impact) were more sensitive than methods that are based on a single mechanism to evaluate the structural quality of both soils. The expansion of sugarcane over the pasture areas caused the deterioration of the soil structure, especially in the sandy soil. In Chapter 2, it was observed that the process of conversion of pasture into sugarcane presents two distinct reflexes, the reduction of C stocks in sandy soil and the accumulation of C in clay soil. Therefore, the use of energy crops such as sugarcane can be considered a promising strategy in clayey soils, and for sandy soils due to intrinsic soil limitations (*i.e.*, texture, mineralogy), emission reduction and possible sequestration of C in soil are considered a major challenge

Keywords: Soil quality, Land-use change, Soil structure, Biofuels, Soil organic matter

1. INTRODUÇÃO

O incentivo ao consumo de biocombustíveis tem sido fomentado globalmente pelo potencial de redução de emissões de CO₂ e mitigação das mudanças climáticas, ainda sendo uma forma de diversificação da matriz energética. Assim, a produção de etanol via cana-de-açúcar é o principal representante do setor de biocombustíveis, no qual o Brasil é considerado um dos grandes produtores mundiais de cana-de-açúcar, correspondendo com cerca de 40% da produção mundial. Para atender a demanda futura, nos próximos anos espera-se uma expansão do setor sucroenergético, sobretudo em áreas ocupadas por pastagens extensivas de baixa produtividade.

As pastagens correspondem ao maior uso agrícola do Brasil, com quase 60% das terras destinadas ao uso agrícola e mais de metade encontra-se em algum grau de degradação, e com baixa capacidade de suporte animal por hectare. Dessa forma, a conversão de áreas de pastagem com baixa capacidade de suporte animal/ha em áreas com cana-de-açúcar pode ser considerada uma estratégia promissora, já que melhora a economia e desenvolvimento local, e ainda contribui para a produção de energias de origem limpa, como o etanol. Contudo, as práticas de manejo associadas ao processo de mudança de uso da terra (MUT) para o cultivo de cana-de-açúcar, resultam na alteração da cobertura vegetal, afetam direta e indiretamente a qualidade do solo e a emissão de CO₂ para a atmosfera.

As práticas de manejo adotado, como o excessivo tráfego de máquinas e mobilização do solo, durante a conversão de pastagem para cana-de-açúcar, promovem alterações na estrutura do solo induzindo-a a degradação. A inversão de camadas realizada pelo preparo mecânico desestrutura o solo, rompendo a proteção física conferida a matéria orgânica do solo (MOS) pelos agregados, e tomando-a acessível à ação dos microrganismos decompositores, aumentando as perdas de C. Contudo, a alta entrada de compostos orgânicos via palhada e raízes atrelada às práticas conservacionistas, principalmente no período de reforma do canavial, pode restaurar os estoques e gerar acúmulo de C na forma estabilizada no solo a longo prazo.

Uma das formas de monitorar os efeitos das ações de manejo no solo é por meio da agregação, que infere sobre o funcionamento da estrutura do solo e pode ser medida via estabilidade de agregados do solo. Contudo existem uma ampla gama de metodologias, que diferem em nível de complexidade, apresentação dos resultados, e princípio explorado (*i.e.*, mecanismos de rompimento dos agregados), além de que grande parte das metodologias foram desenvolvidas com base nos solos sobre condições temperadas. Assim, é fundamental estudos que testem a sensibilidade de tais metodologias nos solos de clima tropical.

Portanto, é fundamental investigar os impactos da MUT, de pastagem para cana-de-açúcar na proteção física conferida pelos agregados que intermediam o processo de estabilização da MOS. Neste contexto, estudos em diferentes condições edafoclimáticas são cruciais para compreender estes impactos e estabelecer estratégias mais sustentáveis para o cultivo de cana-de-açúcar no Brasil. Desse modo, testou-se as hipóteses i) que os métodos que abordam múltiplos mecanismos de rompimento (*i.e.*, umedecimento rápido, impacto da gota da chuva, impacto mecânico e dispersão físico-química) são mais sensíveis em relação a métodos que abordam um mecanismo de rompimento dos agregados, para avaliar a estabilidade da estrutura de solos submetidos a diferentes usos e manejos. ii) a mudança de uso da terra para o cultivo de cana-de-açúcar com preparo convencional do solo degrada a qualidade estrutural, particularmente em solos arenosos; e iii) que ao longo do tempo, o cultivo de cana-de-açúcar sob áreas de pastagem extensiva, aumenta as entradas de C, causando um efeito positivo nos estoques de C, mesmo que a proteção física do C conferida pela macroagregação do solo não seja totalmente reestabelecida.

2. ESTABILIDADE DE AGREGADOS DE SOLOS DE CLIMA TROPICAL: UMA ABORDAGEM USANDO MÚLTIPLAS METODOLOGIAS

Resumo

As análises que tomam como referência o agregado, contribuem para estudos sobre estrutura do solo. Diversos métodos para determinação da estabilidade de agregados são empregados pelos pesquisadores, refletindo falta de padronização e abrindo espaço para controvérsias nas medições devido a diferentes mecanismos de rompimento dos agregados (umedecimento rápido, rompimento pelo impacto da chuva e a dispersão físico-química do solo) que são explorados. O objetivo com este trabalho foi indicar o método mais adequado para a determinação da estabilidade de agregados em solos de texturas contrastantes (arenoso e argiloso), nas condições edafoclimáticas consideradas para dois locais na região Centro-Sul do Brasil. Em cada área avaliou-se uma cronossequência de mudança de uso da terra (MUT): vegetação nativa (VN), pastagem (PA), canavial recém implantado sobre área de pastagem (CA1), e canavial estabelecido, soqueira (CA2). Em cada uso, coletou-se amostras semideformadas e determinou-se a estabilidade de agregados por nove metodologia dentre elas, análises padrões e abordagens integradas que exploram mais de um mecanismo de rompimento dos agregados. No solo argiloso quatro metodologias se mostraram capazes de detectar as alterações promovidas pela MUT. Em contrapartida no solo arenoso, oito metodologias foram sensíveis à MUT. A conversão da vegetação nativa para pastagem aumentou a estabilidade estrutural do solo arenoso, contudo tais benefícios foram perdidos em decorrência da conversão de pastagem em cana-de açúcar, se tornando prejudicial à longo prazo (CA2). No argiloso, os processos sucessivos de MUT reduziram a estabilidade de agregados do solo. Finalmente, a partir dos resultados conclui-se que os métodos que envolvem mais de um pré-tratamento (principalmente o umedecimento rápido) associados aos mecanismos de rompimento dos agregados, foram mais adequados para entender e comparar a estabilidade de agregados nos solos de textura contrastantes estudados. O processo de expansão da cana-de-açúcar sobre áreas de pastagem causa mudança estrutural independente da textura do solo, sendo mais prejudicial no solo arenoso por sua fragilidade natural. Assim, sugere-se que estratégias de manejo conservacionistas, com mínimo revolvimento, manutenção da palhada e introdução de plantas de cobertura na reforma do canavial devam ser priorizadas nestes ambientes de solos mais frágeis.

Palavras-chave: estrutura do solo, mudança de uso da terra, qualidade do solo, mecanismos de rompimento dos agregados, umedecimento rápido

2.1. Introdução

A estrutura do solo consiste na organização ou arranjo das partículas sólidas (minerais e orgânicas) e secundárias (agregados) dos solos em combinação dos diferentes tipos de poros, sendo considerada o produto de práticas agronômicas e ambientais que ocorreram e estão em vigor, e o seu funcionamento determina a capacidade de sustentar e manter a vida terrestre (Díaz-Zorita et al., 2002; Bronick & Lal, 2005; Rabot et al., 2018).

Os agregados (unidades estruturais) podem ser classificados de acordo com o tamanho, formato e rugosidade e a sua organização acarreta na formação de poros de tamanhos e formas distintas que controlam os processos de infiltração, drenagem e retenção

de água, trocas gasosas, penetração das raízes, dinâmica da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, susceptibilidade ao processo erosivo (Rabot et al., 2018), bem como intermediações entre os organismos do solo e a cadeia alimentar (Six et al., 2004). Quanto ao tamanho, os agregados podem ser subdivididos, de forma simplificada, em macroagregados ($> 250 \mu\text{m}$) e microagregados ($250\text{-}53 \mu\text{m}$) que desempenham funções distintas dentro da estrutura do solo.

Os microagregados são formados pela associação de agentes flocculantes (cátions polivalentes, óxidos de Fe e Al) e matéria orgânica estabilizada. Na macroescala, a formação dos agregados ocorre pela junção da matéria orgânica particulada e ação das raízes de plantas e hifas de fungos que atuam como um emaranhado, auxiliando na ligação (cimentação) entre os microagregados (Tisdall & Oades, 1982; Bronick & Lal, 2005). A associação de macro e microagregados regula a capacidade dos solos estocarem carbono pela proteção física conferida à matéria orgânica do solo (MOS), tornando inacessível aos microrganismos e aos processos de decomposição (Six et al., 2004; Rabot et al., 2018).

Ao longo dos anos foram desenvolvidos diversos métodos para avaliar a estabilidade dos agregados do solo, desde alguns mais simples e rápidos até outros mais complexos e demorados, cada qual com suas vantagens e desvantagens (Rabot et al., 2018). Os agregados podem ser avaliados por meio da sua estabilidade frente a um estresse mecânico (Díaz-Zorita et al., 2002) e as diferenças entre as metodologias não são sempre consistentes, refletindo na falta de padronização e resultados divergentes. Como exemplo, a tamisação à úmido (Yoder, 1936; Elliott, 1986; Kemper & Rosenau, 1986) é um dos métodos mais empregados pela facilidade em ser replicado e refletir as condições naturais do solo (Liu et al., 2021), contudo a sensibilidade em detectar as alterações induzidas pelo uso e manejo do solo é baixa, particularmente em solos fortemente agregados, como é o caso de solos oxídicos das regiões tropicais (Almajmaie et al., 2017; Gholoubi et al., 2019).

As principais diferenças associadas às metodologias dizem respeito à classe de agregados submetidas aos testes, umidade inicial da amostra, pré-tratamento aplicado e a expressão dos resultados obtidos (Le Bissonnais, 2016). Desse modo, a escolha do método ou pré-tratamentos depende do objetivo do trabalho, grande parte dos métodos classificam o solo de acordo com o seu comportamento frente à ação da água, vento e ações de manejo (Saygin et al., 2017). E, diante dos graus de agregação encontrado em solos (de fraco à forte), para avaliar e comparar a estabilidade de agregados deve-se dispor de metodologias que abordem os mecanismos de rupturas em que os agregados são submetidos nas condições naturais no solo (Six et al., 2000, 2004; Le Bissonnais, 2016; Almajmaie et al., 2017).

O rompimento dos agregados acontece devido ao impacto de ações físico-químicas e mecânicas, que ocorrem em diferentes escalas, frequência e intensidade (Le Bissonnais, 2016). Em ambientes tropicais, os eventos de precipitação e irrigação resultam em uma combinação de mecanismos associados, em que na sua grande maioria estão relacionados com o impacto da gota da chuva sobre solo (Almajmaie et al., 2017; Liu et al., 2021). O rompimento dos agregados pelo umedecimento rápido busca simular o efeito de chuvas torrenciais, ocasionando uma compressão e expulsão do ar presente dentro do espaço poroso do agregado. Em contrapartida, o umedecimento lento simula as condições de campo sobre uma chuva moderada, apresenta melhor sensibilidade em solos instáveis e tem menor potencial de rompimento dos agregados que o umedecimento rápido. O efeito da chuva provocado pelo impacto da gota da água é ocasionado pela combinação de mecanismos em que a energia cinética da gota da chuva é o predominante e a sua ação é mais pronunciada em solos úmidos porque as ligações entre os agregados são frágeis, já nos solos secos o estresse compressivo da gota da chuva causa o efeito splash (Fernández-Raga et al., 2017). Finalmente, conforme ocorre a redução das forças atrativas entre as partículas coloidais durante o processo de umedecimento, tem-se o processo de dispersão físico-química, em que seu efeito é aumentado na presença de cátions monovalentes (K^+ , Na^+) (Le Bissonnais, 2016) (Figura. 1).

Dessa forma, cada mecanismo de ruptura aborda um ou mais agentes que confere estabilidade aos agregados (*i.e.*, umedecimento rápido explora o efeito dos agentes orgânicos). As práticas de manejo, por exemplo, em decorrência da mudança de uso da terra alteram a qualidade estrutural do solo (Gholoubi et al., 2019), principalmente pelos processos de revolvimento, acarretando na redução da agregação à longo prazo (Bronick & Lal, 2005). Ainda, aumentam a decomposição de agentes transientes (raízes de plantas e hifas de fungos) responsáveis pela formação dos macroagregados (Tisdall & Oades, 1982), além de alterar sobretudo o conteúdo de matéria orgânica do solo, refletindo na quantidade de agregados estáveis em água (Six et al., 2000). Assim, é por meio da comparação entre as metodologias em condições edafoclimáticas distintas que podemos classificá-las por sua sensibilidade em captar as alterações na estrutura do solo induzidas pelo uso e manejo do solo.

Portanto, para obter resultados abrangentes, é necessário dispor de metodologias que sejam sensíveis às mudanças de uso e manejo do solo, e permitam a comparação entre classe de solos distintas. Logo, testou-se as hipóteses: i) que os métodos que abordam múltiplos mecanismos de rompimento dos agregados (*i.e.* umedecimento rápido, impacto da gota da chuva, impacto mecânico e dispersão físico-química) são mais sensíveis para avaliar a

estabilidade da estrutura de solos, submetidos a diferentes usos e manejos do solo, e ii) que a mudança de uso da terra no cultivo de cana-de-açúcar com preparo convencional do solo degrada a estrutura do solo, particularmente em solos arenosos. Para testar essas hipóteses, conduziu-se um experimento com objetivo de avaliar o comportamento da distribuição dos agregados em áreas sob diferentes usos da terra (vegetação nativa, pastagem extensiva, cana-de-açúcar planta e cana-de-açúcar soca) bem como, indicar o método mais adequado para a determinação da estabilidade de agregados em solos de texturas contrastantes (arenoso e argiloso), nas condições edafoclimáticas consideradas para dois locais na região Centro-Sul do Brasil.

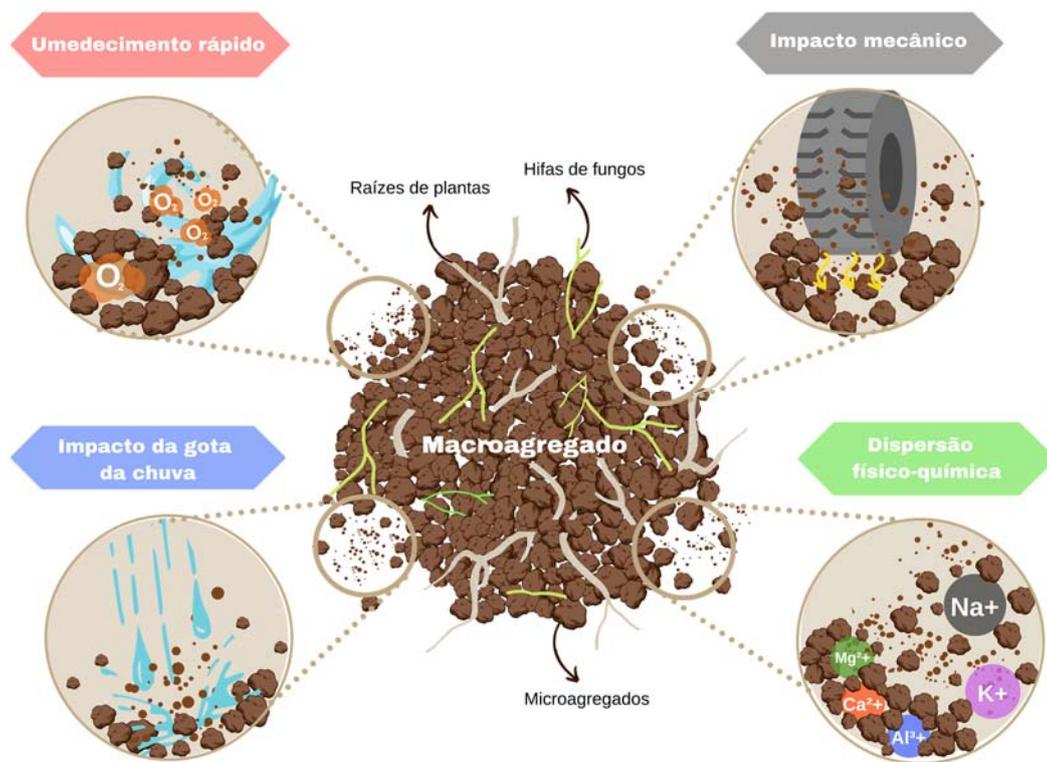


Figura 1. Principais mecanismos de rompimento dos agregados em solos tropicais

2.2. Material e Métodos

2.2.1. Descrição das áreas de estudo

O estudo foi conduzido em solos de textura contrastantes, oriundos da região Centro-Sul do Brasil, principal produtora de cana-de-açúcar. A primeira área está localizada em Brotas – SP (22°17' S e 48°07' O), clima subtropical com verão quente – Cfa (Köppen e Geiger) e pluviosidade média anual de 1337 mm. Na segunda área, situada em Manduri – SP

(23°00' S e 49°19' O), o clima é subtropical com verão quente – Cfa (Köppen e Geiger) e pluviosidade média anual de 1249 mm.

Em Brotas o solo é classificado como Neossolo Quartzarênico de textura arenosa, já em Manduri o solo é classificado como Latossolo Vermelho de textura argilosa. Para facilitar a apresentação e compreensão dos resultados, Brotas foi nomeada como “Arenoso” e Manduri como “Argiloso”, conforme caracterização granulométrica (Tabela 1). Os minerais predominantes na fração argila são argilominerais 1:1 e óxidos de Fe e Al (Apêndice A e B).

Para avaliação dos efeitos da mudança de uso da terra (MUT) em ambos os solos, foi estabelecido uma abordagem em cronossequência com os seguintes usos: i) Vegetação Nativa (VN); ii) Pastagem extensiva (PA); Cana planta (CA 1), área analisada durante o ciclo da cana-de-açúcar planta, após curto período de conversão; Cana soca (CA 2), área analisada durante o ciclo de cana-de-açúcar soca, após longo período de conversão. Essa ordem de conversão representa o principal cenário de mudança de uso da terra no Centro-Sul do Brasil (Cherubin et al., 2021), e mais detalhes relacionados ao histórico das áreas e práticas de manejo podem ser encontrados na Tabela 2.

Tabela1. Distribuição do tamanho de partículas do solo e teores de carbono na profundidade de 0-10 cm em dois solos de textura contrastantes com mudança de uso da terra (vegetação nativa - VN, pastagem - PA, cana-de-açúcar planta – CA1 e cana-de-açúcar soca – CA2)

	Usos	Argila	Silte	Areia	Carbono
		-----g kg ⁻¹ -----			
Arenoso	VN	50	11	939	4,72
	PA	50	20	930	7,28
	CA1	75	10	915	6,24
	CA2	75	01	924	4,76
Argiloso	VN	592	306	102	29,58
	PA	472	265	263	20,18
	CA1	620	286	94	24,97
	CA2	577	316	107	27,00

Tabela 2. Histórico de uso da terra e descrição das práticas de manejo adotadas

Solo	Uso	Descrição
Arenoso	§VN	Vegetação secundária e Floresta estacional semidecidual composta predominantemente por <i>Trichillia clausenii</i> , <i>Euterpe edulis</i> , e <i>Aspidosperma polyneuron</i> .
	PA	A Conversão da VN para PA ocorreu em 1975. A PA foi cultivada com brachiaria (<i>Brachiaria decumbens</i>) cv. Basilik, sem aplicação de fertilizante mineral e com taxa de lotação animal de ~7 unidades animal (UA) 7 UA ha ⁻¹ até 2018. <i>B. decumbens</i> foi substituída por <i>Brachiaria brizanta</i> cv. Marandu em 2018. Durante esta conversão foram aplicados na superfície do solo 2 Mg ha ⁻¹ de calcário, 200 kg ha ⁻¹ de nitrogênio, 135 kg ha ⁻¹ de fósforo e 115 kg ha ⁻¹ de potássio. Para controle de ervas daninhas foi aplicado 1,5 L ha ⁻¹ de 2,4-D (i.a). Os animais foram retirados da área no mesmo ano.
	CA1	A conversão da PA para CA1 ocorreu em 2018. A conversão ocorreu por meio do preparo convencional com aração e gradagem. Foram aplicados 2 t ha ⁻¹ de calcário na superfície do solo e 60 kg ha ⁻¹ de nitrogênio, 150 kg ha ⁻¹ de fósforo e 120 kg ha ⁻¹ de potássio foram aplicados nas linhas de plantio. A cultivar plantada foi IAC SP 97-4039
	CA2	A conversão da PA para CA2 ocorreu em 2002. Nos anos seguintes a colheita foi realizada mecanicamente sem queima e sem remoção de palha. A renovação do canavial foi realizada a cada 5 anos através da aração e gradagem. A última renovação ocorreu em 2017 onde a cultivar IAC SP 97-4039 foi plantada. Após a colheita de 2018, foram aplicados 155 kg ha ⁻¹ de nitrogênio, 41 kg ha ⁻¹ de fósforo e 86 kg ha ⁻¹ de potássio.
Argiloso	§VN	Mesma descrição que no solo arenoso.
	PA	A Conversão da VN para PA ocorreu em 1970. A pastagem foi composta por <i>Brachiaria decumbens</i> sem adição de fertilizante mineral. O pastejo é contínuo com taxa de lotação de 1,2 AU ha ⁻¹ .
	CA1	A conversão da PA para CA1 ocorreu em 2018. A conversão ocorreu através do preparo convencional com aração e gradagem. Foram aplicados 2 t ha ⁻¹ de calcário na superfície do solo, 50 kg ha ⁻¹ de nitrogênio, 150 kg ha ⁻¹ de fósforo e 50 kg ha ⁻¹ de potássio foram aplicados nas linhas de plantio.
	CA2	A conversão da PA para CA2 ocorreu em 2016. Em 2017 e 2018 foi realizada colheita mecânica sem queima e sem remoção de palha. Após cada colheita 90 kg ha ⁻¹ de nitrogênio e 80 kg ha ⁻¹ de potássio foram aplicados.

Fonte: adaptado de da Luz et al. (2020). §VN: Vegetação Nativa; PA: Pastagem; CA1: Cana planta; CA2: Cana soca

2.2.2. Coleta e preparo das amostras

As coletas a campo foram realizadas na estação seca no fim de julho de 2020 para ambos os solos. Em cada uso foram coletadas amostras semi-deformadas (10 cm x 10 cm x 10 cm), com o auxílio de uma pá reta na profundidade de 0-10 cm, onde está concentrado os maiores teores de matéria orgânica do solo, sendo sensível à mudança de uso da terra e às mudanças ocasionadas em decorrência disso na estabilidade de agregados. Foram amostrados

quatro pontos (repetições), espaçados de forma casualizada em 50 m, totalizando 32 amostras (*i.e.*, 2 solos x 4 usos x 4 repetições x 1 profundidade).

No laboratório, as amostras foram destorroadas e peneiradas manualmente respeitando os pontos de fraqueza dos agregados, com o uso de peneiras de diferentes tamanhos de malhas 8; 4,75; 2; 0,25 mm resultando nas classes de agregados: > 8; 4,75-8; 2-4,75; 0,25-8 mm e terra fina seca ao ar (TFSA) <2 mm. Essas classes de agregados foram posteriormente utilizadas nos testes de estabilidade de agregados (Figura 2). Todas as classes de agregados obtidas, exceto a classe <2mm, foi seca em estufa de circulação de ar forçada à 40°C durante 7 dias. A classe TFSA foi seca em estufa de circulação de ar forçada à 105°C por 24 h.

Os testes de estabilidade de agregados foram escolhidos e organizados nesse trabalho, conforme o nível de complexidade, ou seja, número de mecanismos de rompimento dos agregados que estão envolvidos (Tabela 3).



Figura 2. Separação prévia das classes de agregados requerida pelas metodologias utilizadas no estudo antes da realização das análises referente a cada metodologia.

Tabela 3. Relação das metodologias utilizadas com os mecanismos de rompimento de agregados abordados

Metodologia	Principal mecanismo de rompimento dos agregados*	Referência da metodologia
Argila dispersa em água e grau de floculação	Dispersão físico-química	Donagemma & Viana (2017)
Argila dispersa em água – Melo et al.	Dispersão físico-química	Melo et al. (2019)
Resistência tênsil dos agregados	Impacto mecânico	Dexter & Kroesbergen (1985)
Tamisação à seco	Impacto mecânico	Salton et al. (2017)
Tamisação à úmido	Umedecimento lento Impacto mecânico	Elliott (1986)
Simulador da chuva	Impacto da gota da chuva Umedecimento lento	Moebius-Clune et al. (2016)
Metodologia Márquez et al.	Umedecimento rápido Umedecimento lento	Márquez et al. (2004; 2019)
Metodologia Le Bissonais	Umedecimento rápido Umedecimento lento	Le Bissonais (2016)

*Os mecanismos de rompimento dos agregados de cada método foram descritos em Liu et al (2021); Le Bissonais (2016); Moebius-Clune et al (2016)

2.2.2.1. Argila dispersa em água e grau de floculação

A argila dispersa e o grau de floculação foram determinados conforme Donagemma & Viana (2017). Amostras de 20 g de TFSA foram postas em um frasco transparente (capacidade de 500 mL) e adicionou-se lentamente pelas bordas do mesmo 300 mL de água deionizada. Em seguida, os frascos foram tampados e a solução foi agitada em uma mesa horizontal recíprocante por 16 h a 150 rpm.

Após finalizado o tempo de agitação, a solução foi levada para uma proveta de 1000 mL. A quantidade de argila em suspensão foi determinada pelo Método do Densímetro e o grau de floculação obtida pela relação entre a argila dispersa em água e a argila total da amostra conforme Eq. 1:

$$GF = \frac{(Argila-ADA)}{Argila} \times 100 \quad (1)$$

Em que: GF = Grau de floculação (%); Argila = Concentração de argila total obtida por dispersão química e mecânica ($g\ kg^{-1}$); ADA = concentração de argila dispersa em água ($g\ kg^{-1}$).

2.2.2.2. Argila dispersa em água – Melo et al. (2019)

A nova abordagem para estudar a estabilidade estrutural dos solos com base no comportamento da argila dispersa em água foi obtida por meio do método de Melo et al (2019) adaptado. Esse protocolo segue os procedimentos iniciais semelhantes à metodologia proposta por Donagemma & Viana (2017) e permite a separação das classes de argila de acordo com o comportamento estrutural do solo. A argila dispersável (ADA) está relacionada à argila que é liberada dos agregados após um distúrbio mecânico, já a argila que permanece dentro dos agregados é considerada a argila não dispersável (AND) e está ligada à estabilidade estrutural do solo. Finalmente, tem-se a classe de argila refloculável (ARA), que em um primeiro momento é liberada dos agregados, mas devido às condições do meio e ponto de carga zero das partículas, tende a se flocular.

Dessa forma para realizar a análise, amostras de 20 g de solo de TFSA e 100 mL de água deionizada foram adicionados em frascos com capacidade de 500 mL. A solução foi submetida à agitação em mesa horizontal recíprocante à 200 rpm por 16 h, concomitantemente, levou-se para estufa 10 g de TSFA à 105°C para correção da umidade das classes de argila que foram obtidas.

Após a dispersão mecânica da solução, às partículas maiores de 0,053 mm foram removidas por peneiramento a úmido e transferiu-se o conteúdo correspondente às frações silte e argila para uma proveta com capacidade de 1000 mL, completando o volume com água deionizada até a marca de 1000 mL. Com essa suspensão, determinou-se a argila dispersável em água (suspensão concentrada).

Retirou-se uma alíquota de 100 mL da suspensão concentrada com a finalidade de inibir a floculação da argila e transferiu-se para uma proveta com capacidade de 1000 mL, completando o volume com água deionizada até a marca de 1000 mL (suspensão diluída). Nessa suspensão está contida a argila dispersável (ADA) e refloculável em água (ARA).

Após 4 h, retirou-se uma alíquota (30 mL) a 5 cm de profundidade da proveta de cada suspensão (concentrada e diluída) e quantificou-se a concentração de argila presente na alíquota por meio do método de turbidimetria. As classes de argila podem ser calculadas de acordo com as Eq. 2, 3 e 4:

$$ADA = \frac{M_{ADA} \times Vol_{Recip} \times 100}{Vol_{Aliq} \times M_{Am(105^{\circ}C)}} \quad (2)$$

$$ARA = \left[\frac{(M_{ADA+ARA}) \times Diluição \times Vol_{Recip} \times 100}{Vol_{Aliq} \times M_{Am(105^{\circ}C)}} \right] - ADA \quad (3)$$

$$AND = AT - ADA - ARA \quad (4)$$

Em que: ADA = Argila dispersável em água (%); M_{ADA} = Massa de argila dispersável em água na alíquota extraída (g); Vol_{Recip} = Volume final da suspensão ADA no recipiente na proveta (1000 mL); Vol_{Aliq} = Volume da alíquota extraída de cada suspensão (30 mL); $M_{Am(105^{\circ}C)}$ = Massa da amostra corrigida quanto à umidade (g); ARA = Argila refloculável em água (%); $M_{ADA+ARA}$ = Massa de ADA mais ARA na alíquota extraída da suspensão diluída (g); Diluição = Diluição aplicada na suspensão de ADA (10 vezes); AND = Argila não dispersável em água (%); AT = Argila total da amostra (%).

2.2.2.3. Resistência tênsil dos agregados

O teste foi realizado em agregados da classe de 4,75 – 8 mm preparados conforme Imhoff et al. (2002) (desagregação manual, rompendo as pontes de fraqueza dos agregados e secagem à 40°C). A resistência tênsil foi determinada utilizando uma estrutura de carga controlada eletronicamente do tipo CT3 Texture Analyzer (Brookfield, Middleboro – MA,

EUA), acoplado a um computador para obtenção dos dados. O equipamento aplicou uma taxa de deformação constante até o agregado apresentar uma fissura visível. A resistência tênsil dos agregados foi calculada conforme Eq. 5, proposta por Dexter & Kroesbergen (1985):

$$RT = 0,576 \times \frac{P}{D^2} \quad (5)$$

Em que: RT = Resistência tênsil dos agregados (kPa); 0,576 = Constante de proporcionalidade da relação entre o estresse compressivo e o estresse tênsil gerado no interior do agregado; P = Força aplicada no ponto de fratura do agregado (N); D = Diâmetro médio efetivo dos agregados (mm).

O diâmetro efetivo, sugerido por Dexter & Watts (2000), foi calculado conforme Eq. 6:

$$D = D_m \times \left(\frac{M}{M_0}\right)^{\frac{1}{3}} \quad (6)$$

Em que: D_m = Diâmetro médio dos agregados (mm); M = Massa do agregado seco a 105°C (g); M_0 = massa média de todos os agregados da mesma amostra (g).

2.2.2.4. Tamisação à seco

A estabilidade de agregados via seca foi determinada conforme método adaptado de Salton et al (2017). Amostras de 50 g de agregados preparados anteriormente (≤ 8 mm e secos à 40°C) foram dispostas em um conjunto de peneiras de malha 2; 0,250 e 0,053 mm, durante 1 minuto com potência de 30% sobre um Agitador de Peneiras Eletromecânico (Solotest, São Paulo – SP, Brasil). Esse procedimento permitiu separar as classes de (i) macroagregados grandes (2 - 8 mm), (ii) macroagregados pequenos (0,250 - 2 mm), (iii) microagregados (0,053 – 0,250 mm) e (iv) partículas de silte + argila ($\leq 0,053$ mm). Em seguida, foi determinado a massa de agregados retida em cada peneira. Calculou-se a distribuição das classes de agregados e o diâmetro médio ponderado (DMP) para cada uso em ambos os solos.

2.2.2.5. Tamisação à úmido

Determinou-se a estabilidade de agregados via úmida pela metodologia proposta por Elliot (1986). Amostras de 50 g de agregados preparados anteriormente (≤ 8 mm e secos à 40°C) foram colocados sobre uma folha de papel filtro, em contato com uma lâmina de água para umedecer por capilaridade por 16 h. Distribuiu-se as amostras previamente umedecidas sobre um conjunto de peneiras de abertura de malhas: 2 mm, 0,250 mm e 0,053 mm, que

oscilou verticalmente com 30 ciclos por minuto durante 15 minutos em um agitador do tipo Yoder MA 148/3 (Marconi, Piracicaba – SP, Brasil). Essa análise permitiu separar as classes de (i) macroagregados grandes (2 - 8 mm), (ii) macroagregados pequenos (0,250 - 2 mm), (iii) microagregados (0,053 – 0,250 mm) e (iv) partículas de silte + argila ($\leq 0,053$ mm). O conteúdo de agregados retidos em cada peneira foi transferido para um pote e seco em estufa de circulação de ar forçada (40°C por 5 dias) e aferido a massa. Em seguida, calculou-se a distribuição das classes de agregados e o diâmetro médio ponderado (DMP) para cada uso em ambos os solos.

2.2.2.6. Simulador de chuva

A estabilidade de agregados também foi determinada pela simulação da chuva, conforme o método adaptado Moebius-Clune et al. (2016), utilizando um Infiltrômetro de Aspersão de Cornell (Universidade de Cornell, Ithaca – NY, EUA). Amostras de 50 g de agregados preparados anteriormente (0,250 – 8 mm e secos à 40°C) foram dispostos em uma camada única sobre um jogo de peneiras de malha: 2 mm, 0,250 mm e 0,053 mm a uma distância de 500 mm do simulador de chuva (Cornell). O teste foi executado por 5 minutos, fornecendo gotas de aproximadamente 4 mm de diâmetro e 0,74 J de energia, possibilitando separar as classes de (i) macroagregados grandes (2 - 8 mm), (ii) macroagregados pequenos (0,250 - 2 mm), (iii) microagregados (0,053 – 0,250 mm) e (iv) partículas de silte + argila ($\leq 0,053$ mm). O conteúdo de agregados retidos em cada peneira foi transferido para um pote e seco em estufa de circulação de ar forçada (40°C por 5 dias) e aferido a massa. Posteriormente, calculou-se a distribuição das classes de agregados e o diâmetro médio ponderado (DMP) para cada uso em ambos os solos.

2.2.2.7. Metodologia Márquez et al. (2004; 2019)

Determinou-se a estabilidade de agregados conforme metodologia proposta por Márquez et al. (2004; 2019). Amostras de 50 g de agregados previamente preparados (≤ 8 mm e secos a 40°C) foram divididos em dois pré-tratamentos antes do procedimento de tamisação a úmido.

Tratamento 1 (Umedecimento rápido): Agregados secos foram imersos rapidamente em água;

Tratamento 2 (Umedecimento por capilaridade): Agregados foram umedecidos lentamente com o auxílio de papel filtro por 30 minutos.

Posteriormente, foi realizada a tamisação via úmida separando os agregados nas classes de (i) macroagregados grandes (>2 mm), (ii) macroagregados pequenos (0,250-2 mm), (iii) microagregados (0,053-0,250 mm) e (iv) partículas silte + argila ($\leq 0,053$ mm). Todas as classes de agregados foram secas, exceto os macroagregados grandes (i) e pequenos (ii) do pré-tratamento 2. Esses macroagregados foram submetidos ao procedimento de umedecimento rápido, dando origem a macroagregados grandes estáveis e macroagregados pequenos estáveis, resultando no índice de agregados estáveis, conforme Eq. 7. O conteúdo de agregados retidos em cada peneira foi transferido para um pote e seco em estufa de circulação de ar forçada (40°C por 5 dias) e aferido a massa. Em seguida, calculou-se a distribuição das classes de agregados e o diâmetro médio ponderado (DMP) para cada uso em ambos os solos.

$$AE = \frac{\sum S_i}{\sum U_i} \times 100 \quad (7)$$

AE = Agregados estáveis (%); S₁= Macroagregados grandes (2 - 8 mm) oriundos do pré-tratamento de umedecimento rápido (g); S₂= Macroagregados pequenos (0,250 - 2 mm) estáveis (g); S₃= Microagregados (53 - 0,250 mm) oriundos do pré-tratamento de umedecimento por capilaridade (g); S₄= Partículas de silte e argila (< 0,053 µm) oriundas do pré-tratamento de umedecimento por capilaridade (g); U₁= Macroagregados grandes (2 -8 µm) oriundos do pré-tratamento de umedecimento por capilaridade – Macroagregados grandes (8000-2000 µm) oriundos do pré-tratamento de umedecimento rápido (g); U₂= Macroagregados pequenos (0,250 - 2 mm) oriundos do pré-tratamento de umedecimento por capilaridade – Macroagregados pequenos (0,250 - 2 mm) estáveis (g).

2.2.2.8. Metodologia Le Bissonais (2016)

Os agregados preparados anteriormente (4,75 – 8 mm e secos ao ar) foram divididos em três tratamentos conforme método proposto por Le Bissonais (2016).

Tratamento 1 (Umedecimento rápido): 5 g dos agregados foram imersos suavemente em água deionizada, durante 10 min. Em seguida, o solo foi transferido para uma peneira de 0,053 mm imersa em etanol;

Tratamento 2 (Umedecimento lento): 5 g de agregados foram colocados em um papel filtro em uma mesa de tensão com um potencial matricial de -0,3 kPa por 30 min. Posteriormente, transferiu-se os agregados para uma peneira de 0,053 mm imersa em etanol;

Tratamento 3 (Quebra mecânica): 5 g de agregados foram submersos em etanol. Adiante, a amostra foi transferida para um balão volumétrico preenchido com água deionizada, o balão foi agitado 20 vezes e deixado 30 min para sedimentação dos fragmentos. Transferiu-se a amostra para uma peneira de 0,053 mm imersa em etanol.

A fragmentação dos agregados foi disposta em duas etapas. Na primeira etapa, foi utilizado o método de tamisação a úmido para separar as frações de agregados $> 0,053$ mm da fração dos agregados $< 0,053$ mm. Na segunda etapa, secou em estufa de circulação de ar forçada a fração de agregados $> 0,053$ mm, e realizou-se o método de tamisação à seco, utilizando as peneiras de abertura 2 mm, 0,250 mm e 0,053 mm. Por fim, os agregados obtidos pela tamisação à seco foram pesados. Com a massa dos agregados, calculou-se a distribuição das classes de agregados e o diâmetro médio ponderado (DMP) para cada uso em ambos os solos.

2.2.2.9. Cálculo do diâmetro médio ponderado e distribuição das classes de agregados

Com a massa dos agregados retidos em cada peneira, obtido pelas metodologias de tamisação (tamisação á seco, tamisação á úmido, simulador de chuva, metodologia Márquez e metodologia Le Bissonais), calculou-se o diâmetro médio ponderado dos agregados para cada uso em cada solo, conforme Eq. 8.

$$DMP = \sum x_i y_i \quad (8)$$

Em que: y_i = proporção de cada classe de tamanho com relação a amostra total; x_i = diâmetro médio de cada classe de tamanho (mm).

Os agregados foram divididos em três classes (macroagregados, microagregados e partículas de silte e argila). A distribuição das classes de agregados foi obtida através da porcentagem de macroagregados (8,0 mm a 0,250 mm), microagregados (0,250 mm a 0,053 mm) e partículas de silte e argila ($> 0,053$ mm) em relação à massa total da amostra.

2.2.3. Análises estatísticas

Com objetivo de atender a premissa de normalidade, os dados de resistência tênsil dos agregados foram transformados em $\log(x)$. Em seguida, juntamente com os dados obtidos pelos cálculos do diâmetro médio ponderado dos agregados, distribuição das classes de

agregados obtidos pelas metodologias de tamisação, os dados advindos da argila dispersa, grau de floculação e argila dispersa da metodologia de Melo et al. (2019) foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($p > 0,05$). Então, realizou-se a análise de variância e comparação de médias pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$).

A fim de testar a sensibilidade dos métodos, realizou-se o teste de sensibilidade descrito por Masto et al. (2008), conforme Eq. 9.

$$\text{Sensibilidade (S)} = \text{Valor Máximo} / \text{Valor Mínimo} \quad (9)$$

Para verificar a estabilidade de agregados obtidas pelas metodologias em mesma escala, normalizou-se os dados no intervalo de 0 a 1, em que 1 é o considerado o maior nível de estabilidade de agregados, de acordo com a Eq. 10.

$$Z = \frac{x - \text{mín}(x)}{[\text{máx}(x) - (x)]} \quad (10)$$

Em que: Z = valor normalizado; X=valor observado; Mín(x)= valor mínimo observado da amostra Máx(x)= valor máximo observado na amostra.

Por fim, efetuou-se a análise de correlação linear de Pearson entre os dados obtidos pelos testes (argila dispersa, argila dispersa – Melo et al. (2019), resistência tênsil, tamisação à seco, tamisação à úmido, simulador de chuva, metodologia Márquez et al. (2004, 2019) e metodologia Le Bissonais (2016) e os teores de argila, silte e areia dos solos.

Todas as análises foram conduzidas por meio do software RStudio, versão 4.0.4 (R Core Team, 2021) e pacotes “ExpDes” (Ferreira et al., 2021), “Hmisc” (Harrell Jr, 2021) e “corrplot” (Wei & Simko, 2021).

2.3. Resultados

2.3.1. Argila dispersa, resistência tênsil, diâmetro médio ponderado dos agregados

O processo de conversão de VN para PA e de PA para CA, alterou a estabilidade de agregados e, conseqüentemente, a estrutura em ambos os solos (Tabela 4). No solo arenoso, essas conversões aumentaram a quantidade de argila dispersa em água ($p < 0,05$), embora o grau de floculação não tenha apresentado mudanças estatísticas significativas. Já no solo

argiloso, o impacto da mudança de uso da terra não foi detectado pela argila dispersa em água e grau de flocculação ($p>0,05$).

No solo arenoso, ocorreu uma redução na classe da argila não-dispersável em 30%, aumento de 5% para 8% de argila dispersável e aumento de 20% na argila refloculável, associados a conversão de VN para PA. No solo argiloso, o processo de conversão de PA para CA, resultou no aumento da argila refloculável, de 0% para 8%, respectivamente. Alterações na argila dispersável e não dispersável, não foram identificadas ($p>0,05$).

Mudanças na resistência tênsil, diâmetro médio ponderado dos agregados e agregados estáveis podem ser observadas em ambos os solos. Para o solo arenoso, o processo de conversão da VN para PA, resultou no aumento da resistência dos agregados frente a aplicação de uma força constante, de 3,00 KPa para 4,79 KPa, respectivamente, e foram obtidos os maiores valores do DMP na PA pelas metodologias de tamisação à seco (1,96 mm), simulador de chuva (4,33 mm), Márquez – umedecimento rápido (3,09), Márquez – umedecimento por capilaridade (2,54) e agregados estáveis (74%). Nas metodologias de tamisação à úmido e Le Bissonais (2016), não houve alteração no DMP ($p>0,05$). A conversão de PA para CA, acarretou na redução da resistência tênsil dos agregados, de 4,79 KPa para 2,60 à curto prazo (CA1) e 2,47 KPa à longo prazo (CA2). Também houve redução no DMP por todas as metodologias, exceto no pré-tratamento Le Bissonais – quebra mecânica, o qual não identificou mudanças estatísticas significativas.

Para o solo argiloso, a conversão da VN para PA, reduziu a resistência tênsil dos agregados ($p<0,05$) de 198,63 KPa para 30,21 KPa, respectivamente. Já a redução no DMP foi evidenciada apenas pela tamisação à seco ($p<0,05$), e não houve alteração no DMP obtido pelas metodologias do simulador de chuva, Márquez - umedecimento rápido e por capilaridade e Le Bissonais – umedecimento rápido ($p>0,05$). Também não foram detectadas alterações no DMP resultante da tamisação à úmido, Márquez – agregados estáveis e Le Bissonais - umedecimento lento e quebra mecânica. O processo de conversão de PA para CA, não acarretou em alterações no DMP ($p>0,05$) pela maioria das metodologias, apesar de apresentar uma tendência de redução do DMP dos agregados.

Não foram notadas diferenças entre a cana-de-açúcar à curto (CA1) e à longo (CA2) prazo pelas metodologias utilizadas no solo arenoso. Em contrapartida, ocorreu um decréscimo no DMP dos agregados à longo prazo (CA2), obtidos pelo umedecimento rápido das metodologias Márquez et al. e Le Bissonais no solo argiloso ($p<0,05$).

Tabela 4. Argila dispersa (g kg^{-1} e %), resistência tênsil (KPa), diâmetro médio ponderado (mm) e agregados estáveis (%) da camada de 0-10 cm em dois solos de textura contrastantes com mudança de uso da terra (vegetação nativa (VN), pastagem (PA), cana-de-açúcar planta (CA1) e cana-de-açúcar soca (CA2))

Metodologias	Unid	Solo arenoso				Solo argiloso				
		VN	PA	CA1	CA2	§VN	PA	CA1	CA2	
	Argila dispersa	g kg^{-1}	2,51 ^b	3,01 ^{ab}	4,26 ^a	4,25 ^a	1,69 ^{ns}	3,54 ^{ns}	1,76 ^{ns}	2,53 ^{ns}
	Grau de flocluação	%	95 ^{ns}	94 ^{ns}	94 ^{ns}	94 ^{ns}	100 ^{ns}	99 ^{ns}	100 ^{ns}	99 ^{ns}
Melo et al.	Argila dispersável	%	8 ^b	13 ^a	12 ^a	13 ^a	40 ^{ns}	44 ^{ns}	40 ^{ns}	37 ^{ns}
	Argila refloculável	%	47 ^a	69 ^a	60 ^{ab}	58 ^{ab}	0 ^b	0 ^b	8 ^a	3 ^{ab}
	Argila não-dispersável	%	46 ^a	17 ^b	29 ^{ab}	29 ^{ab}	60 ^{ns}	56 ^{ns}	52 ^{ns}	60 ^{ns}
	Resistência tênsil	KPa	3,00 ^b	4,79 ^a	2,60 ^b	2,47 ^b	198,63 ^a	30,21 ^b	26,32 ^b	32,26 ^b
	Tamisação à seco	mm	1,30 ^b	1,96 ^a	0,92 ^c	1,20 ^{bc}	4,67 ^a	4,28 ^b	4,33 ^{ab}	4,41 ^{ab}
	Tamisação à úmido	mm	1,95 ^a	2,82 ^a	1,35 ^b	0,94 ^b	4,50 ^{ns}	4,18 ^{ns}	4,56 ^{ns}	3,67 ^{ns}
	Simulador de chuva	mm	3,54 ^{ab}	4,33 ^a	2,18 ^b	2,86 ^b	4,87 ^a	4,71 ^{ab}	4,75 ^{ab}	4,50 ^b
Márquez et al.	Umedecimento rápido	mm	1,86 ^b	3,09 ^a	0,99 ^c	0,94 ^c	4,16 ^a	3,71 ^{ab}	3,89 ^a	2,53 ^b
	Umedecimento capilaridade	mm	1,13 ^b	2,54 ^a	1,11 ^b	1,03 ^b	4,43 ^a	4,07 ^{ab}	4,16 ^{ab}	3,21 ^b
	Agregados estáveis	%	47 ^b	74 ^a	34 ^b	40 ^b	84 ^{ns}	77 ^{ns}	78 ^{ns}	56 ^{ns}
Le Bissonais	Umedecimento rápido	mm	2,59 ^a	2,68 ^a	1,31 ^b	0,83 ^b	4,31 ^a	4,00 ^a	3,82 ^a	2,35 ^b
	Umedecimento lento	mm	3,35 ^a	3,52 ^a	1,80 ^b	1,31 ^b	4,72 ^{ns}	4,80 ^{ns}	4,72 ^{ns}	4,19 ^{ns}
	Quebra mecânica	mm	0,94 ^{ns}	0,97 ^{ns}	0,88 ^{ns}	0,74 ^{ns}	3,37 ^{ns}	2,86 ^{ns}	3,24 ^{ns}	2,56 ^{ns}

*Médias seguidas de mesma letra nas linhas, dentro de cada solo, não se diferem pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

2.3.2. Distribuição de macroagregados e microagregados

Para verificar o efeito da MUT sobre a distribuição de agregados após os procedimentos específicos de cada metodologia, avaliou-se as alterações nas classes de macroagregados, microagregados e partículas de silte e argila. No solo arenoso (Figura 3), a conversão da VN para PA não promoveu alterações na porcentagem de macroagregados e microagregados ($p>0,05$), obtida pela tamisação à seco e a úmido, Márquez – umedecimento rápido e por capilaridade e todos os pré-tratamentos do Le Bissonais. Por outro lado, em todas as metodologias, além de reduzir a porcentagem de macroagregados, a conversão da PA para CA, aumentou a porcentagem de microagregados e em alguns casos a porcentagem de silte e argila (tamisação à úmido e Le Bissonais – umedecimento lento).

A distribuição das classes de agregados no solo argiloso (Figura 4), não sofreu alteração ($p>0,05$) nos processos associados à MUT, evidenciado por todas as metodologias tanto para a classe de macroagregados, quanto para a classe de microagregados, exceto para Le Bissonais – umedecimento lento, em que ocorreu uma redução da porcentagem de macroagregados na conversão de PA para CA ($p<0,05$). De modo geral, em todos os usos, a porcentagem de macroagregados corresponde a mais de 80% dos agregados obtidos após os testes.

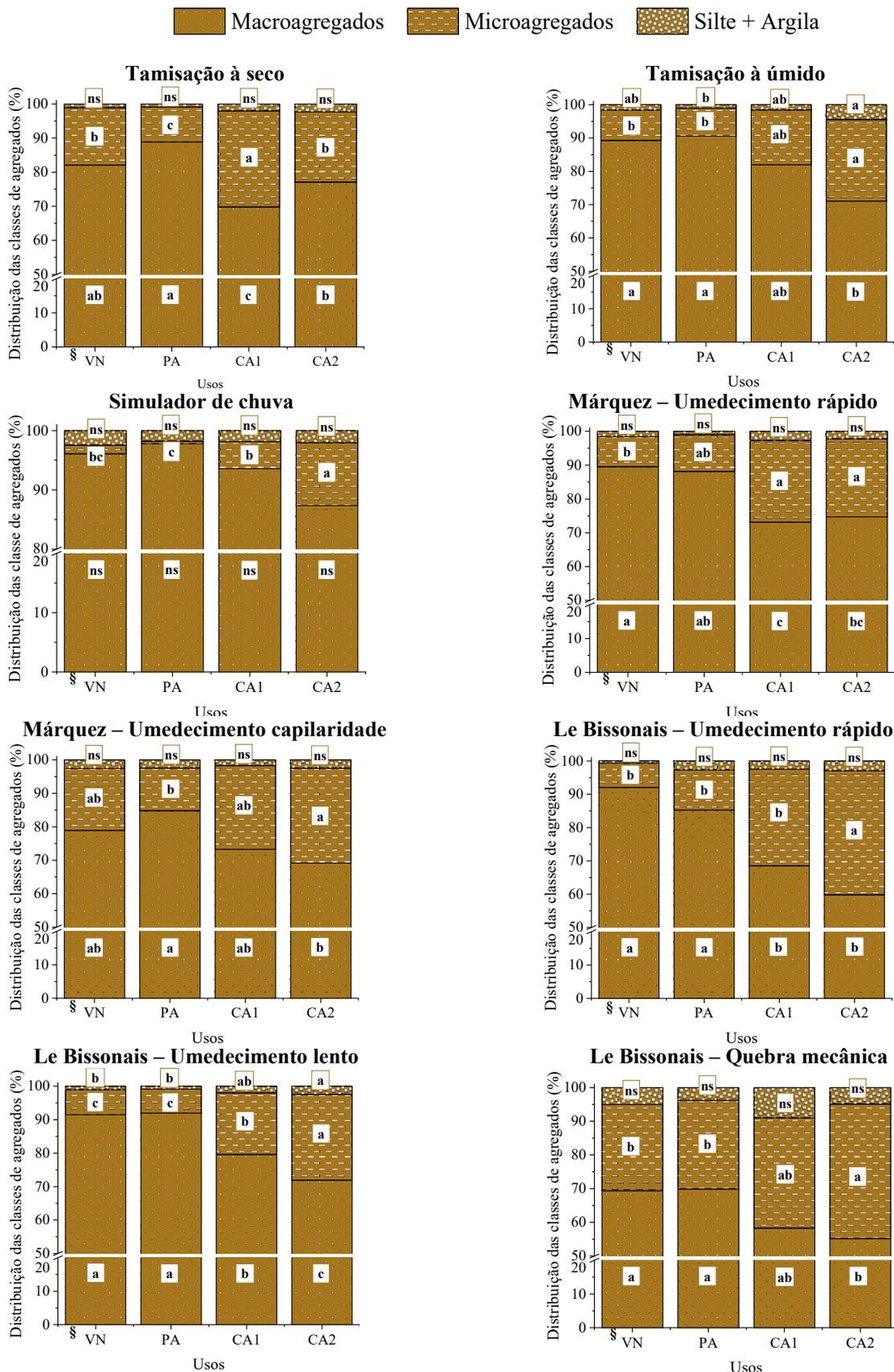


Figura 3. Distribuição das classes de agregados no solo Arenoso com mudança de uso da terra (vegetação nativa, pastagem, cana planta e cana soca). *Médias seguidas de mesma letra na mesma classe de agregados, não se diferem pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). §VN: Vegetação Nativa; PA: Pastagem; CA1: Cana-de-açúcar planta; CA2: Cana-de-açúcar soca

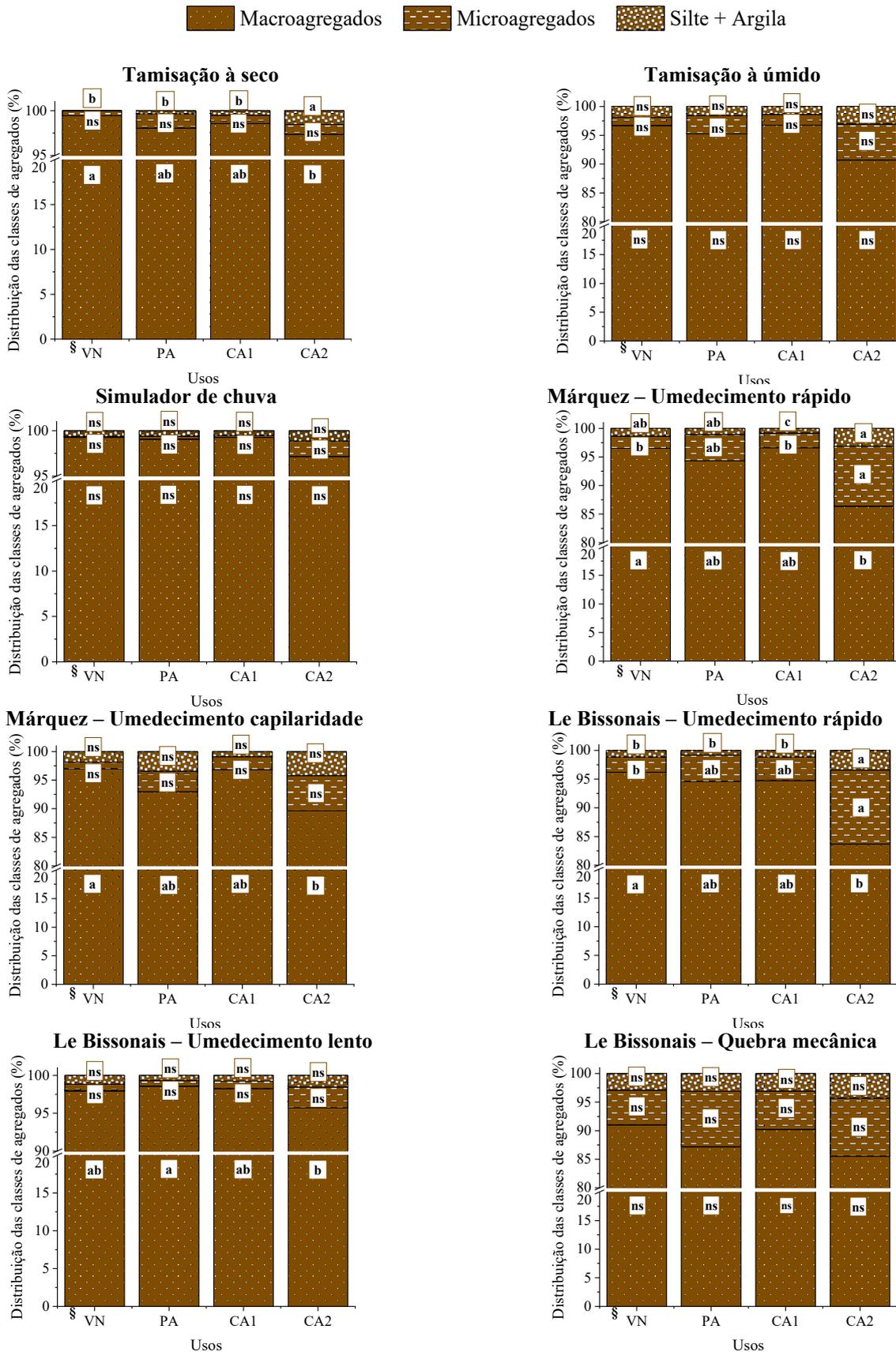


Figura 4. Distribuição das classes de agregados no solo Argiloso avaliado com mudança de uso da terra (vegetação nativa, pastagem, cana planta e cana soca). *Médias seguidas de mesma letra na mesma classe de agregados, não se diferem pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). §VN: Vegetação Nativa; PA: Pastagem; CA1: Cana-de-açúcar planta; CA2: Cana-de-açúcar soca

2.3.3. Correlação entre os métodos de estabilidade dos agregados, textura e carbono do solo

A maioria das metodologias testadas apresentaram correlação ($p < 0,01$) de grau moderado (0,40 - 0,69) à forte (0,70 - 1,00) com os teores de areia, silte, argila e carbono dos solos (Figura 5). A argila dispersa em água correlacionou-se positivamente com areia e argila refloculável e, de forma negativa com argila, silte, grau de flocculação, tamisação à seco, tamisação à úmido, simulador de chuva, Le Bissonais - umedecimento rápido e lento. Já o grau de flocculação exibiu correlações positivas com argila, silte, carbono e todas as demais metodologias, exceto areia, argila dispersa e argila refloculável. Ocorreram associações positivas entre argila dispersável e argila, silte, carbono, grau de flocculação, argila não dispersável e demais metodologias de tamisação, e associações negativas com areia e argila refloculável. Por sua vez, a argila refloculável, correlacionou-se positivamente apenas com areia e argila refloculável e de forma negativa com argila, silte, carbono e as demais metodologias. A argila não dispersável, apresentou correlações positivas com argila, silte, carbono, grau de flocculação, argila dispersável, tamisação à seco, tamisação à úmido, simulador de chuva, Márquez – umedecimento rápido e por capilaridade com todos os pré-tratamentos do Le Bissonais, e correlações negativas com areia e argila refloculável.

Na resistência tênsil, verificou-se correlações positivas com argila, silte, carbono grau de flocculação, tamisação à seco, tamisação à úmido, Márquez – umedecimento rápido, umedecimento por capilaridade e agregados estáveis com todos os pré-tratamentos de Le Bissonais, e correlações negativas com areia e argila refloculável. Associações positivas foram observadas entre tamisação à úmido e à seco com argila, silte, carbono e todas as metodologias abordadas, exceto areia, argila dispersa e argila refloculável que foram negativas. No simulador de chuva, foram encontradas correlações ($p < 0,01$) com todas as metodologias estudadas, exceto resistência tênsil. De forma positiva com argila, silte, carbono, grau de flocculação, argila dispersável, argila não dispersável e demais metodologias de tamisação, e de forma negativa com areia, argila dispersa e argila refloculável.

Correlações significativas foram observadas entre os pré-tratamentos de Márquez com demais metodologias, exceto umedecimento rápido, por capilaridade e agregados estáveis com argila dispersa e agregados estáveis com argila não dispersável. Positivamente com argila, silte, carbono e demais metodologias, e negativamente com areia e argila refloculável. Por fim, em Le Bissonais obteve-se correlações ($p < 0,01$) positivas entre os pré-tratamentos (exceto UL com RT e QM com AD) com argila, silte, carbono e demais metodologias, e negativas com areia, argila dispersa e argila refloculável.

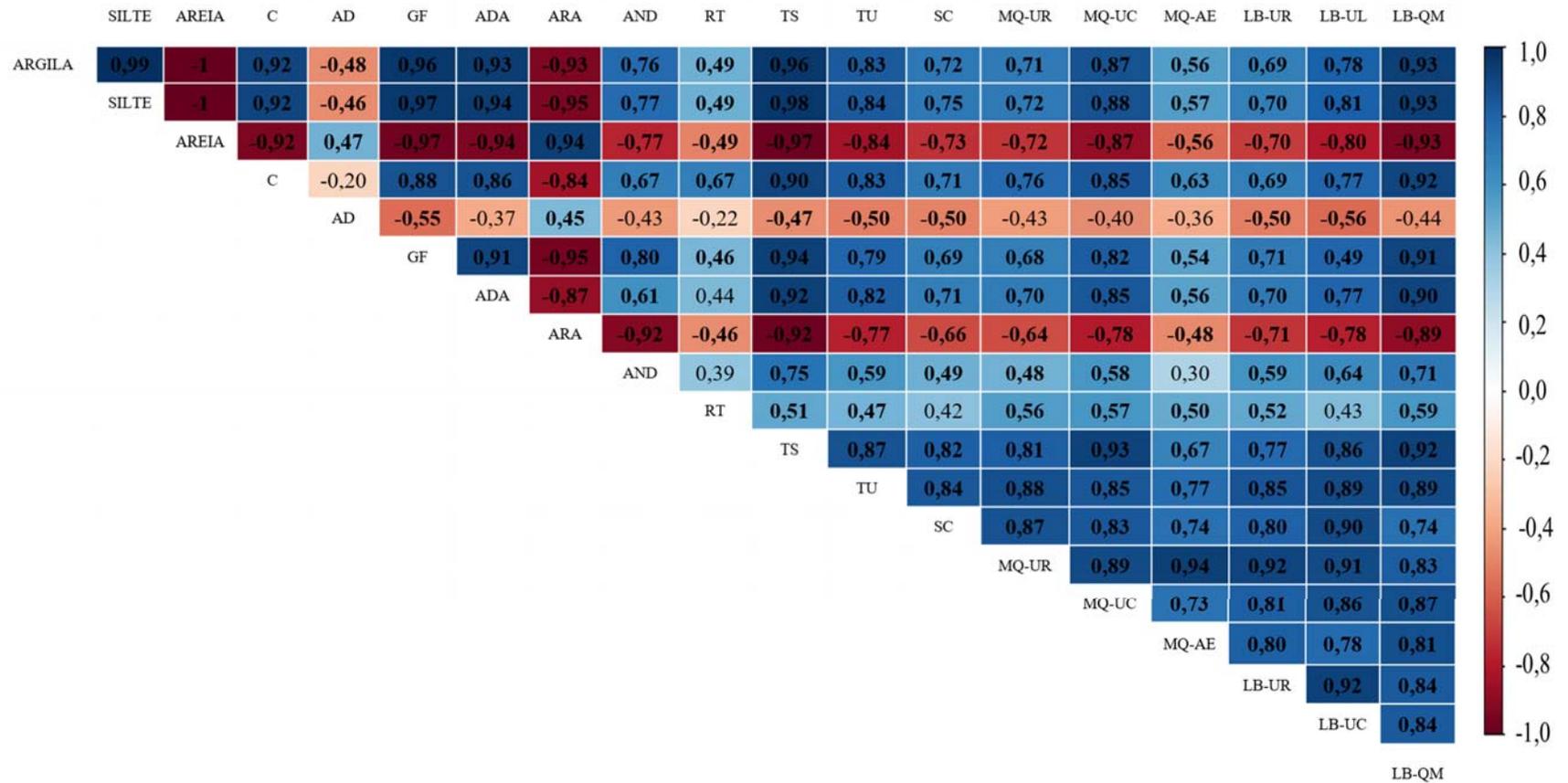


Figura 5. Matriz de correlação de Pearson entre teores de argila, silte, areia, carbono, argila dispersa, resistência tênsil, diâmetro médio ponderado dos agregados em dois solos de textura contrastantes em cenário de mudança de uso da terra (vegetação nativa, pastagem, cana-de-açúcar planta e cana-de-açúcar soca)*C: Carbono; AD: Argila dispersa; GF: Grau de floculação; ADA: Argila dispersável; ARA: Argila refloculável; AND: Argila não dispersável; RT: Resistência tênsil; TS: Tamisação à seco; TU: Tamisação à úmido; SC: Simulador de chuva; MQ: Márquez et al. (2004;2019); UR: Umedecimento rápido; UC: Umedecimento por capilaridade; AE: Agregados estáveis; LB: Le Bissonais (2016); UL: Umedecimento lento; QM: Quebra mecânica. Valores em negrito representam coeficientes significativos, $p < 0,01$, $n = 32$

2.3.4. Avaliação integrada das metodologias de estabilidade de agregados

O efeito da mudança de uso da terra na estabilidade de agregados avaliada por todas as metodologias testadas foi sintetizado na Figura 6. Em geral, a maioria das metodologias mostrou que a conversão de VN para PA aumentou a qualidade estrutural do solo arenoso. Por outro lado, quando ocorreu o segundo processo de conversão, de pastagem para cana-de-açúcar, acarretou em redução da estabilidade de agregados do solo. No entanto, entre a cana-de-açúcar à curto (CA1) e à longo (CA2) prazo, não houve mudanças na qualidade estrutural do solo, observado pela grande parte das metodologias testadas para o solo arenoso.

No solo argiloso, o processo de conversão de VN para PA resultou em redução da estabilidade de agregados no solo, enquanto que a conversão de PA em CA, em um primeiro momento não houve alteração na qualidade estrutural do solo (CA1), mas ao longo do tempo (CA2), a redução da estabilidade de agregados do solo foi evidenciada por grande parte das metodologias. De modo geral, o solo arenoso apresenta estabilidade estrutural inferior em relação ao solo argiloso.

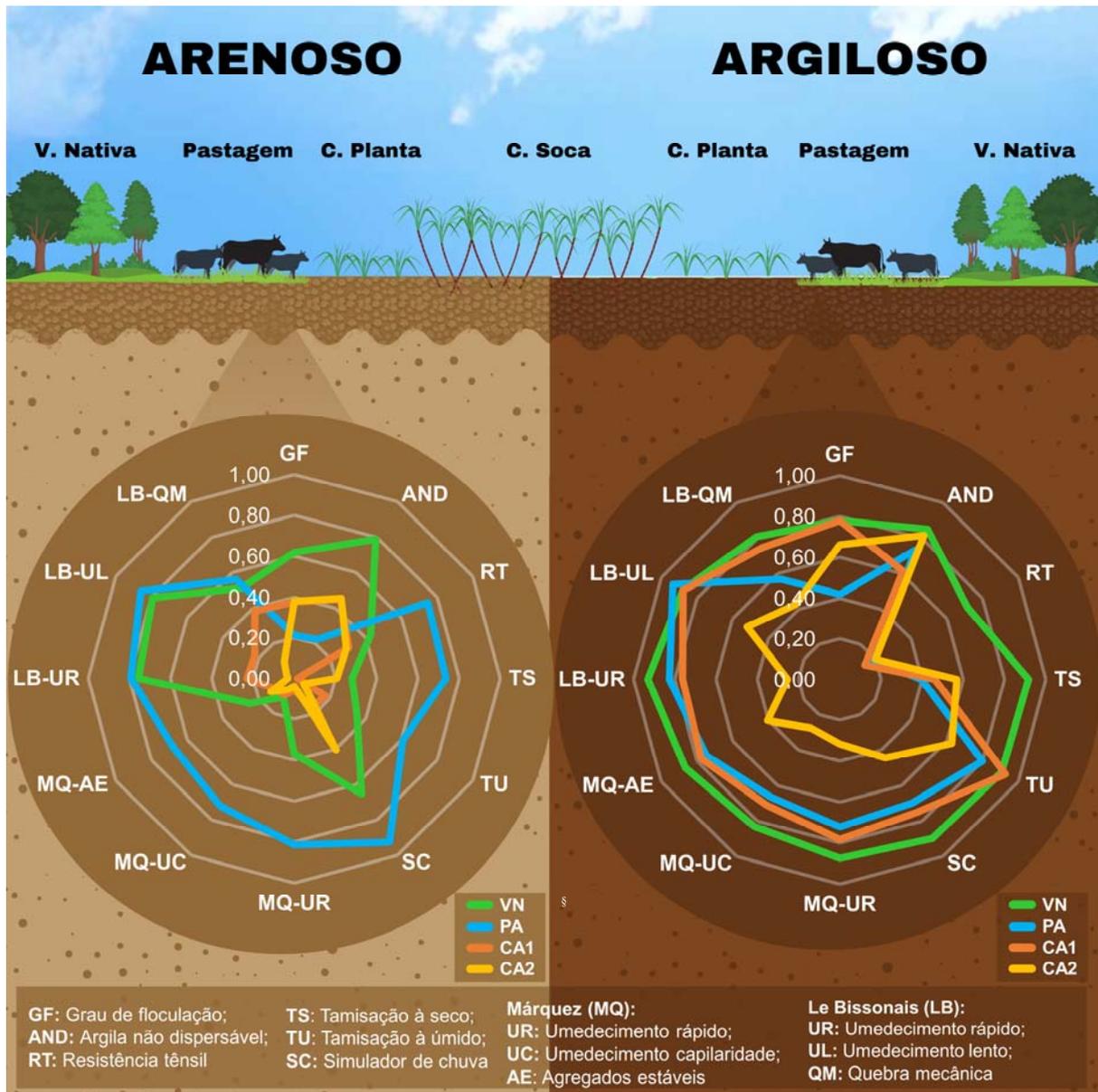


Figura 6. Avaliação integrada da estabilidade de agregados do solo (arenoso à esquerda e a argiloso à direita) por meio de diferentes metodologias em cenário de mudança de uso da terra (vegetação nativa, pastagem, cana-de-açúcar planta e cana-de-açúcar soca). Os valores de 0-10 referem-se aos dados obtidos pelas metodologias de estabilidade de agregados normalizados, em que 1 é considerado o maior nível de estabilidade de agregados
 §VN: Vegetação Nativa; PA: Pastagem; CA1: Cana-de-açúcar planta; CA2: Cana-de-açúcar soca

Por meio do índice de sensibilidade (Figura 7), têm-se que quatorze de quinze análises (oito de nove metodologias abordadas) que estão acima da linha (vermelha) de corte, foram capazes de detectar alterações induzidas pelo uso da terra na estabilidade de agregados no solo arenoso, sendo que as metodologias mais complexas (*i.e.* Márquez et al. e Le Bissonais) e mais simples (*i.e.*, resistência tênsil e tamisação a úmido) apresentaram maior sensibilidade.

Já no solo argiloso, sete de quinze análises (quatro de nove metodologias) conseguiram distinguir a estabilidade de agregados entre os usos da terra, e as metodologias que apresentaram maior sensibilidade são a argila dispersa, resistência tênsil dos agregados as abordagens Márquez e Le Bissonais. Para ambos os solos, a argila dispersa, resistência tênsil e metodologias Márquez e Le Bissonais demonstraram melhor capacidade de distinção dos usos em diferentes texturas.

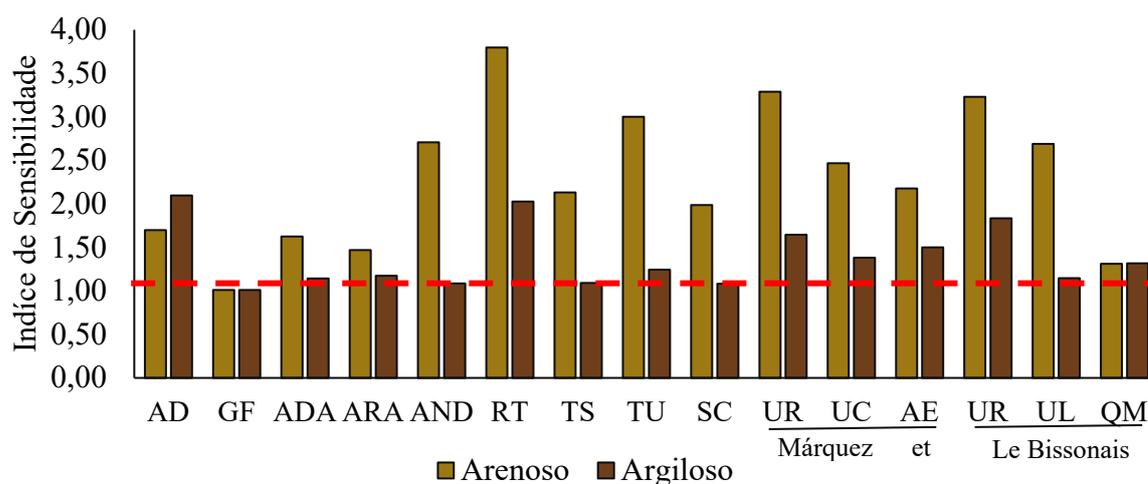


Figura 7. Índice de sensibilidade das metodologias usadas para avaliar a estabilidade de agregados dos solos argiloso e arenoso em cenário de mudança de uso da terra (vegetação nativa, pastagem, cana-de-açúcar planta e cana-de-açúcar soca). A linha de corte tracejada vermelha divide as metodologias mais sensíveis das menos sensíveis

*AD: Argila dispersa; GF: Grau de flocculação; ADA: Argila dispersável; ARA: Argila refloculável; AND: Argila não dispersável; RT: Resistência tênsil; TS: Tamisação à seco; TU: Tamisação à úmido; SC: Simulador de chuva; UR: Umedecimento rápido; UC: Umedecimento por capilaridade; AE: Agregados estáveis; UL: Umedecimento lento; QM: Quebra mecânica

2.4. Discussão

2.4.1. Estabilidade de Agregados vs Mecanismos de rompimento dos agregados

Os macroagregados e microagregados apresentam tamanho, composição e ligações entre partículas distintas, assim a energia requerida para rompê-los também é diferente. Conforme Yudina & Kuzyakov (2019), a energia de quebra dos agregados é inversamente proporcional ao seu tamanho e nível de organização hierárquica. Grande parte das metodologias utilizadas foram desenvolvidas com base nos solos de clima temperado, com condições distintas as encontradas em clima tropical (*i.e.*, mineralogia, precipitação). Assim, é fundamental selecionar metodologias que apresentem uma boa sensibilidade (Figura 7) em detectar alterações nos usos e manejos de solos tropicais consideradas neste trabalho, incluso forma de amostragem e número de repetições.

O rompimento dos agregados está associado à atuação simultânea de diferentes mecanismos, todavia, a água desempenha um papel fundamental nesse processo. Quando os agregados secos entram em contato com água da chuva ou de irrigação, aumentam a intensidade das forças repulsivas interpartículas dentro do agregado, resultando no seu rompimento (Liu et al., 2021). Dessa forma, as metodologias (Le Bissonais e Márquez) que abordam o pré-tratamento de umedecimento rápido (Tabela 3) apresentaram melhor sensibilidade (Figura 7), considerando os solos observados. Isso ocorre porque além de simular eventos de chuvas intensas, tais metodologias avaliam o efeito da matéria orgânica sobre a integridade dos agregados quando umedecidos, em que sua ruptura é reduzida na presença dos grupos hidrofóbicos da MOS. Além disso, contribuí para os estudos de erosão por simular o efeito da desagregação e o desprendimento e salpicamento das partículas (efeito splash) (Pulido Moncada et al., 2015; Le Bissonais, 2016; Saygin et al., 2017).

Apesar do impacto da chuva ser considerado um dos principais mecanismos de rompimento dos agregados (Le Bissonais, 2016; Almajmaie et al., 2017), os valores de DMP obtido pelo simulador de chuva foram os maiores em ambos os solos nas condições deste estudo, comparado com outras metodologias de tamisação, indicando que os agregados podem se romper sem a presença do impacto da gota da chuva (Liu et al., 2021) e que a energia associada ao teste provavelmente é inferior aos outros métodos que determinam a estabilidade de agregados do solo, já que a energia cinética da chuva é muito variável e depende da sua intensidade.

A energia necessária para o rompimento de um agregado pode ser acessada pela resistência tênsil (Totsche et al., 2018). Ambos os solos apresentaram uma boa sensibilidade (Figura 7) para diferenciar agregados e, conseqüentemente, em distinguir os usos da terra. Em solos argilosos, o maior conteúdo de MO (Tabela 1) associado à presença de óxidos de Fe e Al comparado aos solos arenosos, provavelmente fortaleceu os agregados (Blanco-Moure et al., 2012) e aumentou sua resistência ao rompimento. Segundo Liu et al. (2021), análises que abordam o mecanismo de dispersão físico-química, fornecem informações relevantes para entender a estabilidade natural do solo, mas não apresentam boa distinção para estudar solos de texturas contrastantes.

Em geral, todas as metodologias apresentaram boa sensibilidade (Figura 7) no solo arenoso porque os teores de argila são baixos (Tabela 1) e a MOS é o principal agente de agregação. Assim, para romper os agregados, as metodologias que exploram o nível de energia necessário para testar o efeito da MOS apresentam uma boa performance. Contudo, no solo argiloso como existe a presença de mais de um agente responsável pela formação e

estabilização dos agregados (óxidos de Fe e Al e MOS), as metodologias que utilizam um maior nível de energia apresentam um desempenho melhor.

Portanto, entender os agentes que estão contribuindo para a agregação no solo e com base nisso, a seleção das metodologias (alta ou baixa energia de quebra) é fundamental para o sucesso dos resultados. Não existe apenas um método para aferir a estabilidade de agregados do solo (Almajmaie et al., 2017; Saygin et al., 2017; Liu et al., 2021) e a escolha do teste adequado é um grande desafio que depende de características intrínsecas como a distribuição de partículas do solo.

Para às condições edafoclimáticas semelhantes à desse estudo, as metodologias que adotaram mais de um pré-tratamento, como Le Bissonais (2016) e Marquéz et al (2004; 2019) se mostraram eficientes em captar as alterações na estrutura em decorrência do uso e manejo do solo, por meio da junção dos mecanismos de rompimento dos agregados respeitando condições semelhantes às que ocorre naturalmente no campo (Almajmaie et al., 2017; Liu et al., 2021), confirmando a primeira hipótese deste estudo.

2.4.2. Relações entre as metodologias abordadas

Os resultados dos coeficientes de correlação de Pearson demonstram que todas as metodologias podem ser usadas para aferir a estabilidade de agregados dos solos (Figura 5), porém elas diferem em termos de nível de sensibilidade (Figura 7), conferindo vantagens e desvantagens (Tabela 5) ao uso de cada uma delas. Nos estudos de Almajmaie et al. (2017) e Saygin et al. (2017), não foram encontradas correlações significativas entre o DMP com os atributos de solos com predominância de minerais 2:1 como esmectita e clorita. Dessa forma, as altas correlações em solos tropicais podem estar associadas à presença dos óxidos de Fe e Al, conhecidos por estabilizar os agregados do solo.

Existe uma semelhança, seja no princípio ou mecanismo de rompimento de agregados abordados pelos métodos que são submetidos à tamisação, demonstrado pela forte correlação ($> 0,70$). Já a correlação fraca-moderada encontrada entre os métodos que permitem calcular o DMP com a argila dispersa demonstra que o DMP está mais associado à presença de agregados maiores (macroagregados), sendo assim as partículas finas tem menor impacto no seu cálculo (Liu et al., 2021).

Na abordagem proposta por Melo et al. (2019) para avaliar o comportamento das classes de argila presentes no solo, o rompimento dos macroagregados além de liberar microagregados também libera partículas de argila. Normalmente, essas partículas de argila tendem a se flocular devido ao alto ponto de carga zero (PCZ) e equilíbrio entre as cargas

positivas e negativas. Porém, em altos teores de MOS principalmente no solo superficial, o PCZ reduz e ocorre um desbalanceamento de cargas, predominantemente negativas (advinda da MOS) e a dispersão da argila é favorecida em relação à sua flocculação, observado pela correlação fortemente positiva (Figura 7) entre argila dispersável e argila (0,93), argila dispersável e carbono (0,86). Dessa maneira, como observado por Melo et al (2019, 2021), apesar do aumento da proporção de agregados estáveis conferido pela MOS em horizontes superficiais, quando esses agregados são rompidos é esperado um aumento no teor de argila dispersa. Isso é intermediado pelo balanço entre a MOS e Al que regula a liberação da argila dos macroagregados, assim em horizontes superficiais (pouco Al), tem-se pouca contribuição da argila refloculável, evidenciado pela correlação fortemente negativa entre argila refloculável e carbono (-0,84).

Tabela 5. Principais vantagens e desvantagens de cada metodologia abordada, segundo dados obtidos neste trabalho e para as condições edafoclimáticas estudadas (continua)

Metodologia	Vantagens	Desvantagens
Argila dispersa em água e grau de floculação	<ul style="list-style-type: none"> - Argila dispersa tem boa sensibilidade em solos arenosos e argilosos; - Baixo custo; - Permite observar os fatores intrínsecos do solo que controlam a agregação; - Análise de rotina (presente na maioria dos laboratórios). 	<ul style="list-style-type: none"> - Grau de floculação tem baixa sensibilidade em solos arenosos e argilosos; - Infere indiretamente sobre a estabilidade de agregados do solo (não é possível calcular DMP e distribuição das classes de agregados).
Argila dispersa em água – Melo et al. (2019)	<ul style="list-style-type: none"> - Boa sensibilidade em solos arenosos - Baixo custo; - Permite observar os fatores intrínsecos do solo que controlam a agregação; - Detalhamento do comportamento da argila presente no solo (divisão em classes). 	<ul style="list-style-type: none"> - Baixa sensibilidade em solos argilosos - Infere indiretamente sobre a estabilidade de agregados do solo (não é possível calcular DMP e distribuição das classes de agregados); - Não foi testada para todas as classes de solos - Procedimento envolve várias etapas, aumentando o tempo de análise e exige cuidados (atenção nas diluições); - Difícil de implementação como análise de rotina.
Resistência tênsil dos agregados	<ul style="list-style-type: none"> - Boa sensibilidade em solos arenosos e argilosos; - Procedimento rápido; - Mensura a energia necessária para romper o agregado. 	<ul style="list-style-type: none"> - Infere indiretamente sobre a estabilidade de agregados do solo (não é possível calcular DMP e distribuição das classes de agregados); - Exige equipamento específico (custo de aquisição) - Treinamento prévio (conhecimento específico sobre como realizar a análise); - Alta variabilidade nos dados.
Tamisação à seco	<ul style="list-style-type: none"> - Boa sensibilidade em solos arenosos; - Procedimento rápido (± 1 minuto); - Permite calcular o DMP e distribuição das classes de agregados; - Simples e replicável; - Método consolidado internacionalmente. 	<ul style="list-style-type: none"> - Baixa sensibilidade em solos argilosos; - Exige equipamento específico (custo de aquisição); - Exclui o efeito da água no rompimento dos agregados.

Tamisação à úmido	<ul style="list-style-type: none"> - Boa sensibilidade em solos arenosos; - Permite calcular o DMP e distribuição das classes de agregados; - Simples e replicável; - Método consolidado e mais aceito internacionalmente. 	<ul style="list-style-type: none"> - Baixa sensibilidade em solos argilosos; - Exige equipamento específico (custo de aquisição); - Exige estrutura de fornecimento de água e estufas de circulação de ar forçada.
Simulador da chuva	<ul style="list-style-type: none"> - Boa sensibilidade em solos arenosos; - Reproduz o efeito do impacto da gota da chuva, um dos principais mecanismos de rompimento dos agregados. 	<ul style="list-style-type: none"> - Baixa sensibilidade em solos argilosos; - Exige equipamento específico (custo de aquisição); - Metodologia pouco difundida ao redor do mundo para fins de avaliação da estabilidade de agregados.
Metodologia Márquez et al. (2004, 2019)	<ul style="list-style-type: none"> - Boa sensibilidade em solos arenosos e argilosos - Baixo custo da análise; - Permite calcular o DMP e distribuição das classes de agregados - Não necessita de equipamentos específicos, apenas um conjunto de peneiras. 	<ul style="list-style-type: none"> - Procedimento envolve várias etapas (mais tempo de análise) - Metodologia pouco difundida ao redor do mundo; - Uso restrito à pesquisa.
Metodologia Le Bissonais (2016)	<ul style="list-style-type: none"> - Boa sensibilidade em solos arenosos e argilosos; - Permite calcular o DMP e distribuição das classes de agregados; - Não necessita de equipamentos específicos, apenas um conjunto de peneiras; - Protocolo e vídeos detalhados de como realizar a análise disponível para acesso. - Inferência sobre susceptibilidade à erosão. 	<ul style="list-style-type: none"> - Procedimento envolve várias etapas (mais tempo de análise); - Subjetividade e dificuldade de replicação; - Exige uso de álcool etílico 70% (v/v), o que torna o processo mais caro e demorado; - Gera resíduo (álcool etílico, oriundo da análise). - Uso restrito à pesquisa.

2.4.3. Fatores intrínsecos e extrínsecos dos solos que influenciam na estabilidade de agregados quando avaliada de forma integrada por diferentes metodologias

Os agregados presentes no solo variam em termos de tamanho, forma e estabilidade, dependendo do material de origem, textura, clima, vegetação, atividade biológica, bem como das ações de manejo. A partir dos resultados obtidos neste estudo (Figura 6), percebe-se que para o solo argiloso a junção dos agentes de agregação orgânicos (atividade de fungos e bactérias, raízes vivas das plantas e a fauna) com a interação mineral (óxidos de Fe e Al e argilominerais 1:1) são fundamentais para a manutenção da integridade dos agregados quando umedecidos (Tisdall & Oades, 1982; Six et al., 2002; Bronick & Lal, 2005). Já no solo arenoso, em consequência das altas quantidades de quartzo, a baixa estabilidade de agregados pode ser explicada pelo fato de que somente MOS não é suficiente para manter agregados estáveis quando submetidos à algum distúrbio (Tabela 4). Estes agregados apresentam limitada atuação nos mecanismos físico-químicos de estabilização (interação mineral) e são altamente suscetíveis a quebra por umedecimento lento (Le Bissonnais, 2016; Nciizah & Wakindiki, 2014; Yudina & Kuzyakov, 2019). Essa diferença dos agentes que conferem estabilidade estrutural para os solos também é visualizada nas classes de agregados obtidas (Figura 3 e 4), em que a variação das classes de agregados e DMP no solo arenoso é maior do que o solo argiloso.

2.4.4. Impactos da MUT na estrutura do solo

A conversão de VN para PA no solo arenoso, aumentou o diâmetro médio ponderado em mais de 50% e a resistência tênsil dos agregados em 60% (Tabela 4), particularmente na porcentagem de macroagregados estáveis (Figura 3). Considerando o fato de que a pastagem no solo arenoso ficou por 2 anos sem receber animais, a alta biomassa de raiz, abundância de engenheiros do solo e redução das práticas de revolvimento do solo podem ter promovido a formação e estabilização de macroagregados em proporção igual ou superior a vegetação nativa (Franco et al., 2020). As raízes das plantas juntamente com a microbiota do solo (principalmente os fungos), liberam uma variedade de compostos que atuam como agente ligante, e aproximam mecanicamente as partículas do solo além de reduzirem o rompimento dos agregados devido às características hidrofóbicas conferidas pela MOS (Tisdall & Oades, 1982; Six et al., 2004; Bronick & Lal, 2005), se tornando cruciais para a formação dos macroagregados (Guo et al., 2020), proporcionando melhores condições físicas ao solo.

Já no solo argiloso, a conversão da VN para PA diminuiu a resistência tênsil dos agregados em mais de 80%. A ruptura dos macroagregados ocasionada pela aração e

gradagem do solo, reduziu a matéria orgânica presente nos microporos, responsável pela estabilização dos microagregados (Imhoff et al., 2002; Blanco-Moure et al., 2012). Esses dados corroboram com os resultados obtidos por da Luz et al. (2020) conduzido nas mesmas áreas deste estudo, em que se observou redução da porosidade total e aumento da densidade do solo argiloso.

A curto (CA1) e a longo prazo (CA2), os distúrbios ocasionados pelos processos de revolvimento do solo associados à expansão da cana-de-açúcar no solo arenoso, reduziram a quantidade macroagregados (Figura 3), bem como acarretaram no comprometimento da microestrutura do solo devido ao processo de compactação (Canisares et al., 2020), comprometendo a estrutura e refletindo na perda da capacidade de funcionamento físico do solo, redução dos estoques de carbono e aumento dos riscos de erosão (Cherubin et al., 2016). Outros estudos também relatam a redução de poros complexos (Canisares et al., 2020), aumento da decomposição da matéria orgânica, devido à baixa proteção física conferida pelos agregados (Franco et al., 2020) e presença de compactação observada pelo aumento da densidade do solo (Cherubin et al., 2016). Em contrapartida, nos estudos conduzidos por da Luz et al. (2020) foi observado uma redução de 10% na densidade após a conversão de pastagem para cana-de-açúcar à curto prazo (CA1), porém não houve alterações nos tamanhos de poros.

Mudanças no DMP dos agregados em virtude da conversão da pastagem para cana podem ser observadas a curto e a longo prazo no solo argiloso. Em um primeiro momento, a curto prazo (CA1) não houve comprometimento da qualidade estrutural do solo (Tabela 4), com tendência de aumento da quantidade de macroagregados (Figura 4). Após o rompimento dos agregados por práticas mecânicas (revolvimento e gradagem), microagregados e partículas do solo são produzidos pela pressão exercida dos maquinários agrícolas (Ferreira et al., 2020). Esses microagregados à longo prazo (CA2) são frágeis às ações do vento e da chuva, coalescendo quando úmidos, e acarretando na redução da estabilidade de agregados bem como comprometimento da qualidade estrutural do solo (Or et al., 2021). Respostas similares foram obtidas por Cherubin et al. (2017), que observaram uma deterioração da estrutura de solos tropicais do Cerrado brasileiro, após a conversão de pastagem para cana-de-açúcar.

De modo geral, a expansão da cana-de-açúcar é mais prejudicial no solo arenoso devido à sua alta fragilidade natural e susceptibilidade a degradação física pelo tráfego de maquinários (da Luz et al., 2020) e perda de carbono (Tenelli et al., 2021), confirmando a hipótese pré-estabelecida (ii). As interações minerais (argilominerais 1:1 e óxidos de Fe e Al)

encontradas em solos argilosos são menores nos solos arenosos, em consequência disso o processo de agregação é prejudicado. Logo, promover o aumento / permanência da matéria orgânica no solo via culturas que produzam alta quantidade de biomassa área e sistema radicular vigoroso, é necessário para a manutenção da qualidade estrutural desses solos (Reichert et al., 2007, 2016).

2.5. Conclusão

Os métodos que envolvem mais de um pré-tratamento (principalmente o umedecimento rápido) associados aos mecanismos de rompimento dos agregados são mais adequados para entender e estudar a estabilidade de agregados do solo. Nesse trabalho, as metodologias Le Bissonais (2016) e Marquéz et al. (2004; 2019) apresentaram as melhores sensibilidades e assim foram as mais indicadas para avaliar a estabilidade de agregados em solos de texturas contrastantes, contudo métodos mais simples como a resistência tênil também podem ser utilizados, embora não forneçam informações relacionadas à quantidade de microagregados e partículas de silte e argilas gerados no processo de rompimento do agregado.

Para ambos os solos, a expansão da cana-de-açúcar sobre áreas de pastagem resultou na redução da qualidade estrutural do solo, avaliada por meio da estabilidade de agregados, sendo esse processo de deterioração mais intenso no solo arenoso.

Referências

- Almajmaie, A., Hardie, M., Acuna, T., & Birch, C. (2017). Evaluation of methods for determining soil aggregate stability. *Soil and Tillage Research*, 167, 39–45. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.11.003>
- Blanco-Moure, N., Angurel, L. A., Moret-Fernández, D., & López, M. V. (2012). Tensile strength and organic carbon of soil aggregates under long-term no tillage in semiarid Aragon (NE Spain). *Geoderma*, 189–190, 423–430. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.05.015>
- Bronick, C. J., & Lal, R. (2005). Soil structure and management: A review. *Geoderma*, 124(1–2), 3–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- Canisares, L. P., Cherubin, M. R., da Silva, L. F. S., Franco, A. L. C., Cooper, M., Mooney, S. J., & Cerri, C. E. P. (2020). Soil microstructure alterations induced by land use change for sugarcane expansion in Brazil. *Soil Use and Management*, 36(2), 189–199. <https://doi.org/10.1111/sum.12556>
- Cherubin, M R, Carvalho, J. L. N., Cerri, C. E. P., Nogueira, L. A. H., Souza, G. M., & Cantarella, H. (2021). Land use and management effects on sustainable sugarcane-derived bioenergy. *Land*, 10(1), 1–24. <https://doi.org/10.3390/land10010072>

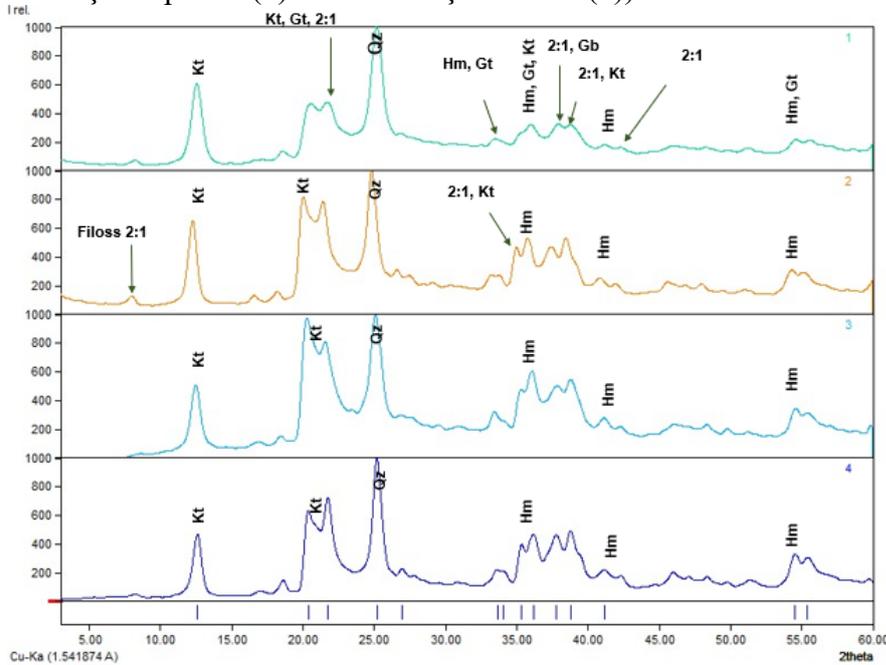
- Cherubin, M R., Franco, A. L. C., Guimarães, R. M. L., Tormena, C. A., Cerri, C. E. P., Karlen, D. L., & Cerri, C. C. (2017). Assessing soil structural quality under Brazilian sugarcane expansion areas using Visual Evaluation of Soil Structure (VESS). *Soil and Tillage Research*, 173(2015), 64–74. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.05.004>
- Cherubin, M R, Karlen, D. L., Franco, A. L. C., Tormena, C. A., Cerri, C. E. P., Davies, C. A., & Cerri, C. C. (2016). Soil physical quality response to sugarcane expansion in Brazil. *Geoderma*, 267(2016), 156–168. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.01.004>
- da Luz, F. B., Carvalho, M. L., de Borba, D. A., Schiebelbein, B. E., de Lima, R. P., & Cherubin, M. R. (2020). Linking soil water changes to soil physical quality in sugarcane expansion areas in Brazil. *Water (Switzerland)*, 12(11), 1–18. <https://doi.org/10.3390/w12113156>
- Dexter, A. R., & Kroesbergen, B. (1985). Methodology for determination of tensile strength of soil aggregates. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 31(2), 139–147. [https://doi.org/10.1016/0021-8634\(85\)90066-6](https://doi.org/10.1016/0021-8634(85)90066-6)
- Dexter, A. R., & Watts, C. (2000). Tensile strength and friability. In K. Smith & C. Mullins (Eds.), *Soil and environmental analysis: physical methods* (2nd ed., pp. 401–430).
- Díaz-Zorita, M., Perfect, E., & Grove, J. H. (2002). Disruptive methods for assessing soil structure. *Soil and Tillage Research*, 64(1–2), 3–22. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00254-9](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00254-9)
- Donagemma, G. K., & Viana, J. H. M. (2017). Argila dispersa em água e grau de flocculação. In Paulo Cesas; Teixeira, G. K. Donagemma, A. Fontana, & W. G. Teixeira (Eds.), *Manual De Metodos de Análise de Solo* (pp. 118–124). http://www.cse.edu.uy/sites/www.cse.edu.uy/files/documentos/Liccom_Camejo_2011-07-28.pdf
- Elliott, E. T. (1986). Aggregate Structure and Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in Native and Cultivated Soils. *Soil Microbiology and Biochemistry*, 50, 627–633. <https://doi.org/10.1139/z75-200>
- Fernández-Raga, M., Palencia, C., Keesstra, S., Jordán, A., Fraile, R., Angulo-Martínez, M., & Cerdà, A. (2017). Splash erosion: A review with unanswered questions. *Earth-Science Reviews*, 171(May), 463–477. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.06.009>
- Ferreira, E. B., Cavalcanti, P. P., & Nogueira, D. A. (2021). *ExpDes: Experimental Designs Package* (R package version 1.2.1). <https://cran.r-project.org/package=ExpDes>
- Ferreira, Silva Neto, E. C. da, Pereira, M. G., Guedes, J. do N., Rosset, J. S., & Anjos, L. H. C. dos. (2020). Dynamics of soil aggregation and organic carbon fractions over 23 years of no-till management. *Soil and Tillage Research*, 198(December 2019), 104533. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104533>
- Franco, A., Cherubin, M. R., Cerri, C. E. P., Six, J., Wall, D. H., & Cerri, C. C. (2020). Linking soil engineers , structural stability , and organic matter allocation to unravel soil carbon responses to land-use change. *Soil and Tillage Research*, 150(September). <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107998>
- Gholoubi, A., Emami, H., & Caldwell, T. (2019). Deforestation effects on soil aggregate stability quantified by the high energy moisture characteristic method. *Geoderma*, 355(January), 113919. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113919>
- Guo, L., Shen, J., Li, B., Li, Q., Wang, C., Guan, Y., D’Acqui, L. P., Luo, Y., Tao, Q., Xu, Q., Li, H., Yang, J., & Tang, X. (2020). Impacts of agricultural land use change on soil aggregate stability and physical protection of organic C. *Science of the Total Environment*, 707, 136049. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136049>
- Harrell Jr, F. E. (2021). *Hmisc: Harrell Miscellaneous* (R package version 4.5-0). <https://cran.r-project.org/package=Hmisc>

- Imhoff, S., da Silva, A. P., & Dexter, A. (2002). Factors Contributing to the Tensile Strength and Friability of Oxisols. *Soil Science Society of America Journal*, 66(5), 1656–1661. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1656>
- Kemper, W. D., & Rosenau, R. C. (1986). Aggregate Stability and Size Distribution. In: *Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods. American Society of Agronomy*, 9(9), 425–442.
- Le Bissonnais, Y. (2016). Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, 67(1), 11–21. https://doi.org/10.1111/ejss.4_12311
- Liu, J., Hu, F., Xu, C., Wang, Z., Ma, R., Zhao, S., & Liu, G. (2021). Comparison of different methods for assessing effects of soil interparticle forces on aggregate stability. *Geoderma*, 385(December 2020), 114834. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114834>
- Márquez, C. O., Garcia, V. J., Cambardella, C. A., Schultz, R. C., & Isenhardt, T. M. (2004). Aggregate-Size Stability Distribution and Soil Stability. *Soil Science Society of America Journal*, 68(3), 725–735. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.7250>
- Márquez, Carmen O., García, V. J., Schultz, R. C., & Isenhardt, T. M. (2019). A conceptual framework to study soil aggregate dynamics. *European Journal of Soil Science*, 70(3), 466–479. <https://doi.org/10.1111/ejss.12775>
- Masto, R. E., Chhonkar, P. K., Singh, D., & Patra, A. K. (2008). Alternative soil quality indices for evaluating the effect of intensive cropping, fertilisation and manuring for 31 years in the semi-arid soils of India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 136(1–3), 419–435. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9697-z>
- Melo, T. R. de, Figueiredo, A., & Filho, J. T. (2021). Clay behavior following macroaggregate breakdown in Ferralsols. *Soil and Tillage Research*, 207(October 2020). <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104862>
- Melo, T. R. de, Rengasamy, P., Figueiredo, A., Barbosa, G. M. de C., & Tavares Filho, J. (2019). A new approach on the structural stability of soils: Method proposal. *Soil and Tillage Research*, 193(November 2018), 171–179. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.013>
- Moebius-Clune, B. N., Moebius-Clune, D. J., Gugino, B. K., Idowu, O. J., Schindelbeck, R. R., Ristow, A. J., van Es, H. M., Thies, J. E., Shayler, H. A., McBride, M. B., Wolfe, D. W., & Abawi, G. S. (2016). Wet Aggregate Stability. In *Comprehensive Assessment of Soil Health* (3rd ed., p. 134).
- Nciizah, A. D., & Wakindiki, I. I. C. (2014). Aggregate breakdown mechanisms as affected by soil texture and organic matter in soils dominated by primary minerals. *South African Journal of Plant and Soil*, 31(4), 213–218. <https://doi.org/10.1080/02571862.2014.944594>
- Or, D., Keller, T., & Schlesinger, W. H. (2021). Natural and managed soil structure: On the fragile scaffolding for soil functioning. *Soil and Tillage Research*, 208(November 2020), 104912. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104912>
- Pulido Moncada, M., Gabriels, D., Cornelis, W., & Lobo, D. (2015). Comparing Aggregate Stability Tests for Soil Physical Quality Indicators. *Land Degradation and Development*, 26(8), 843–852. <https://doi.org/10.1002/ldr.2225>
- Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S., & Vogel, H. J. (2018). Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma*, 314(November 2017), 122–137. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>

- Reichert, J. M., Amado, T. J. C., Reinert, D. J., Rodrigues, M. F., & Suzuki, L. E. A. S. (2016). Land use effects on subtropical, sandy soil under sandzation/desertification processes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 233, 370–380. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.039>
- Reichert, J. M., Duardo, L. E., Iyoshi, A., Suzuki, S., & Reinert, D. J. (2007). Compactação Do Solo Em Sistemas Agropecuários E Florestais: Identificação, Efeitos, Limites Críticos E Mitigação. *Tópicos Ci. Solo*, 5, 49–134.
- Salton, J. C., Silva, W. M., Tomazi, M., & Hernani, L. C. (2017). Agregação do solo e estabilidade de agregados. In Paulo César Teixeira, G. K. Donagemma, A. Fontana, & W. G. Teixeira (Eds.), *Manual De Metodos de Análise de Solo* (3rd ed., pp. 129–138).
- Saygin, S. D., Erpul, G., & Basaran, M. (2017). Comparison of Aggregate Stability Measurement Methods for Clay-rich Soils in Asartepe Catchment of Turkey. *Land Degradation and Development*, 28(1), 199–206. <https://doi.org/10.1002/ldr.2383>
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., & Denef, K. (2004). A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, 79(1), 7–31. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>
- Six, J., Feller, C. L., Denef, K., Ogle, S., de Sá, J. C. M., & Albrecht, A. (2002). Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. *Agronomie, EDP Sciences*, 22, 755–774. <https://doi.org/10.1051/agro>
- Six, J., Paustian, K., Elliott, E. T., & Combrink, C. (2000). Soil Structure and Organic Matter I. Distribution of Aggregate-Size Classes and Aggregate-Associated Carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 64(2), 681–689. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642681x>
- Tenelli, S., Bordonal, R. O., Cherubin, M. R., Cerri, C. E. P., & Carvalho, J. L. N. (2021). Multilocation changes in soil carbon stocks from sugarcane straw removal for bioenergy production in Brazil. *GCB Bioenergy*, 13(7), 1099–1111. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12832>
- Tisdall, J. M., & Oades, J. M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *European Journal of Soil Science*, 33, 141–163. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16348695> <http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=PMC195588>
- Totsche, K. U., Amelung, W., Gerzabek, M. H., Guggenberger, G., Klumpp, E., Knief, C., Lehndorff, E., Mikutta, R., Peth, S., Pechtel, A., Ray, N., & Kögel-Knabner, I. (2018). Microaggregates in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 181(1), 104–136. <https://doi.org/10.1002/jpln.201600451>
- Wei, T., & Simko, V. (2021). *R package “corrplot”: Visualization of a Correlation Matrix* (Version 0.90). <https://github.com/taiyun/corrplot>
- Yoder, R. E. (1936). A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses. *Journal of the American Society of Agronomy*, 28(5), 337–351. <https://doi.org/10.5860/choice.44-1274>
- Yudina, A., & Kuzyakov, Y. (2019). Saving the face of soil aggregates. *Global Change Biology*, 25(11), 3574–3577. <https://doi.org/10.1111/gcb.1477>

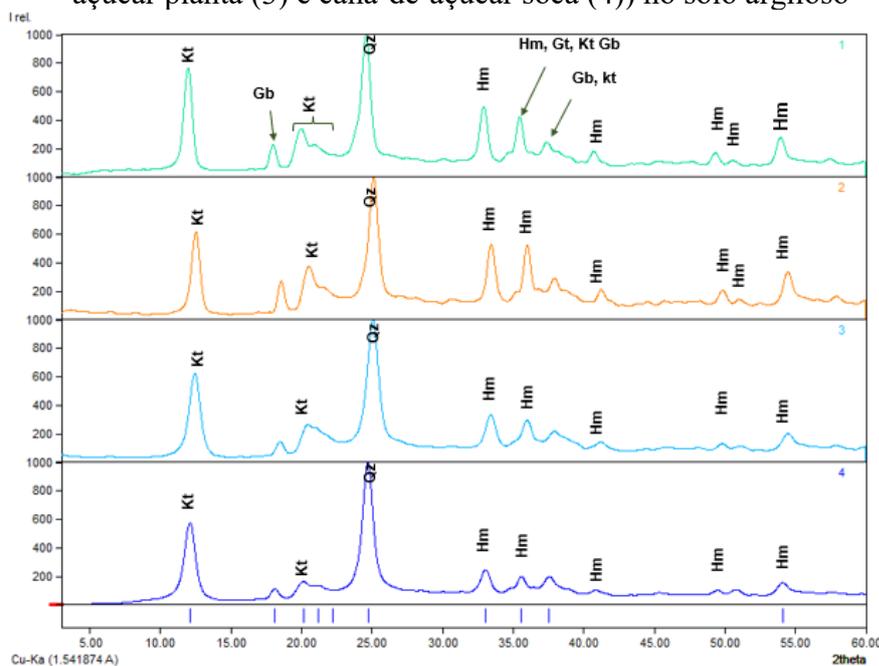
Apêndices

Apêndice A. Difratomogramas dos minerais predominantes da fração silte+argila (<0,05 mm) em cenário de mudança de uso da terra (vegetação nativa (1), pastagem (2), cana-de-açúcar planta (3) e cana-de-açúcar soca (4)) no solo arenoso



Hm: Hematita; Qz: Quartzo; Gb: Gibbsita; Gt: Ghoetita; Kt: Caulinita; 2:1: Filossilicatos 2:1

Apêndice B. Difratomogramas dos minerais predominantes da fração silte+argila (<0,05 mm) em cenário de mudança de uso da terra (vegetação nativa (1), pastagem (2), cana-de-açúcar planta (3) e cana-de-açúcar soca (4)) no solo argiloso



Hm: Hematita; Qz: Quartzo; Gb: Gibbsita; Gt: Ghoetita; Kt: Caulinita; 2:1: Filossilicatos 2:1

3. ALTERAÇÕES NA QUANTIDADE, QUALIDADE E PROTEÇÃO FÍSICA DO CARBONO DO SOLO INDUZIDO PELA MUDANÇA DO USO DA TERRA EM CENÁRIO DE EXPANSÃO DE CANA-DE-AÇÚCAR

Resumo

Buscando atender a demanda crescente em bioenergias como o etanol, a área cultivada com cana-de-açúcar tem expandido e deverá expandir ainda mais nos próximos anos, especialmente sobre áreas atualmente ocupadas por pastagem extensiva de baixa produtividade. Todavia, a mudança de uso da terra (MUT) de pastagem para cana-de-açúcar implica em alterações na estrutura do solo, e variações na matéria orgânica (MOS) estocada no solo. Assim, como objetivo, buscou-se quantificar o impacto da MUT nas frações da MO (MOP e MOAM) em solos de textura contrastantes, e explorar as correlações entre potenciais alterações na agregação do solo e os efeitos nos estoques de C e nas frações da MOS. O estudo foi realizado em dois locais na região Centro-Sul do Brasil, sendo um com solo argiloso e outro com solo arenoso. Em cada área avaliou-se uma cronossequência de mudança de uso da terra (MUT): vegetação nativa (VN), pastagem (PA), canavial recém implantado sobre área de pastagem (CA1), e canavial estabelecido, soqueira (CA2). Em cada uso, coletou-se amostras semi-deformadas e obteve-se os macroagregados e microagregados via tamisação à úmido e amostras de solo <2mm. Nessas amostras, realizou-se o fracionamento físico da MOS e cálculo dos estoques de C contido em cada fração da MOS. A conversão da vegetação nativa em pastagem resultou no acúmulo de C, sobretudo na matéria orgânica associada aos minerais MOAM e aumento dos macroagregados no solo arenoso e redução dos estoques de C, principalmente MOAM no solo argiloso. Tais benefícios adquiridos na pastagem no solo arenoso foram perdidos com a expansão da cana-de-açúcar. Por outro lado, a expansão da cana-de-açúcar sobre a pastagem resultou no acúmulo de C e recuperação dos estoques, principalmente à longo prazo (CA2) no solo argiloso. Expandir as áreas de cana principalmente sobre áreas de pastagens de baixa produtividade pode ser considerada uma estratégia sustentável sobretudo em solos argilosos, em um cenário que ocorre múltiplos ganhos pelo sequestro de C e melhoria da qualidade do solo, e ainda por meio da redução das emissões de CO₂, através da diversificação da matriz energética com a entrada do etanol.

Palavras-chave: qualidade do solo, biocombustíveis, matéria orgânica associada aos minerais do solo, macroagregados, microagregados

3.1. Introdução

O aquecimento global e as mudanças climáticas têm afetado todas as regiões do planeta (IPCC, 2021). Desta forma, estratégias que contribuam com a descarbonização da atmosfera (*i.e.*, redução das emissões dos gases do efeito estufa (GEE) e remoção do CO₂ presente na atmosfera) têm sido propostas e debatidas intensamente em diferentes fóruns técnico-científicos e políticos ao redor do mundo. Nessa perspectiva, o solo é considerado o maior reservatório terrestre para sequestro de carbono orgânico (C) (aproximadamente 1500 Pg de C na camada de 1 m (Lal, 2018; Lal et al., 2021), tem um papel importante na regulação dos fluxos de C, e, portanto, na mitigação das mudanças climáticas.

No solo, o C é estocado na forma de matéria orgânica do solo (MOS) (Lehmann & Kleber, 2015; Lal, 2016; Lavallee et al., 2020). A MOS não é homogênea, apresenta componentes que têm formação, comportamento e persistência distintos. Assim, conhecer as características da MOS é fundamental para determinar a estabilidade e o tempo de resistência desse C sequestrado no solo.

Para tanto, nos últimos anos é crescente o uso da abordagem de fracionamento físico da MOS; pelo tamanho de partícula, divide-se a MOS em dois componentes principais: matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada aos minerais do solo (MOAM) (Lavallee et al., 2020). A MOP é composta por fragmentos leves oriundos de plantas e organismos, parcialmente decompostos e que sofreram apenas o processo de fragmentação pelos organismos do solo. Dessa forma, apresentam tamanho de partícula maior que 53 μm , podendo estar na forma oclusa, protegida pelos agregados ou livre no solo e mais disponível para os processos de decomposição. Já a MOAM, tem o tamanho de partícula menor que 53 μm , é composta por moléculas e fragmentos microscópicos de baixo peso molecular oriundos de pluviolixiviados de plantas, exsudatos radiculares e produtos da decomposição microbiana, sendo caracterizada pelo seu estágio avançado de decomposição e pela formação de associações com os minerais do solo (fração silte e argila). Por formar complexos organo-minerais, é protegida contra a decomposição nos microporos de microagregados (Totsche et al., 2018), estando menos acessível à ação dos microrganismos decompositores e suas enzimas (Lavallee et al., 2020; Cotrufo et al., 2021).

Além de remover CO_2 da atmosfera e sequestrar no solo, necessitamos reduzir as emissões GEE. Uma das principais alternativas está relacionada com a substituição do uso de combustíveis fósseis por energias renováveis na matriz energética. Nesse cenário, o Brasil é um dos principais players do setor de bioenergia, especialmente as derivadas da cana-de-açúcar. O país responde por cerca de 40% da produção global da cana-de-açúcar (FAO, 2019), e estima-se que produzirá mais de 25 bilhões de L de etanol na safra 2021/22 (CONAB, 2021).

No entanto, para atender essas demandas crescentes, a área colhida com cana-de-açúcar expandiu 40% nos últimos 15 anos (de 5,8 para 8,2 mil ha^{-1}) (CONAB, 2021) e deverá expandir ainda mais, especialmente sobre áreas atualmente ocupadas por pastagem extensiva de baixa produtividade e que se encontram em algum grau de degradação (Dias et al., 2016; Oliveira et al., 2019; Cherubin et al., 2021). Recentemente, um estudo propondo um novo zoneamento agrícola para a cultura da cana-de-açúcar no Brasil, revelou que há 37 milhões de ha aptos ao cultivo de cana-de-açúcar, dos quais 20 milhões atualmente estão ocupados por

pastagem (Hernandes et al., 2021). Nos últimos 20 anos, o número de publicações que envolvem a cana-de-açúcar aumentou, principalmente no que diz respeito ao efeito da expansão sobre áreas de pastagem e seu impacto na qualidade do solo (Martíni et al., 2020). Contudo, apesar de ser considerada uma estratégia promissora, a conversão de áreas de pastagem em áreas cultivadas com cana-de-açúcar altera a cobertura vegetal, a intensidade e as práticas de manejo adotadas, afetando direta e indiretamente a qualidade do solo (Cherubin et al., 2016) e múltiplos serviços ecossistêmicos (Oliveira et al., 2019; Cherubin et al., 2021).

A conversão de uso da terra para expansão do cultivo da cana-de-açúcar implica em alterações na estrutura do solo, podendo intensificar a degradação devido ao excessivo tráfego de máquinas e mobilização periódica do solo (Cherubin et al., 2016; Barbosa et al., 2019; Cavalcanti et al., 2020). O preparo mecânico desestrutura o solo, rompendo e reduzindo a proporção de macroagregados (Six et al., 2000), que por sua vez, aceleram as perdas de MO (La Scala et al., 2006; Silva-Olaya et al., 2013; Tenelli et al., 2019). Bordonal et al. (2017) observaram como produto desse processo, alta oxidação dos compostos orgânicos e a formação de grandes proporções de compostos aromáticos na MOS total, que ficaram expostos ao ataque microbiano pelo rompimento dos agregados em decorrência do distúrbio do solo. Estima-se que o tempo para recuperar o C perdido durante a conversão de pastagem extensiva em cana-de-açúcar é de aproximadamente 2 a 3 anos (Mello et al., 2014), e que para solos arenosos, o impacto da expansão da cana-de-açúcar é mais prejudicial (Bordonal et al., 2017; Tenelli et al., 2021).

Todavia, há evidências que a sucessiva entrada de material orgânico com alta relação C:N, via palhada e raízes, promovem aumento dos estoques de C do solo no longo prazo (Mello et al., 2014; Oliveira et al., 2017; Tenelli et al., 2021). Especificamente, pelo aumento da MOP devido à alta entrada de palha (Mitchell et al., 2021), quanto o aumento e manutenção da MOAM pela sucessiva entrada de C via raízes e exsudatos radiculares, compostos lábeis que são mais eficientes na utilização pelos microrganismos, sendo altamente associáveis a superfície dos minerais de argila e precursores da MOS estável, contribuindo no sequestro de C (Hoffland et al., 2020; Mitchell et al., 2021).

Entretanto, a formação dos agregados pode alterar a fração da MOS (MOP se transformar em MOAM), sendo que a estabilização do C está intimamente associada com a presença dos microagregados formados dentro dos macroagregados, indicando que os microagregados atuam significativamente no sequestro de C pela estabilização da MOS por meio dos complexos organo-minerais. Já os macroagregados, por sua vez, conferem a

proteção física da MOP contra a decomposição microbiana (Six et al., 2002; Six & Paustian, 2014; Hoffland et al., 2020; Lavalée et al., 2020).

Consequentemente, o tipo de uso e manejo do solo que altera o processo de agregação e a estabilidade dos agregados, afetando a proteção e a estocagem de C no solo. Desse modo, verifica-se que os impactos ocasionados pela mudança de uso da terra (MUT) na formação dos agregados e estabilização da MOS não estão totalmente elucidados, necessitando de estudos em diferentes condições edafoclimáticas e de sistemas de uso e manejo do solo (Zhao et al., 2017; Sarker et al., 2018) para estabelecer estratégias mais sustentáveis no cultivo de cana-de-açúcar no Brasil. Diante disso, testou-se a hipótese de que o cultivo de cana-de-açúcar sob áreas de pastagem extensiva, aumenta as entradas de C, causando um efeito positivo nos estoques ao longo do tempo, mesmo que a proteção física do C conferida pela macroagregação do solo não seja totalmente reestabelecida. E, como objetivos, buscou-se quantificar o impacto da MUT nas frações de MO (MOP e MOAM) em solos com texturas contrastantes, e explorar as correlações entre potenciais alterações na agregação do solo e os efeitos nos estoques de C e nas frações da MOS.

3.2. Material e Métodos

3.2.1. Descrição das áreas de estudo

Para este estudo foram utilizadas as mesmas duas áreas (solo arenoso e argiloso) já descritas no item 2.2.1. do Capítulo 1 desta dissertação. Os tratamentos foram compostos pelos usos da terra: i) Vegetação Nativa (VN); ii) Pastagem extensiva (PA); Cana-de-açúcar planta (CA1), área analisada durante o ciclo da cana-de-açúcar planta, após curto período de conversão; Cana-de-açúcar soca (CA 2), área analisada durante o ciclo de cana-de-açúcar soca, após longo período de conversão.

3.2.2. Coleta, preparo das amostras e análises laboratoriais

Em cada uso foram coletadas amostras semi-deformadas de quatro pontos (repetições), espaçados em aproximadamente 50 m, totalizando 32 amostras (*i.e.*, 2 solos x 4 usos x 4 repetições x 1 profundidade) na profundidade de 0-10 cm.

No laboratório, as amostras foram destorroadas nos pontos de fraqueza, passadas em peneiras de malhas 8 e 2 mm, resultando em dois grupos de amostras: i) agregados <2 mm (Solo), os quais foram submetidos ao procedimento de fracionamento físico da MOS e ii) agregados < 8 mm, encaminhados previamente ao procedimento de tamisação à úmido para

obtenção das classes de agregados (macroagregados e microagregados), e sequencialmente submetidos ao fracionamento físico da MOS (Figura 1).

Para obtenção das classes de macroagregados e microagregados, utilizou-se a metodologia proposta por Elliot (1986), em que 50 g de agregados (< 8 mm) foram colocados em contato com uma lâmina de água para umedecer por capilaridade por 16 h. Distribuíram-se as amostras previamente umedecidas sobre um conjunto de peneiras de abertura de malhas: 2; 0,250 e 0,053 mm, que oscilou verticalmente com 30 ciclos por minuto durante 15 minutos em um agitador do tipo Yoder MA 148/3 (Marconi, Piracicaba – SP, Brasil). Essa análise permitiu separar as classes de (i) macroagregados grandes (2 - 8 mm), (ii) macroagregados pequenos (0,250 - 2 mm), (iii) microagregados (0,053 – 0,250 mm) e (iv) partículas de silte + argila ($\leq 0,053$ mm). O conteúdo de agregados retidos em cada peneira foi transferido para um pote e seco em estufa de circulação de ar forçada (40°C por 5 dias) e aferido a massa. Em seguida, calculou-se a distribuição das classes de agregados.

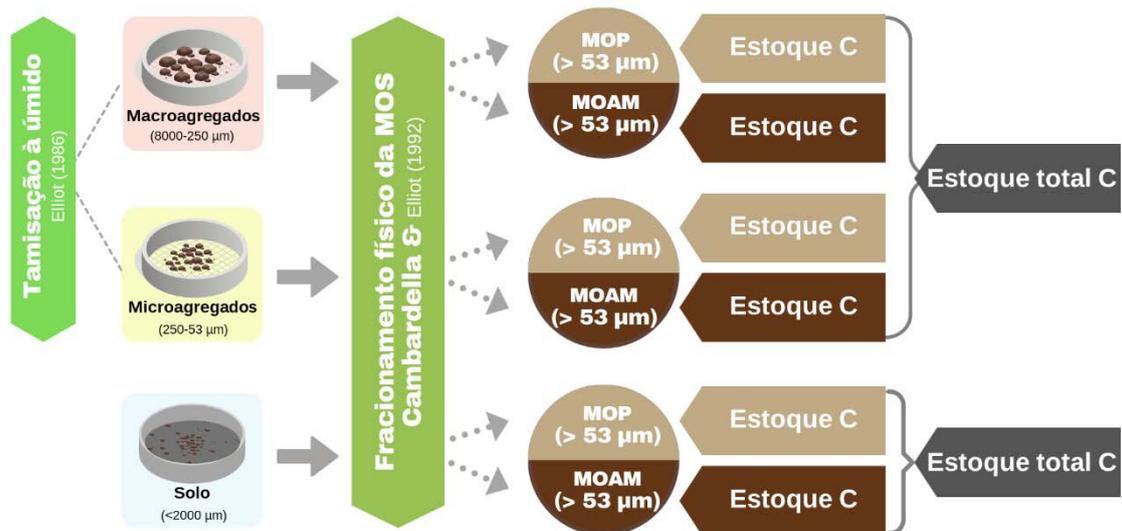


Figura 1. Sequência de etapa e métodos utilizados nas análises de tamisação à úmido e fracionamento físico da matéria orgânica do solo. MOP: matéria orgânica particulada; MOAM: matéria orgânica associada aos minerais do solo

Amostras de solo, macroagregados e microagregados foram passadas em peneira de malha de 2 mm e submetidas ao fracionamento físico da matéria orgânica do solo conforme Cambardella & Elliot (1992). Utilizou-se 5 g de solo adicionados em tubos Falcon de 50 mL com 30 mL de água destilada e 5 g L⁻¹ de hexametáfosfato de sódio. Essas amostras foram encaminhadas à agitação mecânica horizontal por 16 h, e posteriormente passadas em uma

peneira de 53 μm . O material retido na peneira ($> 53 \mu\text{m}$) foi considerado a matéria orgânica particulada (MOP) e o material que passou pela peneira ($< 53 \mu\text{m}$) foi considerado matéria orgânica associada aos minerais do solo (MOAM).

Os teores de C de cada fração (MOP e MOAM) foram determinados por combustão à seco (Nelson & Sommers, 1982) em analisador elementar do tipo CN-628 (LECO, St. Joseph – MI, EUA). Os estoques de C do solo foram calculados usando a Eq. 1:

$$\text{Estoque C} = C \times D_s \times \text{Prof} \quad (1)$$

Em que: Estoque de C = Estoque de carbono (Mg ha^{-1}); C = teor de carbono (%); D_s = densidade do solo (Mg m^{-3}) (Tabela 1); Prof = espessura da camada amostrada (cm).

Os estoques de C dos usos da terra foram corrigidos por massa equivalente, considerando a vegetação nativa como referência (Lee et al., 2009). Adicionalmente, calculou-se a contribuição de cada fração da MOS (MOP e MOAM) no estoque total de C (solo, macroagregados e microagregados).

Tabela 1. Densidades do solo usadas no cálculo do estoque de C em cenário de mudança de uso da terra (vegetação nativa (VN), pastagem (PA), cana-de-açúcar planta (CA1) e cana-de-açúcar soca (CA2))

Uso	Solo	
	Arenoso	Argiloso
	-----Mg m ⁻³ -----	
VN	1,51	0,90
PA	1,82	1,27
CA1	1,64	1,13
CA2	1,72	1,26

Mais detalhes podem ser observados em Da Luz et al., (2020)

A taxa anual de acúmulo ou perda de C associada aos processos de conversão da vegetação nativa em pastagem e pastagem em cana-de-açúcar à curto (CA1) e longo prazo (CA2), foram calculadas conforme a Eq. 2. Os valores positivos referem-se ao acúmulo de C e os valores negativos as perdas de C em decorrência da MUT.

$$C_{\text{acúmulo/perda}} = \frac{(C_{\text{final}} - C_{\text{inicial}})}{T_{\text{MUT}}} \quad (2)$$

Em que: $C_{\text{acúmulo/perda}}$ = taxa anual de acúmulo ou perda de C em decorrência da MUT (Mg C ha⁻¹ ano⁻¹); C_{final} = estoque de C total após a conversão (PA, CA1 e CA2) (Mg C ha⁻¹); C_{inicial} = estoque de C antes da conversão (VN e PA) (Mg C ha⁻¹); T_{MUT} = tempo da conversão (anos).

3.2.3. Análise de dados

Os estoques de carbono e nitrogênio total, as frações da matéria orgânica (MOP e MOAM) bem como as frações da MOS dentro das classes de agregados (macroagregados e microagregados), relações C:N e as classes de agregados, foram submetidas ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($p > 0,05$), atendendo esse pressuposto. Posteriormente, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA), e quando significativo (Teste F $< 0,05$), as médias foram comparadas pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Para compreender a magnitude da perda ou ganho de C das frações (MOP e MOAM) nas amostras de solo, macroagregados e microagregados após os processos de conversão de uso da terra, calculou-se a taxa de mudança nos estoques de C do solo, com base nas sequências de conversões: vegetação nativa convertida em pastagem (VN-PA) e pastagem convertida em cana-de-açúcar à curto (PA-CA1) e à longo (PA-CA2) prazo (Eq. 3).

$$\Delta C\% = \left[\left(\frac{E_2}{E_1} \right) - 1 \right] * 100 \quad (3)$$

Em que: $\Delta C\%$ = Taxa de mudança nos estoques de C do solo; E_1 = Estoque de C do uso da terra anterior (Mg de C ha⁻¹); E_2 = Estoque de C do uso da terra atual (Mg de C ha⁻¹).

A análise de componentes principais (PCA), foi realizada para visualizar a relação entre as frações da MOS e classes de agregados com os usos do solo. Todas as análises foram conduzidas por meio do software RStudio, versão 4.0.4 (R Core Team, 2021) e pacotes “ExpDes” (Ferreira et al., 2021), “Hmisc” (Harrell Jr, 2021) e “Factoextra” (Kassambara & Mundt, 2020).

3.3. Resultados

3.3.1. Estoques totais de C e N

O processo de conversão alterou os estoques de C e N em ambos os solos (Figura 2). No solo arenoso, a conversão de vegetação nativa em pastagem aumentou os estoques de C e N em 40% e 50%, respectivamente ($p < 0,05$), refletindo no acúmulo de $0,10 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ durante 45 anos. Já no solo argiloso, esse mesmo processo de conversão acarretou na redução significativa de mais de 50% dos estoques de C e N devido a perda de $0,25 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ durante 50 anos.

A expansão da cana-de-açúcar à curto (CA1) e à longo (CA2) prazo sobre áreas de pastagem, assumiu comportamentos distintos nos solos. Para o solo arenoso, esse processo de conversão promoveu a redução dos estoques de C e N do solo ao longo do tempo. Na CA1 apesar dos estoques similares aos observados na pastagem, ocorreu perda de $1,30 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, mas tal redução se tornou significativa na CA2, embora a perda de C por ano tenha sido de $0,25 \text{ Mg ha}^{-1}$. Já no solo argiloso, ocorreu o aumento dos estoques de C e N tanto à curto (mais de 20%) como à longo (mais de 40%) prazo ($p < 0,05$), refletindo o acúmulo de C no solo em uma taxa de $2,16$ e $2,18 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente.

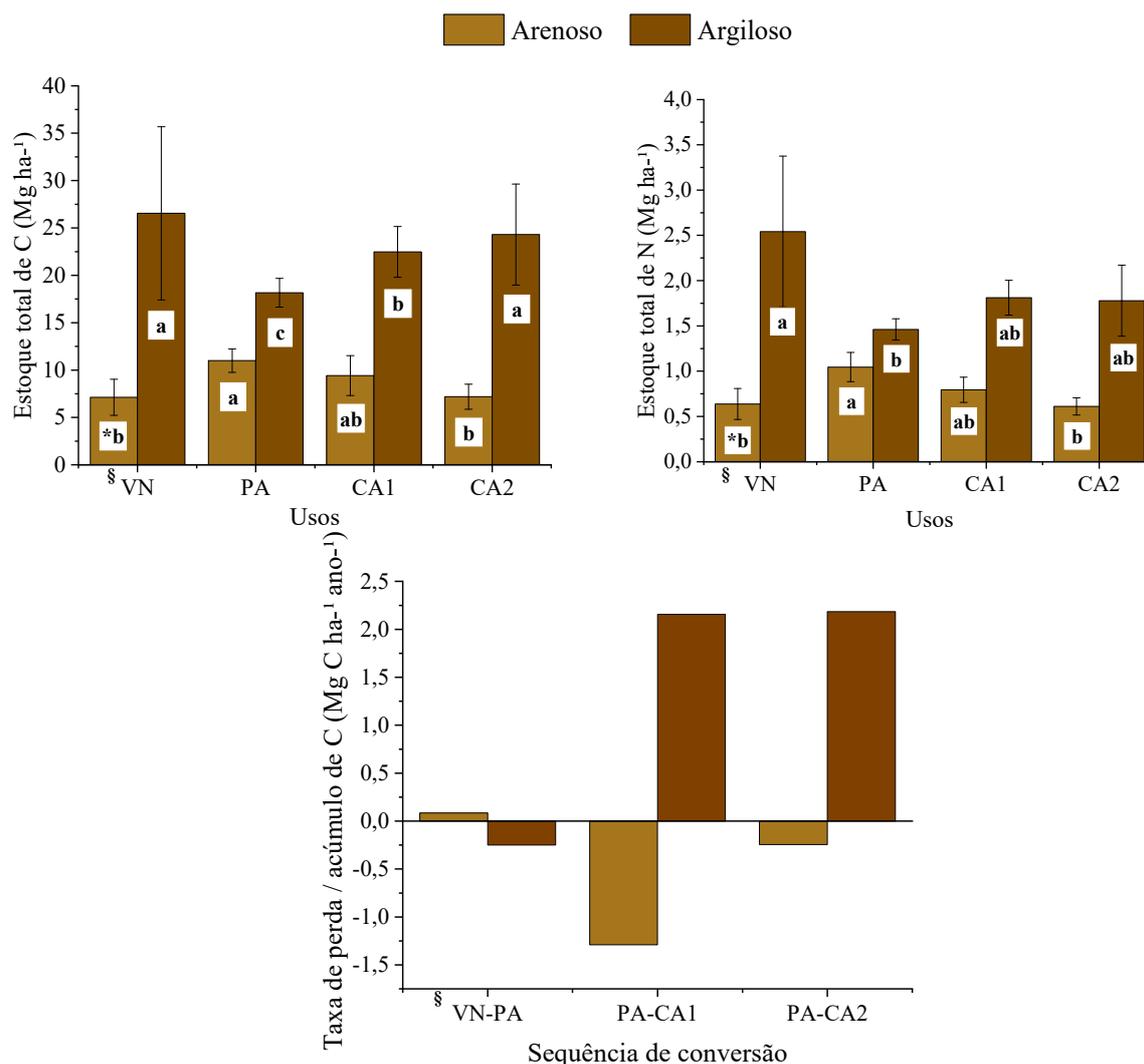


Figura 2. Estoques de C, N e taxa de acúmulo ou perda de C no solo arenoso e argiloso, na camada de 0-10 cm em cenário de mudança de uso da terra (vegetação nativa, pastagem, cana-de-açúcar planta e cana-de-açúcar soca). *Médias seguidas de mesma letra no mesmo solo, não se diferem ($p < 0,05$) pelo teste de Tukey. §VN: Vegetação nativa; PA: Pastagem; CA1: Cana-de-açúcar planta; CA2: Cana-de-açúcar soca

3.3.2. Estoque de C, N e relação C:N das frações da matéria orgânica do solo

A mudança nos estoques totais de C e N, ocorreu pela alteração das frações da matéria orgânica do solo (Tabela 2) em decorrência dos processos de conversão. No solo arenoso, a conversão da vegetação nativa em pastagem aumentou os estoques de C e N da MOAM em mais de 70% ($p < 0,05$). Contudo, esse aumento foi perdido com a conversão de pastagem em cana-de-açúcar à longo prazo (CA2) Mudanças na relação C:N em decorrência do processo de MUT não foram verificadas.

Ocorreu a redução dos estoques de C e N em mais de 30% e 40%, respectivamente na MOAM, observado no solo argiloso ($p < 0,05$). Já a expansão da cana-de-açúcar à curto (CA1) e à longo prazo (CA2) reestabeleceu os estoques de C e parte dos estoques de N, e ainda

aumentou a relação C:N da MOP e MOAM Não foram observadas alterações nos estoques de C e N da MOP.

De maneira geral, a fração da matéria orgânica associada aos minerais do solo (< 53 μm), corresponde a mais de 80% de contribuição nos estoques totais de C e N, para ambos os solos analisados (Figura 3).

Tabela 2. Estoque de C, N e relação C:N das frações da MOS (MOP – matéria orgânica particulada, MOAM – matéria orgânica associada aos minerais) na camada 0-10 cm em cenário de mudança de uso da terra (vegetação nativa (VN), pastagem (PA), cana-de-açúcar planta (CA1) e cana-de-açúcar soca (CA2))

Solo	Uso	MOP			MOAM		
		C	N	C:N	C	N	C:N
		(Mg ha ⁻¹)		-	(Mg ha ⁻¹)		-
Arenoso	§VN	1,74 ^a	0,14 ^{ns}	16 ^{ns}	5,39 ^b	0,50 ^b	11 ^{ns}
	PA	1,41 ^{ab}	0,15 ^{ns}	10 ^{ns}	9,59 ^a	0,89 ^a	11 ^{ns}
	CA1	1,13 ^{ab}	0,07 ^{ns}	19 ^{ns}	8,30 ^{ab}	0,73 ^{ab}	11 ^{ns}
	CA2	1,06 ^b	0,09 ^{ns}	16 ^{ns}	6,13 ^b	0,52 ^b	12 ^{ns}
Argiloso	§VN	3,72 ^{ns}	0,26 ^{ns}	15 ^b	22,83 ^a	2,29 ^a	10 ^c
	PA	2,18 ^{ns}	0,10 ^{ns}	23 ^a	15,99 ^c	1,36 ^c	12 ^b
	CA1	1,54 ^{ns}	0,08 ^{ns}	19 ^{ab}	20,93 ^b	1,73 ^b	12 ^b
	CA2	2,54 ^{ns}	0,10 ^{ns}	25 ^a	21,77 ^a	1,68 ^b	13 ^a

*Médias seguidas de mesma letra nas colunas, não se diferem pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

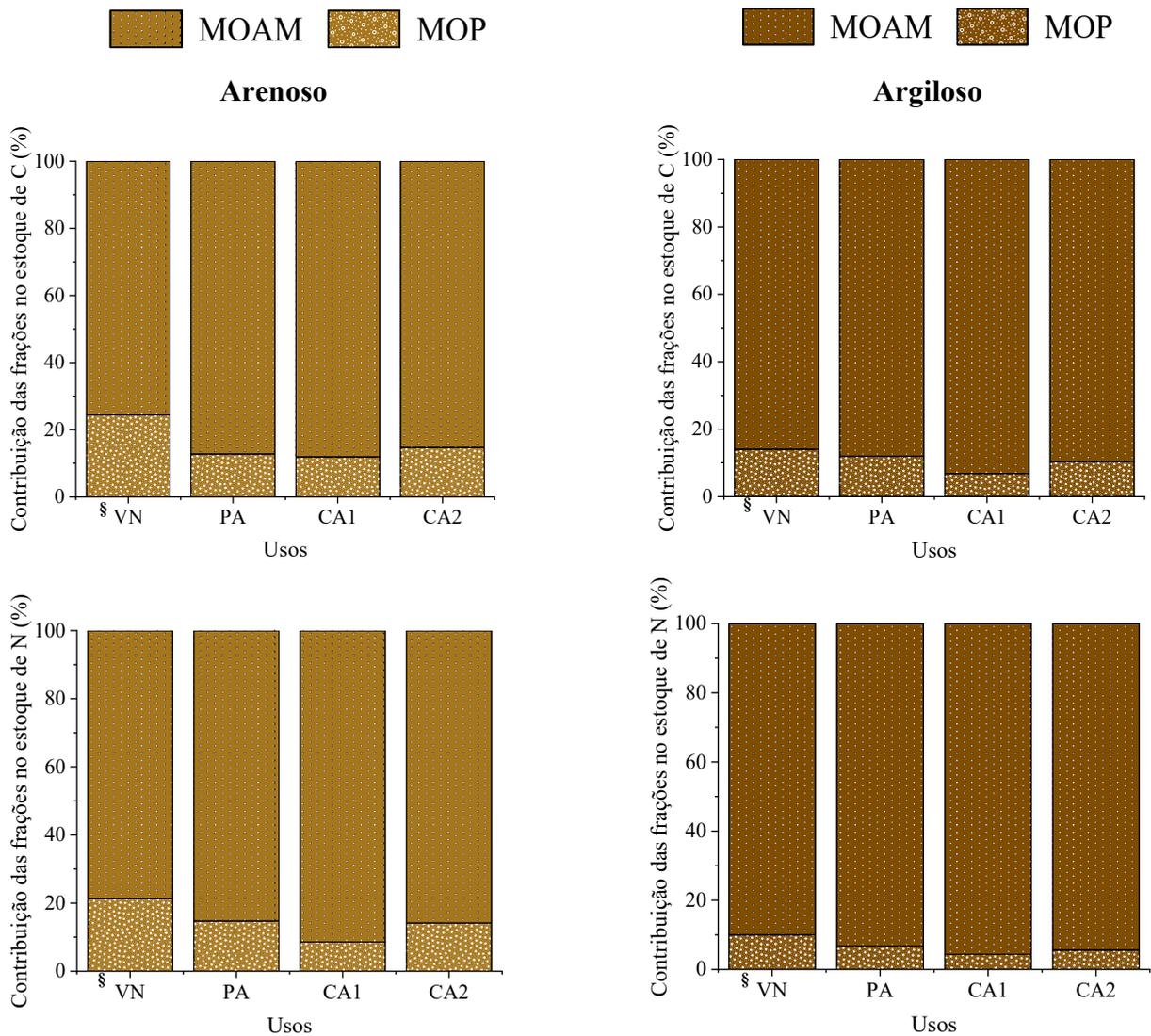


Figura 3. Contribuição das frações da matéria orgânica do solo MOS (MOP – matéria orgânica particulada, MOAM – matéria orgânica associada aos minerais) nos estoques de C e N, da camada de 0-10 cm para o solo arenoso (esquerda) e argiloso (direita) em cenário de mudança de uso da terra (vegetação nativa, pastagem, cana-de-açúcar planta e cana-de-açúcar soca). §VN: Vegetação nativa; PA: Pastagem; CA1: Cana-de-açúcar planta; CA2: Cana-de-açúcar soca

3.3.3. Estoque de C, N e relação C:N das frações da matéria orgânica do solo associada às classes de agregados

O processo de MUT alterou a distribuição de agregados no solo arenoso (Tabela 3). Tais modificações foram detectadas na CA2, cujo solo apresentou menor proporção de macroagregados e maior de microagregados e partículas de silte e argila comparando as áreas de VN e PA. Não houve modificações na agregação do solo entre as duas áreas de cana-de-açúcar (CA1 e CA2) no solo argiloso, não foram observadas alterações da distribuição dos agregados ($p > 0,05$) (Tabela 3).

Tabela 3. Distribuição das classes de agregados da camada 0-10 cm em cenário de mudança de uso da terra (vegetação nativa (VN), pastagem (PA), cana-de-açúcar planta (CA1) e cana-de-açúcar soca (CA2))

Solo	Uso	Distribuição das classes de agregados (%)		
		Macroagregados (> 250 μm)	Microagregados (53-250 μm)	Silte + Argila (<0,53 μm)
Arenoso	§VN	89 ^a	9 ^b	2 ^{ab}
	PA	91 ^a	8 ^b	1 ^b
	CA1	82 ^{ab}	16 ^{ab}	2 ^{ab}
	CA2	71 ^b	24 ^a	4 ^a
Argiloso	§VN	97 ^{ns}	1 ^{ns}	2 ^{ns}
	PA	95 ^{ns}	3 ^{ns}	2 ^{ns}
	CA1	97 ^{ns}	2 ^{ns}	1 ^{ns}
	CA2	91 ^{ns}	6 ^{ns}	3 ^{ns}

*Médias seguidas de mesma letra nas colunas, não se diferiram pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Os estoques de C e N, e a relação C:N das classes de agregados em ambos os solos foi alterada pela MUT (Tabela 4). Para o solo arenoso, na classe dos macroagregados os estoques de C, N bem como a relação C:N da MOAM reduziram com a conversão da vegetação nativa em pastagem. Já nos microagregados, os estoques de C e N da fração da MOAM aumentaram em mais de 60% ($p < 0,05$) nesse processo de conversão. A expansão da cana-de-açúcar sobre a pastagem acarretou na redução dos estoques de C na fração da MOP e redução dos estoques de C e N da MOAM na classe dos macroagregados tanto à curto (CA1) quanto à longo prazo (CA2). Nos microagregados, houve um aumento no estoque de N da MOP e redução nos estoques de C e N em mais de 30% da MOAM em decorrência da expansão da cana-de-açúcar à longo prazo (CA2).

Na classe de macroagregados do solo argiloso, a conversão da vegetação nativa em pastagem resultou no aumento dos estoques de C e redução dos estoques de N da MOP em mais de 20% ($p < 0,05$), e ainda possibilitou a redução dos estoques de C e N da MOAM em mais de 30% ($p < 0,05$), também aumentou a relação C:N da MOP (de 15 para 23) e MOAM (de 9 para 11) ($p < 0,05$). Na classe dos microagregados, o aumento e redução dos estoques de C e N da MOAM e N da MOP foram semelhantes a classe dos macroagregados ($p < 0,05$), já

no estoque de C da MOP não houve alterações com o processo de conversão. Ocorreu o aumento da relação C:N da MOP (de 14 para 22) e MOAM (de 9 para 11). A expansão da cana-de-açúcar sobre a pastagem reduziu à curto (CA1) e à longo (CA2) prazo os estoques de C e N bem como a relação C:N da MOP na classe dos macroagregados ($p < 0,05$), contudo parte dos estoques de C na fração da MOAM se reestabeleceram após o processo de conversão, elevando também a relação C:N (de 11 para 12) ($p < 0,05$). Na classe dos microagregados, tanto na MOP quanto na MOAM, a conversão de pastagem em cana-de-açúcar proporcionou o aumento de mais de 50% nos estoques de C e N e aumento da relação C:N à curto (CA1) e à longo (CA2) prazo ($p < 0,05$), ultrapassando em alguns casos os valores de estoques de C da vegetação nativa (VN).

Finalmente, a fração da MOAM ($< 53 \mu\text{m}$), corresponde a mais de 80% de contribuição nos estoques totais de C e N, nas classes de microagregados e macroagregados para ambos os solos analisados (Figura 4 e 5).

Tabela 4. Estoque de C, N e relação C:N das frações da MOS dentro das classes de agregados, na camada 0-10 cm em cenário de mudança de mudança de uso da terra (vegetação nativa (VN), pastagem (PA), cana-de-açúcar planta (CA1) e cana-de-açúcar soca (CA2))

Solo	Uso	Macroagregados						Microagregados					
		MOP			MOAM			MOP			MOAM		
		C	N	C:N									
		(Mg ha ⁻¹)			(Mg ha ⁻¹)			(Mg ha ⁻¹)			(Mg ha ⁻¹)		
Arenoso	§VN	1,27 ^{ab}	0,15 ^a	9 ^b	8,87 ^a	0,76 ^a	12 ^a	0,80 ^b	0,10 ^b	8 ^{bc}	4,62 ^b	0,42 ^c	11 ^b
	PA	1,40 ^a	0,11 ^a	15 ^b	7,87 ^b	0,71 ^b	11 ^c	0,94 ^{ab}	0,05 ^c	18 ^a	7,30 ^a	0,68 ^a	11 ^b
	CA1	1,12 ^b	0,03 ^b	41 ^a	6,79 ^c	0,59 ^c	11 ^b	1,14 ^a	0,12 ^a	10 ^b	7,07 ^a	0,64 ^b	11 ^b
	CA2	0,65 ^c	0,10 ^a	8 ^b	4,62 ^d	0,41 ^d	11 ^b	0,85 ^b	0,11 ^a	7 ^c	4,78 ^b	0,41 ^c	11 ^a
Argiloso	§VN	2,05 ^b	0,14 ^a	15 ^c	23,46 ^a	2,55 ^a	9 ^c	0,94 ^b	0,06 ^c	14 ^c	13,94 ^b	1,59 ^a	9 ^b
	PA	2,40 ^a	0,10 ^b	23 ^a	16,15 ^c	1,46 ^b	11 ^b	0,93 ^b	0,04 ^d	22 ^a	10,10 ^c	0,88 ^c	11 ^a
	CA1	1,19 ^c	0,06 ^c	21 ^b	16,69 ^c	1,47 ^b	11 ^b	1,66 ^a	0,09 ^a	18 ^b	15,69 ^a	1,29 ^b	12 ^a
	CA2	1,11 ^c	0,06 ^c	20 ^b	17,51 ^b	1,48 ^b	12 ^a	1,69 ^a	0,08 ^b	21 ^a	15,05 ^{ab}	1,29 ^b	12 ^a

*Médias seguidas de mesma letra nas colunas dentro de cada solo (área), não se diferiram pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

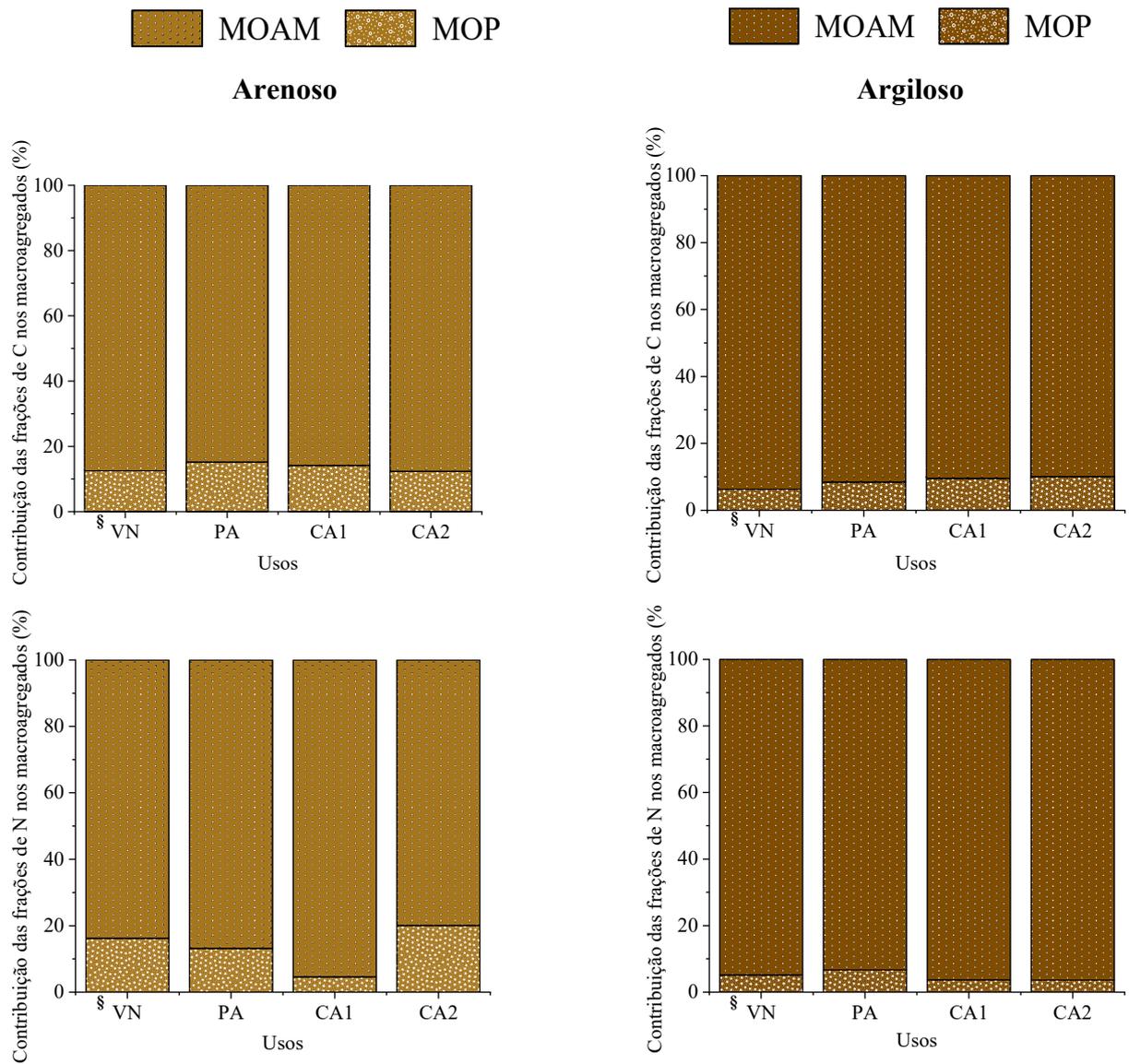


Figura 4. Contribuição das frações da matéria orgânica do solo (MOP – matéria orgânica particulada e MOAM – matéria orgânica associada aos minerais) nos estoques de C e N, da camada de 0-10 cm dos macroagregados para o solo arenoso (esquerda) e argiloso (direita), em cenário de mudança de uso da terra (vegetação nativa, pastagem, cana-de-açúcar planta e cana-de-açúcar soca). §VN: Vegetação nativa; PA: Pastagem; CA1: Cana-de-açúcar planta; CA2: Cana-de-açúcar soca

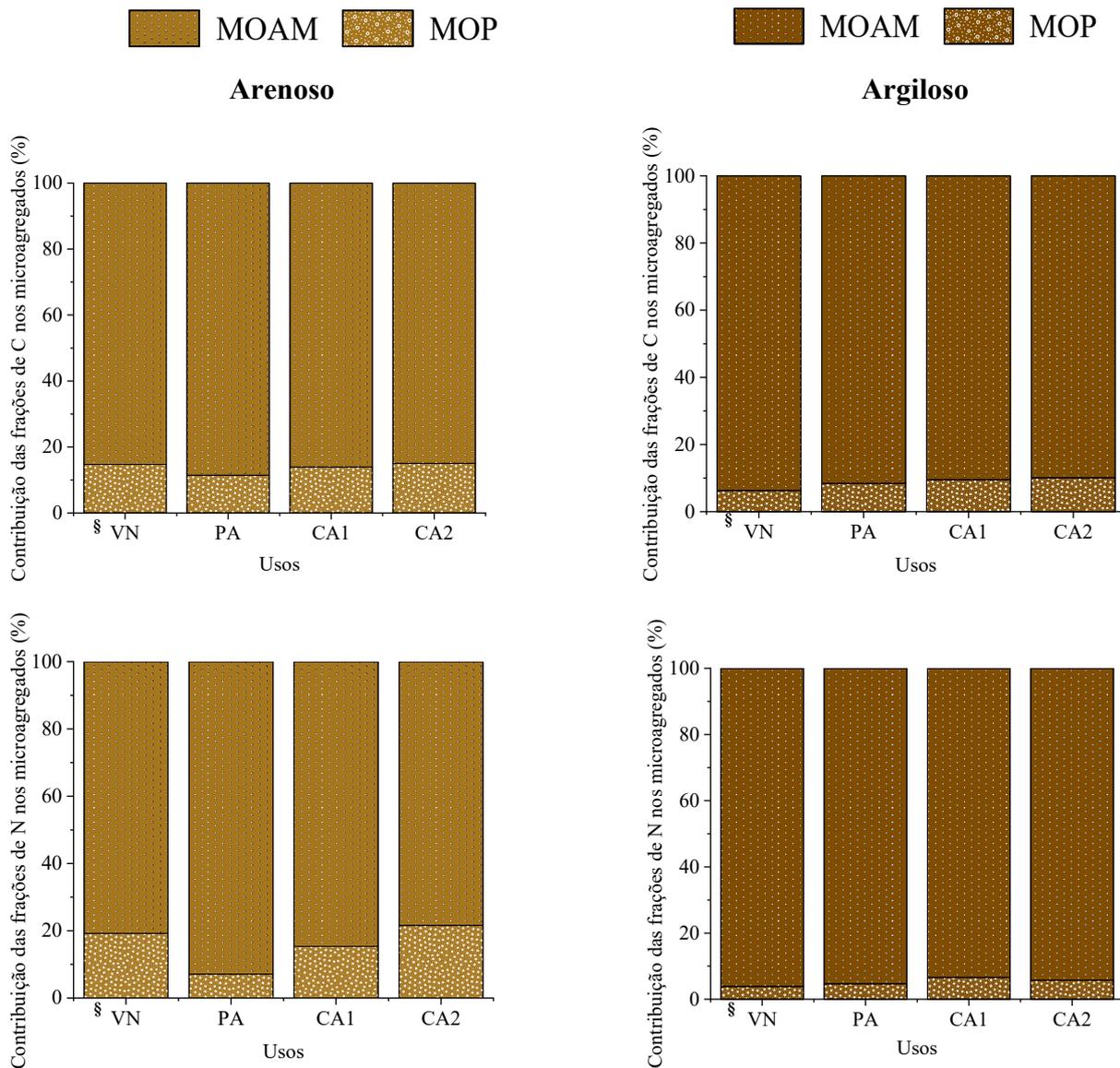


Figura 5. Contribuição das frações da matéria orgânica do solo MOP – matéria orgânica particulada e MOAM – matéria orgânica associada aos minerais) nos estoques de C e N, da camada de 0-10 cm, nos estoques de C e N dos microagregados para o solo arenoso (esquerda) e argiloso (direita), em cenário de mudança de uso da terra (vegetação nativa, pastagem, cana-de-açúcar planta e cana-de-açúcar soca). §VN: Vegetação nativa; PA: Pastagem; CA1: Cana-de-açúcar planta; CA2: Cana-de-açúcar soca

3.3.4. Taxa de mudança nos estoques de C da MOP e MOAM

Os processos de MUT alteraram os estoques de C em ambos os solos (Figura 6). A conversão da vegetação nativa em pastagem aumentou os estoques de C de modo geral, especificamente da fração da MOP (macro e microagregados) em até 20% e na MOAM (microagregados) em mais de 50% no solo arenoso. Ocorreu a redução dos estoques de C da MOAM (macroagregados e microagregados) em até 40% no o solo argiloso.

A expansão da cana-de-açúcar sobre a pastagem a curto prazo (CA1) acarretou na redução dos estoques de C da fração da MOP (macroagregados) e MOAM (macroagregados e microagregados) em até 20% no solo arenoso, já à longo prazo se mostrou mais prejudicial, diminuindo os estoques de C em até 40% da MOP e MOAM (macroagregados e microagregados). Por sua vez, no solo argiloso a expansão da cana-de-açúcar à curto (CA1) e à longo (CA2) prazo sobre a área da pastagem aumentou os estoques de C da MOP (microagregados) e da MOAM (macroagregados e microagregados) em até 60%.

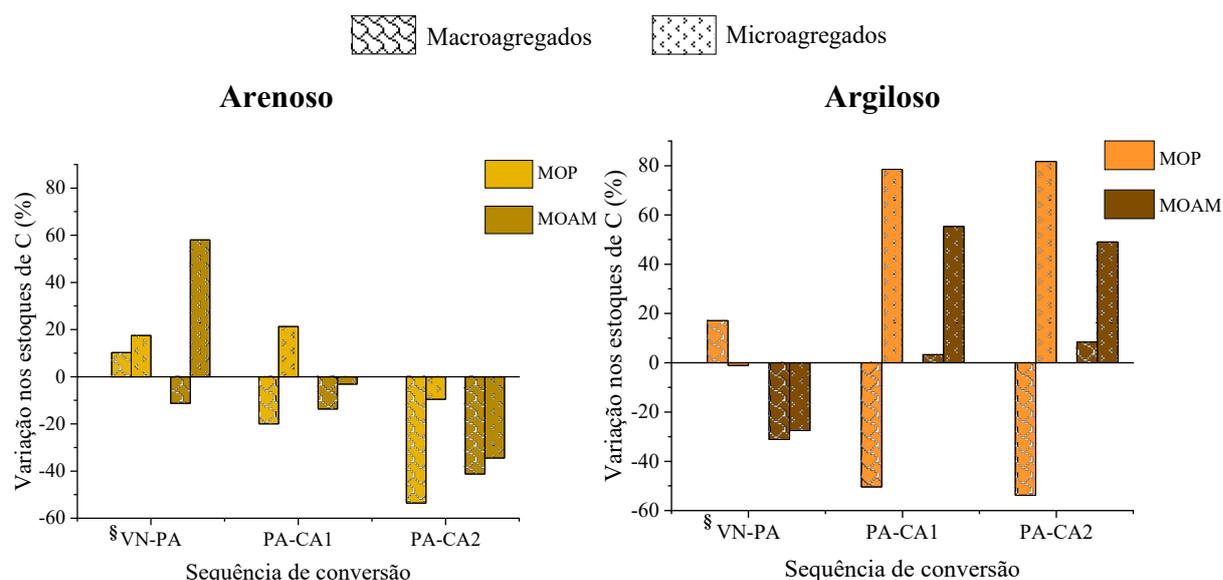


Figura 6. Taxa de mudança relativa nos estoques de C da camada de 0-10 cm nas conversões associadas à mudança de uso da terra (vegetação nativa convertida em pastagem, pastagem convertida em cana-de-açúcar à curto – CA1 e à longo – CA2 prazo) no solo arenoso (esquerda) e argiloso (direita). §VN: Vegetação nativa; PA: Pastagem; CA1: Cana-de-açúcar planta; CA2: Cana-de-açúcar soca

3.3.5. Relação entre a MUT com as classes de agregados e frações da MOS

As relações entre os usos do solo com as frações da MOS e classes de agregados são demonstrados pela análise de componentes principais para o solo arenoso (Figura 7) e solo argiloso (Figura 8). Para o solo arenoso, os dois primeiros componentes (eixos) correspondem a 85% da variância dos dados. Macroagregados, MOP, MOAM estoques de N e C estão correlacionadas de forma positiva entre si, e de maneira negativa com microagregados. A conversão da vegetação nativa em pastagem proporcionou a formação de macroagregados e aumento nos estoques de C e N total e das frações MOP e MOAM. Em contrapartida, o processo de expansão da cana-de-açúcar está associado com maior proporção de microagregados à longo prazo (CA2).

Para o solo argiloso, os dois componentes (eixos) explicam cerca de 92% da variância dos dados. MOP, MOAM estoques de N e C estão correlacionadas de forma positiva. A conversão da vegetação nativa em pastagem proporcionou redução dos estoques de C e N total e das frações de MOP e MOAM, enquanto que o processo de expansão de cana-de-açúcar, principalmente à longo prazo (CA2) tende a reestabelecer os estoques de C e N total e das frações MOP e MOAM, apesar de aumentar a proporção dos microagregados.

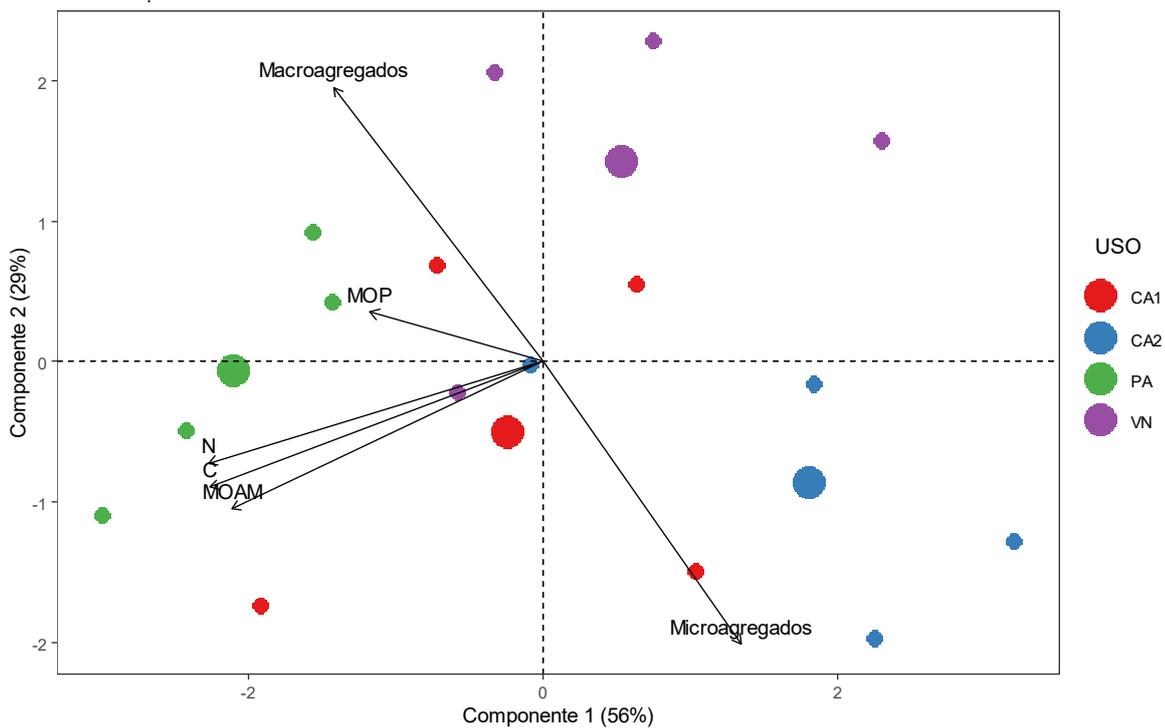


Figura 7. Análise de componentes principais no solo arenoso. MOP: Estoque da matéria orgânica particulada; MOAM: estoque da matéria orgânica associada aos minerais do solo; C: Estoque total de carbono; N: Estoque total de nitrogênio. ^sVN: Vegetação nativa; PA: Pastagem; CA1: Cana-de-açúcar planta; CA2: Cana-de-açúcar soca

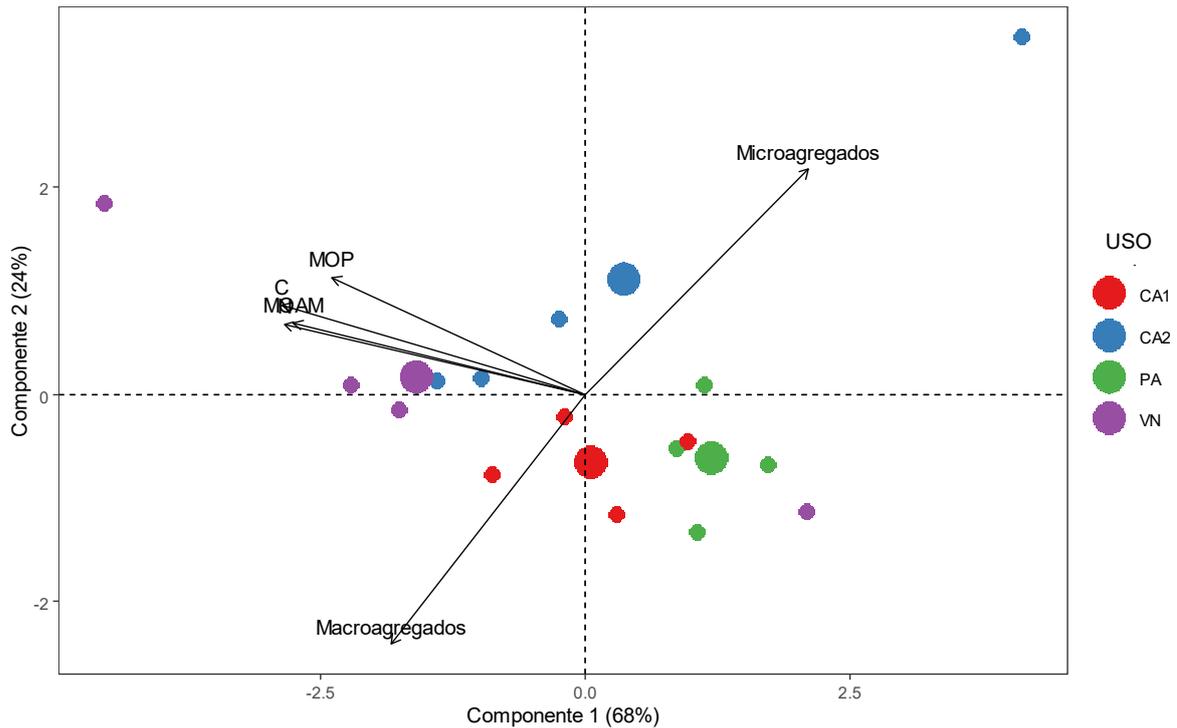


Figura 8. Análise de componentes principais no solo argiloso. MOP: Estoque da matéria orgânica particulada; MOAM: estoque da matéria orgânica associada aos minerais do solo; C: Estoque total de carbono; N: Estoque total de nitrogênio. \$VN: Vegetação nativa; PA: Pastagem; CA1: Cana-de-açúcar planta; CA2: Cana-de-açúcar soca

3.4. Discussão

Neste trabalho, foram avaliados os efeitos atrelados ao principal cenário de MUT da região Centro-Sul do Brasil e o potencial da cana-de-açúcar, especificamente, em restaurar os estoques de C em áreas anteriormente ocupadas por pastagens.

3.4.1. Alterações nos estoques de C induzido pela MUT

Os processos associados a mudança do uso da terra afetam positivamente ou negativamente estoques dependendo das características intrínsecas do solo como a mineralogia e textura do solo, das condições climáticas (Blanco-Canqui et al., 2004; Jiménez & Lal, 2006; Franco et al., 2015), bem como das práticas de manejo que serão adotadas (Bordonal et al., 2017; Oliveira et al., 2019). Os estoques de C da vegetação nativa no solo arenoso e argiloso foram próximos de 7 Mg ha⁻¹ e 25 Mg ha⁻¹ respectivamente, na camada superficial de 0-10 cm. Assim, a conversão da vegetação nativa em pastagem promoveu o aumento e redução dos estoques de C e N nos solos arenoso e argiloso, respectivamente.

Para o solo arenoso, o reestabelecimento dos estoques de C após 45 anos da conversão em pastagem, provavelmente está associado com as elevadas entradas de biomassa aérea e

radicular (Gmach et al., 2018) em decorrência da retirada dos animais da pastagem (Tabela 2), e sua capacidade de aumentar a agregação do solo. Portanto, o acúmulo de C (Figura 2) pode ter ocorrido por meio da deposição de resíduos de gramíneas e renovação do sistema radicular, além da ausência de distúrbios e processo de agregação do solo que preservam esses resíduos orgânicos principalmente em superfície (Franco et al., 2015).

No solo argiloso, a conversão em pastagem acarretou em uma perda de 0,25 Mg de C $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ (Figura 2) nesta camada superficial do solo. Essa perda de C pode ser atribuída pelos processos de revolvimento do solo durante a conversão que impactam nos mecanismos de sequestro de C, a exposição do solo acelera a perda de C pela decomposição dos microrganismos, reduzindo o seu acúmulo (Blanco-Canqui et al., 2004). Oliveira et al. (2017) estimaram perdas de 0,34 Mg C $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ nessa transição de VN para PA, que foram atribuídas ao desmatamento e queima de biomassa, além dos processos subsequentes de degradação do solo em áreas de pastagem (Segnini et al., 2019).

A conversão da pastagem em cana-de-açúcar induziu perdas nos estoques de C e N do solo arenoso, as quais podem estar associadas as práticas de manejo utilizadas na MUT (revolvimento do solo) bem como as características intrínsecas do solo (textura, mineralogia), ocasionando perdas de aproximadamente 1 Mg de C $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ à curto prazo (CA1) possivelmente em decorrência da taxa de decomposição da MOS, que é aumentada pela interação com o oxigênio e ataque microbiano por meio do rompimento de agregados (Bordonal et al., 2017). No longo prazo (CA2), ainda são observadas perdas nos estoques de C, que estão relacionadas com renovação do canavial, a cada 5 anos, em que novamente é realizado as operações de revolvimento e gradagem do solo (Silva-Olaya et al., 2013; Bordonal et al., 2017; Tenelli et al., 2019).

Por outro lado, no solo argiloso a conversão de pastagem em cana-de-açúcar promoveu acúmulo de C e N à curto (CA1) e à longo (CA2) prazo (Figura 1), reflexo da alta capacidade de armazenamento de C em áreas anteriormente ocupadas por pastagens de baixa produtividade (Alkimim & Clarke, 2018) atrelado a alta quantidade de biomassa aérea e radicular aportada, visto que 60% das raízes da cana-de-açúcar estão alocadas na camada de 0-40 cm (Melo et al., 2020). Ainda, estudos mostram que é possível acumular 3 a 4 Mg de C ha^{-1} durante o ciclo de 5 anos da cana-de-açúcar (Silva-Olaya et al., 2017), sem contabilizar os exsudatos radiculares e raízes já decompostas, refletindo em um balanço positivo de C no solo (Alkimim & Clarke, 2018).

A diferença entre os estoques de C à curto (CA1) e à longo prazo (CA2) no solo argiloso está relacionado à perda de C do solo ocorrida no processo de conversão de uso da

terra, no qual estima-se que demora cerca de 2-3 anos para ser restaurado (*payback time*) (Mello et al., 2014), período que coincide com a CA1 e após esse período inicia-se o acúmulo de C à longo prazo (CA2) (Alkimim & Clarke, 2018; Cherubin et al., 2021).

3.4.2. Fração da MOS alterada pelos processos de conversão

Buscando compreender a sensibilidade das frações da MOS em consequência dos processos da MUT, tem-se que a MOAM contribuí com cerca de 80% dos estoques totais de C em ambos os solos (Figura 3 e Tabela 2). Estes resultados estão em consonância com outros trabalhos realizados em solos de região tropical em que a MOP apesar de importante, contribuí com apenas uma pequena parte dos estoques de C (Brandani et al., 2017; Gmach et al., 2018; Morais et al., 2020). No solo arenoso, a redução nos estoques de MOP em consequência da MUT promove a oxidação dos compostos lábeis, devido à inversão de camadas promovida pelo revolvimento do solo, tornando mais comum a presença de estruturas recalcitrantes na MOS (Bayer et al., 2006; Bordonal et al., 2017). Uma das principais entradas de C na MOP é por meio da biomassa aérea (palhada) das plantas (Mitchell et al., 2021), assim o aumento da relação C:N à longo prazo na cana-de-açúcar (CA2) no solo argiloso é influenciado pela sua relação C:N alta (próximo à 100) e composição bioquímica, em que se predomina estruturas complexas como taninos e lignina (Pimentel et al., 2019).

Apesar da MOAM ser menos responsiva à mudança de uso da terra (Rocci et al., 2021), os resultados mostraram que tanto a transição da vegetação nativa em pastagem, quanto à transição da pastagem em cana-de-açúcar alteraram os estoques de C e N em ambos os solos. O aporte de biomassa aérea e radicular na pastagem em solos arenosos, é considerado uma ferramenta crucial para o aumento dos estoques de C e N. A ação do sistema radicular, apesar de representar uma pequena fração da MOS total possibilita a formação de compostos em vários estágios de decomposição que são utilizados pelos microrganismos do solo (Reichert et al., 2016), refletindo na formação da MOAM. Já no solo argiloso, a redução dos estoques de C e N na MOAM pode estar relacionada à degradação da estrutura do solo, evidenciada pela redução da macroporosidade e mesoporosidade (da Luz et al., 2020), em que ocorre uma diminuição da complexidade e conectividade entre os poros (Canisares et al., 2020), afetando por sua vez as interações tróficas entre a microbiota e a mesofauna (Erktan et al., 2020), organismos que intermediam o abastecimento dos estoques de C e N da MOAM (Six et al., 2002; Lal, 2018).

A expansão da cana-de-açúcar sobre as áreas de pastagem apresentou duas consequências distintas nos solos estudados. No solo arenoso, a redução dos estoques de C e N à longo prazo (CA2) em mais de 30% foi ocasionada pela mobilização do solo, durante o processo de MUT e renovação do canavial (Bordonal et al., 2017; Cavalcanti et al., 2020) apesar da alta entrada de biomassa e exsudatos radiculares promovidos pela cana-de-açúcar (Silva-Olaya et al., 2017). Solos arenosos cultivados com cana-de-açúcar em sistema convencional são altamente suscetíveis a perda de C ao longo do tempo (Tenelli et al., 2019). Por outro lado, o aumento nos estoques de C e N em mais de 30% à curto (CA1) e longo prazo (CA2) na MOAM pode ser observado no solo argiloso, por meio da entrada de compostos de baixo peso molecular oriundos da biomassa radicular (quando mortas) e rizodeposição, além de servirem como alimento para os microrganismos do solo, abastecem a MOAM (Kögel-Knabner, 2017; Rocci et al., 2021). Logo, é possível promover o sequestro de C à curto prazo em solos que apresentam alto teor de silte e argila bem como alto déficit de saturação de C (Blanco-Canqui et al., 2004; Mitchell et al., 2021).

3.4.3. Proteção física da MOS conferida pelos agregados

A MOS apresenta relação direta com a formação e estabilização dos agregados, e estes por sua vez são considerados indicadores diagnósticos da resposta do C em decorrência da MUT (Lavallee et al., 2020). Em todos os usos avaliados em ambos os solos, a macroagregação predomina acima de 70% (Tabela 3), especificamente no solo arenoso, ocorreu redução na proporção dos macroagregados e aumento significativo na proporção de microagregados em decorrência da transição de vegetação nativa para pastagem e em cana-de-açúcar à longo prazo (CA2). Cabe ressaltar que para as classes de macroagregados e microagregados, a MOAM é a fração dominante, correspondendo por cerca de 80% no estoque de C e N total em ambos os solos (Figura 4 e 5).

A formação dos macroagregados é promovida principalmente por restos de plantas advindos da superfície do solo e suas raízes, enquanto vivas, e hifas de fungos, os quais formam um emaranhado aproximando e ligando as partículas do solo (Tisdall & Oades, 1982; Bronick & Lal, 2005), esses componentes abastecem os estoques de C da MOP (Lal, 2018; Lavallee et al., 2020), além de promover a estabilização dos agregados, que por sua vez conferem proteção física contra a ação dos agentes decompositores (Blanco-Canqui et al., 2004) como observado na transição da vegetação nativa em pastagem para ambos os solos (Tabela 3 e Figura 6). Contudo, essa proteção pode ser afetada pela MUT em decorrência dos

distúrbios ocasionados no solo e exposição dos componentes lábeis presente na MOS, aumentando a sua mineralização, e conseqüentemente, a liberação de CO₂ para a atmosfera (Bordonal et al., 2017; Franco et al., 2015; Six et al., 2000), como mostram os resultados obtidos na conversão de pastagem em cana-de-açúcar, em que ocorreu redução de 20 e 50% nos estoques de C da MOP nos macroagregados do solo arenosos e argiloso, respectivamente.

Sabe-se que a proteção física conferida pelos macroagregados à MOP favorece a formação de microagregados dentro dos macroagregados e ainda é crucial para o sequestro de C (Franco et al., 2020), pois influencia na formação da MOAM (Six et al., 2000; Six et al., 2002). Logo, o rompimento dos macroagregados ocasionado pelo processo de MUT altera os estoques de MOAM dentro dos macroagregados, reduzindo significativamente à longo prazo após as sucessivas conversões no solo arenoso.

Para o solo argiloso, o reestabelecimento de parte dos estoques de C da MOAM perdidos na transição da vegetação nativa em pastagem com a cana-de-açúcar à longo prazo (CA2) pode ser devido ao somatório de boas práticas agrícolas adotadas na lavoura. Embora não temos um histórico da área que nos permita definir relação de causa-efeito em nossos dados, estudos recentes revelam que aumentos de C em áreas de cana-de-açúcar são observados a partir da adoção de práticas de manejo como o tráfego reduzido, em que apenas o sulco de plantio é mobilizado (Tenelli et al., 2019), adoção de rotação de culturas no período de renovação do canavial com leguminosas promovendo a associação simbiótica com bactérias fixadores de N, reduzindo a demanda de fertilizantes para no próximo ciclo da cana-de-açúcar (Park et al., 2010; Cherubin et al., 2021). Ainda, a permanência da palha de cana-de-açúcar no solo (Tenelli et al., 2021) e a utilização de resíduos agroindustriais (torta de filtro e vinhaça), são estratégias fundamentais para manutenção dos estoques de C (Carvalho et al., 2017), visando a sustentabilidade do sistema (Cherubin et al., 2021).

Nos microagregados, a conversão da pastagem em cana-de-açúcar aumentou os estoques de C da MOP em 20 e 70% no solo arenoso e argiloso, respectivamente. Cabe ressaltar que as frações da MOS (MOP e MOAM) não são homogêneas e, portanto, podem conter partículas maiores ou menores que o limite de tamanho pré-estabelecido (53 µm) para a divisão das frações (Lavalley et al., 2020). Já na MOAM, a conversão da vegetação nativa em pastagem aumentou em mais de 50% os estoques de C e N no solo arenoso possivelmente em decorrência das práticas de manejo realizadas e a retirada dos animais do pasto (Tabela2), enquanto no solo argiloso a expansão da cana-de-açúcar aumentou os estoques de C e N, principalmente à longo prazo.

3.4.4. Capacidade de estabilização da MOS via proteção física e complexo organo-mineral

Nesse trabalho, identificou-se dois mecanismos principais que regem a manutenção e aumentos dos estoques de C. O primeiro está associado com a proteção física que é conferida pelos agregados do solo (macroagregados e microagregados) que permite: i) separar espacialmente, por meio da porosidade, a MOS da biomassa microbiana e ii) reduzir a difusão de oxigênio em macroagregados e principalmente microagregados (Six et al., 2002). Dessa forma promover o aumento de agentes que conferem a macroagregação no solo (*i.e.*, raízes de plantas, hifas de fungos, resíduos vegetais parcialmente decompostos e aporte constante de biomassa cima do solo), além de evitar os sistemas de preparo que rompem a estrutura do solo, condições semelhantes às encontradas em pastagens manejadas adequadamente para solos naturalmente fragilizados como o arenoso (Reichert et al., 2016), é considerado uma alternativa necessária e promissora para manutenção de C (Gmach et al., 2018) e melhoria da qualidade do solo (Cherubin et al., 2016) (Figura 7).

Outro mecanismo de estabilização da MOS que tem extrema importância em solos de regiões tropicais, é a capacidade de sorção da superfície dos minerais (*i.e.*, sesquióxidos de Fe e Al e argilominerais 1:1) em solos argilosos (Six et al., 2002; Blanco-Canqui et al., 2004; Mitchell et al., 2021). A alta afinidade da fração argila com compostos orgânicos de baixo peso molecular torna-os fisicamente inacessíveis a degradação pelos microrganismos do solo (Bordonal et al., 2017; Tenelli et al., 2021) além de ter um papel importante no processo de agregação (Barthès et al., 2008), contribuindo para a formação de agregados estáveis em água (Six et al., 2002). A maior parcela para os estoques de C da fração da MOAM advém da entrada de C via raízes e exsudação, devido a sua composição química favorável (Mitchell et al., 2021). Dessa forma, como mais de 60% das raízes da cana-de-açúcar estão alocadas na camada de 0-20 cm (Silva-Olaya et al., 2017), o seu potencial de restauração dos estoques de C perdidos pelo processo da MUT é alto (Figura 8), sendo considerada uma opção de sequestrar C e ainda fornecer matéria prima para produção de bioenergia (Oliveira et al., 2019).

Portanto, relacionar as propriedades intrínsecas do solo (*i.e.*, textura) com o sequestro de C é crucial para direcionar técnicas de manejo e políticas públicas que tenham como premissa a sustentabilidade do sistema de produção de culturas bioenergéticas (Tenelli et al., 2021).

3.5. Conclusão

A expansão da cana-de-açúcar sobre áreas de pastagem, desempenha comportamentos distintos relacionados à textura do solo. Em solos arenosos, esse cenário de conversão acarreta na diminuição da proteção física conferida pelos agregados do solo, através do seu rompimento e sucessivas perdas em ambas as frações da MOS (MOP e MOAM) ocasionando em perdas nos estoques totais de C e N (rejeitando a hipótese). Por outro lado, os solos argilosos são menos propensos as perdas de C, e a conversão de áreas de pastagem de baixa produtividade em cana-de-açúcar, atrelado a adoção de práticas de manejo conservacionista (tráfego controlado, rotação de culturas, manutenção da palhada no solo), pode ser considerada uma estratégia promissora para o acúmulo de C e N (fração MOAM), confirmando a hipótese pré-estabelecida.

Finalmente, expandir as áreas de cana-de-açúcar principalmente sobre áreas de pastagens extensivas de baixa produtividade, localizadas sobre solos argilosos pode ser considerada uma estratégia sustentável, em um cenário que ocorre múltiplos ganhos pelo sequestro de C e melhoria da qualidade do solo, e ainda por meio da redução das emissões de CO₂, através da diversificação da matriz energética com a entrada do etanol.

Referências

- Alkimim, A., & Clarke, K. C. (2018). Land use change and the carbon debt for sugarcane ethanol production in Brazil. *Land Use Policy*, 72(August 2017), 65–73. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.039>
- Barbosa, L. C., Magalhães, P. S. G., Bordonal, R. O., Cherubin, M. R., Castioni, G. A. F., Tenelli, S., Franco, H. C. J., & Carvalho, J. L. N. (2019). Soil physical quality associated with tillage practices during sugarcane planting in south-central Brazil. *Soil and Tillage Research*, 195(December 2018), 104383. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104383>
- Barthès, B. G., Kouakoua, E., Larré-Larrouy, M. C., Razafimbelo, T. M., de Luca, E. F., Azontonde, A., Neves, C. S. V. J., de Freitas, P. L., & Feller, C. L. (2008). Texture and sesquioxide effects on water-stable aggregates and organic matter in some tropical soils. *Geoderma*, 143(1–2), 14–25. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.10.003>
- Bayer, C., Mielniczuk, J., Giasson, E., Martin-neto, L., & Pavinato, A. (2006). Tillage Effects on Particulate and Mineral-Associated Organic Matter in Two Tropical Brazilian Soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 37, 389–400. <https://doi.org/10.1080/00103620500446928>
- Blanco-canqui, H., Lal, R., Blanco-canqui, H., & Lal, R. (2004). Mechanisms of Carbon Sequestration in Soil Aggregates. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 23, 481–504. <https://doi.org/10.1080/07352680490886842>
- Bordonal, R. de O., Lal, R., Ronquim, C. C., de Figueiredo, E. B., Carvalho, J. L. N., Maldonado, W., Milori, D. M. B. P., & La Scala, N. (2017). Changes in quantity and quality of soil carbon due to the land-use conversion to sugarcane (*Saccharum officinarum*) plantation in southern Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 240(2017), 54–65. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.016>

- Brandani, C. B., Abbruzzini, T. F., Conant, R. T., & Cerri, C. E. P. (2017). Soil organic and organomineral fractions as indicators of the effects of land management in conventional and organic sugar cane systems. *Soil Research*, *55*(2), 145–161. <https://doi.org/10.1071/SR15322>
- Bronick, C. J., & Lal, R. (2005). Soil structure and management: A review. *Geoderma*, *124*(1–2), 3–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- Cambardella, C. A., & Elliott, E. T. (1992). Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. *Soil Science Society of America Journal*, *56*(3), 777–783. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x>
- Canisares, L. P., Cherubin, M. R., da Silva, L. F. S., Franco, A. L. C., Cooper, M., Mooney, S. J., & Cerri, C. E. P. (2020). Soil microstructure alterations induced by land use change for sugarcane expansion in Brazil. *Soil Use and Management*, *36*(2), 189–199. <https://doi.org/10.1111/sum.12556>
- Carvalho, J. L. N., Hudiburg, T. W., Franco, H. C. J., & DeLucia, E. H. (2017). Contribution of above- and belowground bioenergy crop residues to soil carbon. *GCB Bioenergy*, *9*(8), 1333–1343. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12411>
- Cavalcanti, R. Q., Rolim, M. M., de Lima, R. P., Tavares, U. E., Pedrosa, E. M. R., & Cherubin, M. R. (2020). Soil physical changes induced by sugarcane cultivation in the Atlantic Forest biome, northeastern Brazil. *Geoderma*, *370*(July 2019), 114353. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114353>
- Cherubin, M. R., Carvalho, J. L. N., Cerri, C. E. P., Nogueira, L. A. H., Souza, G. M., & Cantarella, H. (2021). Land use and management effects on sustainable sugarcane-derived bioenergy. *Land*, *10*(1), 1–24. <https://doi.org/10.3390/land10010072>
- Cherubin, M. R., Karlen, D. L., Cerri, C. E. P., Franco, A. L. C., Tormena, C. A., Davies, C. A., & Cerri, C. C. (2016). Soil quality indexing strategies for evaluating sugarcane expansion in Brazil. *PLoS ONE*, *11*(3), 1–26. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150860>
- Cherubin, M. R., Karlen, D. L., Franco, A. L. C., Tormena, C. A., Cerri, C. E. P., Davies, C. A., & Cerri, C. C. (2016). Soil physical quality response to sugarcane expansion in Brazil. *Geoderma*, *267*(2016), 156–168. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.01.004>
- CONAB. (2021). *Acompanhamento da safra brasileira: Cana-de-açúcar* (Vol. 8).
- Cotrufo, M. F., Lavellee, J. M., Zhang, Y., Hansen, P. M., Paustian, K., Schipanski, M., & Wallenstein, M. D. (2021). In-N-Out: A hierarchical framework to understand and predict soil carbon storage and nitrogen recycling. *Global Change Biology*, *27*, 4465–4468. <https://doi.org/10.1111/gcb.15782>
- da Luz, F. B., Carvalho, M. L., de Borba, D. A., Schiebelbein, B. E., de Lima, R. P., & Cherubin, M. R. (2020). Linking soil water changes to soil physical quality in sugarcane expansion areas in Brazil. *Water (Switzerland)*, *12*(11), 1–18. <https://doi.org/10.3390/w12113156>
- Dias, L. C. P., Pimenta, F. M., Santos, A. B., Costa, M. H., & Ladle, R. J. (2016). Patterns of land use, extensification, and intensification of Brazilian agriculture. *Global Change Biology*, *22*(8), 2887–2903. <https://doi.org/10.1111/gcb.13314>
- Elliott, E. T. (1986). Aggregate Structure and Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in Native and Cultivated Soils. *Soil Microbiology and Biochemistry*, *50*, 627–633. <https://doi.org/10.1139/z75-200>
- Erktan, A., Or, D., & Scheu, S. (2020). The physical structure of soil: Determinant and consequence of trophic interactions. *Soil Biology and Biochemistry*, *148*, 107876. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107876>
- FAO. (2019). *Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO (2019) FAOSTAT – Production – Crops: sugarcane*. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>

- Ferreira, E. B., Cavalcanti, P. P., & Nogueira, D. A. (2021). *ExpDes: Experimental Designs Package* (R package version 1.2.1). <https://cran.r-project.org/package=ExpDes>
- Franco, A. L. C., Cherubin, M. R., Pavinato, P. S., Cerri, C. E. P., Six, J., Davies, C. A., & Cerri, C. C. (2015). Soil carbon, nitrogen and phosphorus changes under sugarcane expansion in Brazil. *Science of the Total Environment*, 515–516, 30–38. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.025>
- Franco, A., Cherubin, M. R., Cerri, C. E. P., Six, J., Wall, D. H., & Cerri, C. C. (2020). Linking soil engineers , structural stability , and organic matter allocation to unravel soil carbon responses to land-use change. *Soil and Tillage Research*, 150(September). <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107998>
- Gmach, M. R., Dias, B. O., Silva, C. A., Nóbrega, J. C. A., Lustosa-Filho, J. F., & Siqueira-Neto, M. (2018). Soil organic matter dynamics and land-use change on Oxisols in the Cerrado, Brazil. *Geoderma Regional*, 14, e00178. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00178>
- Harrell Jr, F. E. (2021). *Hmisc: Harrell Miscellaneous* (R package version 4.5-0). <https://cran.r-project.org/package=Hmisc>
- Hernandes, T. A. D., Duft, D. G., Luciano, A. C. S., Leal, M. R. L. V., & Cavalett, O. (2021). Identifying suitable areas for expanding sugarcane ethanol production in Brazil under conservation of environmentally relevant habitats. *Journal of Cleaner Production Journal*, 292, 125318. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125318>
- Hoffland, E., Kuyper, T. W., Comans, R. N. J., & Creamer, R. E. (2020). Eco-functionality of organic matter in soils. *Plant and Soil*, 455(1–2), 1–22. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04651-9>
- IPCC. (2021). Climate change 2021: The Physical Science Basis Summary for Policymakers. In V. Delmotte-Masson, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, Y. Chen, L. Goldfarb, M. L. Gomis, J. B. R. Matthews, S. Berger, M. Huang, O. Yelekçi, R. Yu, B. Zhou, E. Lonnoy, T. K. Maycock, T. Waterfield, K. Leitzell, & N. Caud (Eds.), *Cambridge University Press*. <https://doi.org/10.1260/095830507781076194>
- Jiménez, J. J., & Lal, R. (2006). Mechanisms of C Sequestration in Soils of Latin America. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 25, 337–365. <https://doi.org/10.1080/0735268060094240>
- Kassambara, A., & Mundt, F. (2020). *factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses* (1.0.7). <https://cran.r-project.org/package=factoextra>
- Kögel-Knabner, I. (2017). The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter: Fourteen years on. *Soil Biology and Biochemistry*, 105, A3–A8. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.08.011>
- La Scala, N., Bolonhezi, D., & Pereira, G. T. (2006). Short-term soil CO₂ emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in southern Brazil. *Handbook of Environmental Chemistry, Volume 5: Water Pollution*, 91(1–2), 244–248. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.11.012>
- Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. *Food and Energy Security*, 00, 212–222. <https://doi.org/10.1002/fes3.96>
- Lal, R. (2018). Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global Change Biology*, 24(8), 3285–3301. <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>

- Lal, R., Monger, C., Nave, L., & Smith, P. (2021). The role of soil in regulation of climate. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 376(1834). <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0084>
- Lavallee, J. M., Song, J. L., & Cotrufo, M. F. (2020). Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral - associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*, 00, 1–13. <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>
- Lee, J., Hopmans, J. W., Rolston, D. E., Baer, S. G., & Six, J. (2009). Determining soil carbon stock changes: Simple bulk density corrections fail. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 134(3–4), 251–256. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.07.006>
- Lehmann, J., & Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature Perspective*, 528, 60–68. <https://doi.org/10.1038/nature16069>
- Martini, A. F., Valani, G. P., Boschi, R. S., Bovi, R. C., Simões da Silva, L. F., & Cooper, M. (2020). Is soil quality a concern in sugarcane cultivation? A bibliometric review. *Soil and Tillage Research*, 204(June), 104751. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104751>
- Mello, F. F. C., Cerri, C. E. P., Davies, C. A., Holbrook, N. M., Paustian, K., Maia, S. M. F., Galdos, M. V., Bernoux, M., & Cerri, C. C. (2014). Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. *Nature Climate Change*, 4(7), 605–609. <https://doi.org/10.1038/nclimate2239>
- Melo, P. L. A., Cherubin, M. R., Gomes, T. C. A., Lisboa, I. P., Satiro, L. S., Cerri, C. E. P., & Siqueira-Neto, M. (2020). Straw removal effects on sugarcane root system and stalk yield. *Agronomy*, 10(7). <https://doi.org/10.3390/AGRONOMY10071048>
- Mitchell, E., Scheer, C., Rowlings, D., Cotrufo, F., Conant, R. T., & Grace, P. (2021). Important constraints on soil organic carbon formation efficiency in subtropical and tropical grasslands. *Global Change Biology*, 00, 1–9. <https://doi.org/10.1111/gcb.15807>
- Morais, M. C., Siqueira-neto, M., Guerra, H. P., Satiro, L. S., Soltangheisi, A., Cerri, C. E. P., Feigl, B. J., & Cherubin, R. (2020). Trade-Offs between Sugarcane Straw Removal and Soil Organic Matter in Brazil. *Sustainability*, 12, 1–13.
- Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1982). Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter. *Soil Science Society of America*, 9, 539–579.
- Oliveira, D. M. S., Cherubin, M. R., Franco, A. L. C., Santos, A. S., Gelain, J. G., Dias, N. M. S., Diniz, T. R., Almeida, A. N., Feigl, B. J., Davies, C. A., Paustian, K., Karlen, D. L., Smith, P., Cerri, C. C., & Cerri, C. E. P. (2019). Is the expansion of sugarcane over pasturelands a sustainable strategy for Brazil's bioenergy industry? *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 102(December 2018), 346–355. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.12.012>
- Oliveira, D. M. S., Williams, S., Cerri, C. E. P., & Paustian, K. (2017). Predicting soil C changes over sugarcane expansion in Brazil using the DayCent model. *GCB Bioenergy*, 9(9), 1436–1446. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12427>
- Park, S. E., Webster, T. J., Horan, H. L., James, A. T., & Thorburn, P. J. (2010). A legume rotation crop lessens the need for nitrogen fertiliser throughout the sugarcane cropping cycle. *Field Crops Research*, 119, 331–341. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2010.08.001>
- Pimentel, L. G., Cherubin, M. R., Oliveira, D. M. S., Cerri, C. E. P., & Cerri, C. C. (2019). Decomposition of sugarcane straw: Basis for management decisions for bioenergy production. *Biomass and Bioenergy*, 122, 133–144.
- Reichert, J. M., Amado, T. J. C., Reinert, D. J., Rodrigues, M. F., & Suzuki, L. E. A. S. (2016). Land use effects on subtropical, sandy soil under sandzation/desertification processes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 233, 370–380. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.039>

- Rocci, K. S., Lavallee, J. M., Stewart, C. E., & Cotrufo, M. F. (2021). Soil organic carbon response to global environmental change depends on its distribution between mineral-associated and particulate organic matter: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 793, 148569. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148569>
- Sarker, T. C., Incerti, G., Spaccini, R., Piccolo, A., Mazzoleni, S., & Bonanomi, G. (2018). Linking organic matter chemistry with soil aggregate stability: Insight from ¹³C NMR spectroscopy. *Soil Biology and Biochemistry*, 117(December 2017), 175–184. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.11.011>
- Segnini, A., Xavier, A. A. P., Otaviani-Junior, P. L., Oliveira, P. P. A., Pedroso, A. de F., Praes, M. F. F. M., Rodrigues, P. H. M., & Milori, D. M. B. P. (2019). Soil carbon stock and humification in pastures under different levels of intensification in Brazil. *Scientia Agricola*, 76(1), 33–40. <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2017-0131>
- Silva-Olaya, A. M., Cerri, C. E. P., La Scala, N., Dias, C. T. S., & Cerri, C. C. (2013). Carbon dioxide emissions under different soil tillage systems in mechanically harvested sugarcane. *Environmental Research Letters*, 8(1), 1–8. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/1/015014>
- Silva-Olaya, A. M., Davies, C. A., Cerri, C. E. P., Allen, D. J., Mello, F. F. C., & Cerri, C. C. (2017). Quantifying above and belowground biomass carbon inputs for sugar-cane production in Brazil. *Soil Research*, 55(7), 640–648. <https://doi.org/10.1071/SR16090>
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., & Paustian, K. (2002). Stabilization of organic matter by soil minerals: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241, 155–176.
- Six, J., Feller, C. L., Denef, K., Ogle, S., de Sá, J. C. M., & Albrecht, A. (2002). Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. *Agronomie, EDP Sciences*, 22, 755–774. <https://doi.org/10.1051/agro>
- Six, J., & Paustian, K. (2014). Aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool. *Soil Biology and Biochemistry*, 68, A4. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.06.014>
- Six, J., Paustian, K., Elliott, E. T., & Combrink, C. (2000). Soil Structure and Organic Matter I. Distribution of Aggregate-Size Classes and Aggregate-Associated Carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 64(2), 681–689. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642681x>
- Tenelli, S., Bordonal, R. O., Cherubin, M. R., Cerri, C. E. P., & Carvalho, J. L. N. (2021). Multilocation changes in soil carbon stocks from sugarcane straw removal for bioenergy production in Brazil. *GCB Bioenergy*, 13(7), 1099–1111. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12832>
- Tenelli, S., de Oliveira Bordonal, R., Barbosa, L. C., & Carvalho, J. L. N. (2019). Can reduced tillage sustain sugarcane yield and soil carbon if straw is removed? *Bioenergy Research*, 12(4), 764–777. <https://doi.org/10.1007/s12155-019-09996-3>
- Tisdall, J. M., & Oades, J. M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *European Journal of Soil Science*, 33, 141–163. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16348695> <http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=PMC195588>
- Totsche, K. U., Amelung, W., Gerzabek, M. H., Guggenberger, G., Klumpp, E., Knief, C., Lehdorff, E., Mikutta, R., Peth, S., Prechtel, A., Ray, N., & Kögel-Knabner, I. (2018). Microaggregates in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 181(1), 104–136. <https://doi.org/10.1002/jpln.201600451>
- Zhao, J., Chen, S., Hu, R., & Li, Y. (2017). Aggregate stability and size distribution of red soils under different land uses integrally regulated by soil organic matter, and iron and aluminum oxides. *Soil and Tillage Research*, 167(April), 73–79. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.11.007>

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com este trabalho, investigou-se as implicações da expansão da cana-de-açúcar sobre a estrutura do solo, por meio da estabilidade de agregados e as alterações nos estoques de C.

No capítulo I foram apresentados os dados de estabilidade de agregados, medidos por meio de diferentes metodologias, das quais as mais sensíveis estão relacionadas a análises integradas que abordam mais de um mecanismo de rompimento dos agregados. A sensibilidade em detectar mudanças na estrutura do solo, em decorrência de seu uso e manejo, é altamente dependente de sua textura, considerada um fator limitador. Dessa forma, em estudos sobre alteração da estrutura em respostas ao uso e manejo do solo, é necessário conhecer a textura do solo, ou aplicar metodologias que apresentam respostas sensíveis em mais de uma textura.

A MUT promove uma redução na qualidade estrutural do solo em decorrência dos processos associados a expansão da cana-de-açúcar, sendo mais crítico no solo arenoso. Assim, devem ser fomentados estudos referentes aos métodos de estabilidade de agregados sensíveis em outras classes de solos e texturas, bem como elucidar a quantidade de energia aplicada em cada teste, relacionando com a energia necessária para rompimento dos agregados.

No capítulo 2, os resultados mostraram que a expansão da cana-de-açúcar sobre áreas de pastagens apresenta comportamentos distintos a depender das propriedades intrínsecas do solo (*i.e.* textura, mineralogia) sobre os estoques de C. De modo geral, os solos argilosos são menos propensos as perdas de C, e a conversão de pastagem em cana-de-açúcar com o manejo adequado pode aumentar os estoques de C no longo prazo sendo considerada uma estratégia sustentável. Por outro lado, esse mesmo processo de conversão merece a atenção em solos arenosos, que pelos resultados obtidos, demonstrou perdas no estoque de C estável do solo. Assim, torna-se necessário o manejo adequado nas áreas de cana-de-açúcar, bem como novos estudos nesses solos arenosos, os quais compõem grande parte das novas fronteiras de expansão da cana-de-açúcar no Brasil.

Por fim, diante de um cenário de mudanças climáticas, em que se torna crucial encontrar alternativas para reduzir as emissões e/ou sequestrar o CO₂ presente na atmosfera, a utilização de culturas energéticas como a cana-de-açúcar pode ser considerada uma opção promissora para mitigarmos os efeitos das mudanças climáticas.