

CELISMAR FERREIRA DE OLIVEIRA

**USO DE REMINERALIZADORES, INOCULANTES E *Urochloa ruziziensis* COMO
CONDICIONADORES DE SOLO NA SUCESSÃO SOJA-MILHO**

Botucatu

2021

CELISMAR FERREIRA DE OLIVEIRA

**USO DE REMINERALIZADORES, INOCULANTES E *Urochloa ruziziensis* COMO
CONDICIONADORES DE SOLO NA SUCESSÃO SOJA/MILHO**

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da Unesp Câmpus
de Botucatu, para obtenção do título de
Mestre em Agronomia/Agricultura.

Orientador: Dr. Juliano Carlos Calonego
Coorientador: Dr. Carlos Alexandre Costa
Crusciol

Botucatu

2021

O48u

Oliveira, Celismar Ferreira de

Uso de remineralizadores, inoculantes e *Urochloa ruziziensis* como condicionadores de solo na sucessão soja-milho / Celismar Ferreira de Oliveira. -- Botucatu, 2021

125 p. : il., tabs., fotos, mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu

Orientador: Juliano Carlos Calonego

Coorientador: Carlos Alexandre Costa Crusciol

1. Física do solo. 2. Adubos e fertilizantes. 3. Rochagem. 4. Remineralizadores. 5. Microrganismos do solo. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: "USO DE REMINERALIZADORES, INOCULANTES E *Urochloa*
ruziziensis COMO CONDICIONADORES DE SOLO NA SUCESSÃO
SOJA/MILHO"

AUTOR: CELISMAR FERREIRA DE OLIVEIRA

ORIENTADOR: JULIANO CARLOS CALONEGO

COORIENTADOR: CARLOS ALEXANDRE COSTA CRUSCIOL

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em AGRONOMIA
(AGRICULTURA), pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. JULIANO CARLOS CALONEGO (Participação Virtual)
Produção Vegetal / Faculdade de Ciências Agrônomicas de Botucatu UNESP

Prof. Dr. LAÉRCIO AUGUSTO PIVETTA (Participação Virtual)
Depto. Ciências Agrônômicas / Universidade Federal do Paraná

Pesquisador Dr. RODRIGO ARROYO GARCIA (Participação Virtual)
Pesquisa e Desenvolvimento / Embrapa Agropecuária Oeste

Botucatu, 19 de novembro de 2021

À minha amada mãe, Celina, por todo amor que me dedicou durante toda sua vida e por sempre me lembrar da importância da educação. Apesar de este lhe ter sido um direito negado na mais tenra idade, sempre soube a importância dessa conquista. E à minha esposa e companheira de jornada, Maria Mariana, por ser a minha base forte. Ao meu orientador, Juliano Calonego, por ter sido mais que um orientador, mas um pai.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Há pessoas sem as quais eu nunca teria condições de terminar este trabalho, e dentre elas, minha esposa Maria foi meu sustentáculo, minha base forte. Obrigado pela companhia nas madrugadas no laboratório e pelos finais de semana que saiu de sua casa para me ajudar a peneirar solo e pesar amostras.

À minha mãe (*in memoriam*), pois ainda que não soubesse ler e escrever, tenha vislumbrado a educação como instrumento de mudança na vida de sua prole. Obrigado por “trocar o coco babaçu por lápis e cadernos”.

Ao meu orientador, professor Juliano Calonego. Muito obrigado por toda preocupação e carinho. E principalmente por toda a paciência, sem a qual, creio que não seria possível que eu terminasse este trabalho.

Ao idealizador do projeto com remineralizadores de solo, o professor Carlos Crusciol. Muito obrigado por todo apoio.

Aos meu amigo de jornada no mestrado, Laudelino (Lau, o homem do carbono). Muito obrigado pelas longas horas de conversas enriquecedoras sobre assuntos tão aleatórios.

Ao meu amigo Anderson (o Romão) por todo o apoio, ajuda incondicional; por tantas vezes ter me tirado do sufoco e principalmente pelas horas de conversas tão enriquecedoras no café. Parece que dali saíram boas soluções.

Ao amigo Half, por ter tido paciência em me ensinar o “caminho das pedras” na abertura de trincheiras, coleta e análise de agregados. Obrigado por toda a paciência.

À Ivanayra, pela amizade, carinho e importante ajuda nas coletas de solo.

À Ana Paula, por todo carinho, sua grande paciência e por me transmitir tanta paz em momentos de aflição.

Às amigas que fiz na pós-graduação, Dona Aldelina e Thalita. Muito obrigado pelo carinho e pelos lanches compartilhados na cozinha da FCA.

À professora Patrícia Dias, por ser exemplo acadêmico e de pessoa. Por ser a personificação da palavra “dedicação”.

À técnica do laboratório Solo-planta, Júlia (Julinha), por todo auxílio e pela paciência em ensinar.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

“A ausência da evidência não significa evidência da ausência”.

SAGAN, Carl. Os Dragões do Éden: especulações sobre a evolução da inteligência humana e das outras. Tradução Ana Falcão Bastos. 6. São Paulo: Círculo do livro, 1985. p 6.

RESUMO

O uso de remineralizadores é uma técnica antiga e consiste basicamente no uso de rochas finamente trituradas como fontes de liberação lenta de diversos nutrientes, podendo assim atuar como fertilizantes naturais. Assim, o uso desses materiais como forma única de manejo da fertilidade do solo não parece ser muito efetivo, de maneira que o posicionamento de remineralizadores como fornecedores de nutrientes deve ser realizado juntamente com agentes do biointemperismo, como microrganismos e plantas de cobertura. Diante da realidade de preço dos fertilizantes e a relevância que estes insumos têm para a agricultura brasileira, faz-se necessário uma melhor compreensão da efetividade do uso de remineralizadores nos sistemas de produção. Assim, o objetivo deste trabalho foi comparar o desempenho agrônomo e melhorias nas condições físicas do solo no sistema de produção soja-milho em consórcio com *Urochloa ruziziensis* em resposta ao uso de remineralizadores naturais como fonolito e fosfato natural com fertilizantes de alta solubilidade (KCl e MAP). Um experimento de campo foi conduzido em Latossolo Vermelho distroférico, na Fazenda Lageado na área experimental da Universidade Estadual Paulista (UNESP), na cidade de Botucatu-SP, nas safras 2019/2020 e 2020/2021, em sistema de sucessão soja-milho. O trabalho avaliou tanto a produtividade das culturas como também o impacto do manejo com remineralizadores, plantas de cobertura e microrganismos na estruturação do solo. Na adubação, utilizou-se uma testemunha absoluta e mais dois tratamentos no sistema de semeadura direta em sucessão de culturas: a) fósforo solúvel (60 Kg ha⁻¹ P₂O₅) + potássio solúvel (60 Kg ha⁻¹ K₂O) e b) fosfato Natural (28% P₂O₅) + Fonolito (8% de K₂O). Ao final de duas safras foram avaliadas a produtividade e as propriedades físicas do solo como: densidade aparente (Ds); resistência à penetração (RP); porosidade total (Pt); macroporosidade (Map); microporosidade (Mip); capacidade de campo (CC); diâmetro médio ponderado dos agregados (DMP); diâmetro médio geométrico (DMG); agregados com diâmetro maior que 2 mm (agg>2 mm); índice de estabilidade de agregados (IEA); carbono orgânico total (COT); carbono orgânico particulado (Cop) e carbono orgânico associado aos minerais (Coam). O delineamento utilizado foi em blocos inteiramente casualizados (DBC) com quatro repetições. Adotou-se o teste de comparações múltiplas de Scott-Knott ($p < 0,05$). Os tratamentos com uso de remineralizadores de baixa solubilidade, microrganismos e *U. ruziziensis*, ainda que não tenham apresentado melhorias significativas na estruturação do solo, demonstraram que o uso desses insumos de baixa solubilidade quando combinado com microrganismos, é uma técnica agrônoma que pode conferir produtividades próximas àquelas alcançadas por fertilizantes industrializados de alta solubilidade, ao mesmo tempo em que pode proporcionar maior estabilidade ao sistema produtivo. Todavia, o uso dessas fontes naturais como uma técnica isolada, parece não apresentar efeito satisfatório. Assim, ter um ambiente produtivo com uma microbiota diversificada ou lançar mão da adição de inoculantes, pode ser uma alternativa viável para incrementar e/ou acelerar o biointemperismo dos minerais e liberação dos nutrientes às plantas.

Palavras-chave: solubilização; rochagem; física do solo; remineralizadores; condicionadores de solo; sistema de produção.

ABSTRACT

The use of remineralizers is an old technique and basically consists of using finely crushed rocks as a source of slow release of several nutrients, thus being able to act as natural fertilizers. On the other hand, the use of these materials as a unique form of soil fertility management does not seem to be very effective, so the positioning of remineralizers as nutrient suppliers must be carried out together with bioweather agents such as microorganisms and cover crops. Taking into account the reality of fertilizer prices and the relevance that these inputs have for Brazilian agriculture, a better understanding of the effectiveness of the use of remineralizers in production systems is necessary. Thus, the objective of this work was to compare the agronomic performance and improvements in soil physical conditions in the soybean-corn production system intercropped with *Urochloa ruziziensis* in response to the use of natural remineralizers such as phonolite and rock phosphate with high solubility fertilizers (KCl and MAP). A field experiment was conducted in a dystroferric Red Latosol at the Lageado Farm owned by the Universidade Estadual Paulista (UNESP), in the city of Botucatu-SP, in Crops 2019/2020 and 2020/2021, in a soybean-corn succession system, to evaluate not only crop productivity, but also the impact of management with remineralizers, cover crops and microorganisms on soil structuring. As for fertilization, an absolute control and two treatments were used in the no-tillage system in crop succession: a) soluble phosphorus (60 Kg ha⁻¹ P₂O₅) + soluble potassium (60 Kg ha⁻¹ K₂O) and b) phosphate Natural (28% P₂O₅) + Phonolite (8% K₂O). At the end of two crops, productivity and soil physical properties were evaluated, such as: bulk density (Ds); resistance to penetration (RP); total porosity (Pt); macroporosity (Map); microporosity (Mip); field capacity (CC); weighted mean diameter of aggregates (DMP); geometric mean diameter (DMG); aggregates with a diameter greater than 2 mm (agg>2 mm); aggregate stability index (IEA); total organic carbon (TOC); particulate organic carbon (Cop) and organic carbon associated with minerals (Coam). The design used was a completely randomized blocks (DBC) with four replications. Statistical analyzes were performed using the R programming language in the Rstudio environment. Before the analysis of variance, the ANOVA assumptions were checked and the Scott-Knott test for multiple comparisons was adopted ($p < 0.05$). The treatments with the use of low solubility remineralizers, microorganisms and *U. ruziziensis*, although they have not shown significant improvements in soil structuring, demonstrated that the use of these low solubility inputs when combined with microorganisms is an agronomic technique that can confer yields close to those achieved by industrialized fertilizers with high solubility, while at the same time providing greater stability to the production system. However, the use of these natural sources as an isolated technique does not seem to have a satisfactory effect. Thus, having a productive environment with a diversified microbiota, or making use of the addition of inoculants, can be a viable alternative to increase and/or accelerate the biowetting of minerals and release of nutrients to plants. In general, the use of remineralizers has the potential to be part of the fertilization system, however, further studies are needed to better explain the dynamics of nutrients and their impact on chemistry, microbiota and soil structuring.

Keywords: solubilization; rock dust; soil physics; soil remineralizers; soil conditioners; production system.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	17
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	20
2.1	Cenário brasileiro da agricultura e o uso de fertilizantes.....	20
2.2	Remineralizadores na agricultura brasileira.....	21
2.3	Intemperismo.....	22
2.4	Solubilização e disponibilidade de nutrientes às plantas e suas aplicações no estudo de remineralizadores.....	23
2.5	O papel das raízes e dos microrganismos do solo como agentes solubilizantes.....	24
2.6	Crise do Fósforo.....	28
2.7	Plantas de cobertura e sistemas radiculares no condicionamento do solo.....	30
2.8	Interesse agrônômico de <i>U. ruziziensis</i>	31
2.9	Qualidade física do solo.....	32
2.10	Agregados.....	34
2.11	Resistência do solo à compactação.....	35
2.12	Matéria orgânica.....	36
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	38
3.1	Localização e características climáticas da área experimental	38
3.2	Análise de solo.....	40
3.3	Desenho experimental.....	41
3.4	Tratamentos e delineamento experimental.....	42
3.5	Avaliações.....	45
3.5.1	Produtividade e componentes de produção de milho.....	45
3.5.2	Produtividade e componentes de produção de soja.....	45
3.5.3	Física do Solo.....	46
3.5.4	Densidade (Ds), porosidade total (Pt), macroporosidade (Map), microporosidade (Mip) e capacidade de campo (CC)....	48
3.5.5	Estabilidade de agregados.....	51
3.5.6	Resistência do solo à penetração.....	54
3.5.7	Fracionamento físico da matéria orgânica.....	57

3.6	Metodologia para análise dos resultados.....	60
3.7	Correlação de Pearson.....	60
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	61
4.1	Propriedades físicas.....	61
4.1.1	Porosidade.....	61
4.1.2	Densidade do solo (Ds).....	66
4.1.3	Resistência à penetração (RP).....	69
4.1.4	Correlação entre RP e a produtividade.....	71
4.1.5	Análise de agregados.....	73
4.1.5.1	Diâmetro médio ponderado (DMP)	73
4.1.5.2	Diâmetro médio geométrico (DMG).....	75
4.1.5.3	Agregados maior que 2 mm (agg>2mm).....	78
4.1.5.4	Índice de estabilidade de agregados (IEA)	80
4.2	Matéria orgânica.....	84
4.3	Produtividade.....	92
4.3.1	Milho.....	93
4.3.2	Soja.....	94
5	CONCLUSÃO.....	100
	REFERÊNCIAS.....	101
	APÊNDICE A – Resultados de propriedades físicas do solo	119
	APÊNDICE B – Resultados de análise de agregados	121
	APÊNDICE C – Resultados de matéria orgânica do solo	123
	APÊNDICE D – Resultados de produtividades de soja e milho	125

1 INTRODUÇÃO

O Brasil ocupa uma das privilegiadas posições entre os maiores produtores de alimentos, fibras e energia do mundo, e com a possibilidade de ampliar ainda mais o volume de produção nos próximos anos, haja vista a quantidade de terras agricultáveis que se encontram degradadas (mas que são recuperáveis) e as áreas de pastagens extensiva que ainda podem ser incorporadas ao processo produtivo. Entretanto, a grande dependência que o país tem do mercado externo para suprir sua necessidade anual de fertilizantes ainda representa um dos principais gargalos tanto para expansão agrícola quanto para obtenção de melhores margens de lucro na atividade.

Desta forma, uma das maneiras de mudar este cenário e manter o país competitivo no mercado internacional seria por meio da autonomia no fornecimento de fertilizantes, seja através do estímulo à produção interna ou pela busca de fontes alternativas (ASSIS et al., 2013; THEODORO; LEONARDOS, 2011).

No Brasil, diversos resíduos da indústria são utilizados na agricultura como fontes de nutrientes para o solo. Dentre eles, destacam-se: a vinhaça, torta de filtro, bagaço e cinza de cana, compostos orgânicos em suas mais variadas origens e formulações e gesso agrícola. Diversos estudos têm demonstrado os efeitos benéficos e/ou deletérios desses resíduos. O gesso, por exemplo é usado tanto como fonte de Ca^{2+} e SO_4^{2-} e como um condicionador do solo, que por meio das alterações que causa nas características físico-químicas do solo, proporciona melhores condições em subsuperfície para o desenvolvimento radicular. Por outro lado, o calcário, que é de origem rochosa, mas não é considerado um resíduo; é amplamente adotado na agricultura brasileira como fonte de Ca^{2+} e Mg^{2+} e principalmente como corretivo de solo. Deste modo, diversos trabalhos vêm sendo desenvolvidos nos últimos tempos com o objetivo de também incorporar os agrominerais como fonte de nutrientes para a agricultura, principalmente como fornecedores de potássio (K^+) e fósforo (P).

Devido ao processo de pedogênese, os solos brasileiros irão apresentar em maior ou menor grau algum problema tanto com P quanto com K, sendo o P pelo fenômeno de fixação, fazendo com que este nutriente tenha um baixo índice de eficiência e que o fator de consumo chegue próximo a 1,9. Ou seja, a necessidade de aplicação seja quase duas vezes aquela exportada pelas plantas (CUNHA; CASARIN; PROCHNOW, 2010). Enquanto o K apresenta problemas de lixiviação, o que o tornará indisponível

para as plantas, uma vez que ficará fora da zona de absorção das raízes (WERLE; GARCIA; ROSOLEM, 2008). Apesar das muitas descobertas contraditórias sobre o tema, é possível resumir que um dos principais diferenciais dos remineralizadores oriundos de agrominerais, em comparação com os fertilizantes industrializados, seria a lenta liberação dos nutrientes, segundo os defensores do uso desses insumos. No entanto, esta também pode ser a principal limitação para a difusão do uso, uma vez que essa lenta liberação de nutrientes, dada a baixa solubilização dos materiais rochosos, pode não suprir completamente as necessidades nutricionais das plantas de acordo com a marcha de absorção (CARVALHO, 2012a). E uma das principais estratégias para contornar este problema seria, portanto, o uso de agentes biológicos capazes de usar toda a maquinaria química e enzimática para solubilizar os materiais e disponibilizar os nutrientes para o sistema solo-planta, tal qual ocorre na natureza (CARVALHO et al., 2013).

Assim, o uso de microrganismos e plantas com diferentes sistemas radiculares teriam capacidade de potencializar o processo de solubilização, uma vez que os processos bioquímicos que ocorrem na região da rizosfera, tanto por meio da liberação de íons H^+ quanto pela ação dos complexos de compostos orgânicos, atuam na superfície dos minerais na liberação dos nutrientes (HARLEY; GILKES, 2000). Como resultado secundário da ação dos agentes biológicos, espera-se que ocorram melhorias na estruturação física do solo, tendo em vista que a atuação das raízes, fungos e bactérias tem efeito direto sobre a estabilização de macroagregados ($>0,2$ mm), da mesma maneira em que os produtos do metabolismo desses agentes, como polissacarídeos e ácidos orgânicos, são capazes de estabilizar os microagregados ($<0,2$ mm) (BAREA; AZC, 2002; TISDALL, 1994).

Como resultado dessas interações físico-químicas, *feedbacks* e a influência dos fertilizantes na estabilidade de agregados e na entrada de MO no sistema, é possível que haja diferenças na porosidade, densidade aparente, índice de estabilidade de agregados (IEA) e na capacidade de campo do solo entre os tratamentos (FONTE et al., 2009). Nossa hipótese é de que o uso de diferentes fontes de nutrientes (de alta e baixa solubilidade), assim como os sistemas de produção contendo planta de cobertura em consórcio e o uso de microrganismos, sejam capazes de potencializar os processos biológicos de liberação de nutrientes e aporte de matéria orgânica no solo (TISDALL, 2020; VERCHOT et al., 2011; WATERS; OADES, 1991). E por meio deste aporte diferenciado de matéria orgânica, estes processos melhorem a

agregação do solo. E ainda que esta melhora na agregação siga o modelo vertical idealizado por Golchin, Baldock e Oades (2018) ou o modelo hierarquizado de Miller e Jastrow (1990) e Oades e Waters (1991).

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Cenário brasileiro da agricultura e o uso de fertilizantes

Nos últimos anos o Brasil vem batendo recordes de produção e exportação de *commodities* e isso o coloca como um dos principais *players* no mercado de matérias primas, fibras e proteínas do mundo. Dados da Companhia Brasileira de Abastecimento indicam que na safra 2020/2021 houve um aumento de 3,6% na área plantada com grãos com relação à safra anterior (CONAB, 2021). Estes números são impulsionados principalmente pela expansão nas áreas cultivadas com milho e soja. Vale considerar que a agricultura é um dos mais importantes setores da economia brasileira, respondendo por cerca de 23% do PIB nacional e gerando 16% dos empregos formais (IBGE, 2019).

Entretanto, por trás de todo esse cenário econômico promissor, a cadeia produtiva de fertilizantes químicos tem grande importância, uma vez que sem a qual os exitosos dados anteriormente citados inexistiriam. Alguns trabalhos têm apontado que o *status* de potência agrícola sustentado pelo Brasil é dependente, dentre outros fatores, da importação desses insumos, o que é uma conjuntura preocupante (COSTA; SILVA, 2012).

Apesar de sua dependência de fontes externas, a agricultura brasileira ainda pode contar com uma cadeia produtiva de fertilizantes. Segundo Dias e Fernandes (2005), o setor de extração mineral é o principal fornecedor das matérias-primas básicas para a indústria de adubos do país, dentre as quais merecem destaque a RASF (resíduo asfáltico do petróleo), a nafta, o enxofre, além das rochas potássicas e das rochas fosfáticas. É a partir da produção desses materiais que são obtidos as matérias-primas ditas intermediárias como ácido fosfórico, amônia anidra, ácido sulfúrico e os adubos simples que durante os processos industriais são transformados nos produtos básicos, tais como ureia, MAP, sulfato de amônio, cloreto de potássio, superfosfato simples, que posteriormente darão origem aos fertilizantes granulados e as misturas com suas diversas formulações de NPK (COSTA; SILVA, 2012).

Ainda que seja de uma complexidade muito maior, Saab e Paula (2008) resumem a cadeia produtiva de fertilizantes em seis elos: (i) o segmento extrativo mineral, fornecedor da rocha fosfática, do enxofre, do gás natural e das rochas potássicas; (ii) o setor produtor de matérias-primas intermediárias, como o ácido sulfúrico, o ácido

fosfórico e a amônia anidra; (iii) o elo produtor de fertilizantes simples; (iv) a indústria de fertilizantes mistos e granulados complexos; (v) o setor de distribuição (atacado, varejo e logística) e (vi) o produtor rural.

2.2 Remineralizadores na agricultura brasileira

Diante do atual cenário brasileiro, fica evidente que vinculada à necessidade do país em manter-se competitivo no mercado internacional de produtos agrícolas, há uma demanda interna por boas práticas no uso de fertilizantes, visando tornar o manejo tanto mais eficiente quanto sustentável (CUNHA; FRANCISCO; PROCHNOW, 2018). Assim, há uma demanda por trabalhos de pesquisa que possam indicar se de fato os remineralizadores podem efetivamente ser uma alternativa viável no fornecimento de nutrientes (THEODORO; LEONARDOS, 2011). Se sim, estes materiais possibilitariam, no futuro, a prática de uma agricultura menos dependente de fontes externas, pois estes seriam capazes de substituir (até certo ponto) os fertilizantes químicos, ao mesmo tempo em que poderiam atuar como condicionares do solo. Melhorias nas atividades biológicas, propriedades químicas e físicas do solo proporcionadas pelos remineralizadores, estes materiais ainda têm os benefícios econômicos e ganhos ambientais (THEODORO et al., 2013).

Os fertilizantes químicos são caracterizados por conterem altas concentrações de nutrientes com rápida disponibilidade às plantas devido à alta solubilidade. Já a rochagem (ou remineralização do solo) é definida por autores como Leonardos, Fyfe e Kronberg (1976) e Theodoro (2000) como uma prática de manejo da fertilidade que incorpora ao solo rochas que seriam ou não advindas de rejeitos. E esta introdução de materiais finamente triturados além de fornecer nutrientes ao solo, tem como efeito secundário o aumento da CTC do solo, pois por meio do (bio) intemperismo, alterações significativas nas fases < 300 µm já podem ser observadas (ALVES SANTOS, 2020; KRAHL, 2020; THEODORO, 2000).

Além disso, os remineralizadores apresentam a vantagem de serem insumos de baixo custo e com resultados a médio e longo prazo, com potencial para uso em solos intemperizados e de baixa fertilidade (CARVALHO, 2012).

A discussão sobre o uso das rochas como fonte de nutrientes para a agricultura é algo um tanto quanto complexo, logo, ao tratar do tema, as ferramentas devem ser robustas e a abordagem holística, pois segundo indicam os estudos publicados até o

momento, este não é um problema simples, e por não o ser, requer que diversas variáveis e suas múltiplas interações que resultam na eficiência ou não do material sejam analisadas em conjunto. Por exemplo, Melo et al. (2012) desenvolveram experimentos e observaram que em regiões de clima tropical o efeito desses insumos pode ser potencializado, muito em função da umidade e temperaturas elevadas desses locais. Estas variáveis ambientais podem atuar como agentes ativos na redução do tempo necessário para a dissolução dos minerais (CARVALHO, 2012). Entretanto, estudos comparativos em regiões frias e secas ainda se fazem necessários.

2.3 Intemperismo

O fenômeno do intemperismo em suas várias facetas, seja ela química, física ou biológica, age de forma lenta e ao longo das eras (geológicas), de maneira que grandes rochas são reduzidas a partículas nanométricas, como as argilas (HILLEL, 2008). O entendimento desse fenômeno ajuda a compreender os motivos pelos quais os pós de rochas podem ou não funcionar como insumos agrícola em um ou outro ambiente, em uma ou outra determinada situação (HARLEY; GILKES, 2000).

Considerando-se que os solos levaram milhões e até bilhões de anos para serem tal como os conhecemos hoje, é sensato considerar que os fatores que transformam rochas em minúsculos grãos de argila não são apenas físicos, mas também químicos e biológicos, que juntos agem como um sistema extremamente coordenado decompondo rochas em solo (RESENDE et al., 2014).

Considerando as nuances anteriormente citadas e da importância de cada uma das variáveis no processo de decomposição das rochas e minerais, os conhecimentos e adequada manipulação de cada um dos fatores é de extrema importância para o sucesso no uso de agrominerais. Por exemplo, a partir do conhecimento das condições climáticas pode-se inferir em qual região os fenômenos de dissolução, decomposição e lixiviação de um determinado remineralizador ocorrem mais rapidamente (TEIXEIRA et al., 2009).

Dito isto, cabe, portanto, ressaltar que a técnica de rochagem requer um sólido e holístico conhecimento do sistema solo. Deve-se considerar que remineralizadores são as próprias rochas, todavia trituradas, ou seja, aumentada a área de superfície das partículas, promovendo de certa maneira um intemperismo físico (MANNING,

2010). Entretanto, para que estes materiais tenham efetivamente seu uso implementado, é necessário considerar que variáveis como material de origem, clima, tempo e organismos, também fazem parte da “equação solo” e devem ser levados em conta ao se cogitar o uso desses materiais (AMUNDSON, 2003). E tratando-se de pó de rocha, é válido dar especial atenção aos três últimos, em particular aos organismos, sejam eles plantas, animais, micro e macro fauna do solo, pois são eles os responsáveis em certa medida pela solubilização dos materiais (DA SILVA et al., 2017; SANTANA; MARQUES; DIAS, 2016).

2.4 Solubilização e disponibilidade de nutrientes às plantas e suas aplicações no estudo de remineralizadores

No solo, os elementos essenciais às plantas conhecidos como macro e micronutrientes estão em um constante equilíbrio, de maneira que a dinâmica entre o estado de solubilização e insolubilização desses nutrientes determinam a sua disponibilidade e/ou escassez para as plantas (ALTOMARE et al., 1999). Portanto, a depender dessa dinâmica, um nutriente pode constituir-se como um fator de limitação ao crescimento e desenvolvimento vegetal (PRODHAN; FINNEGAN; LAMBERS, 2019). Assim, mesmo que um elemento se encontre em constante abundância no solo, pode não estar disponível para as plantas, pois pode sofrer, por exemplo, o fenômeno de fixação, de forma que as plantas não conseguem absorvê-lo (HEMWALL, 1957). E tendo apenas uma pequena fração desse íon presente na solução do solo, esta porção marginal pode não ser suficiente para o pleno desenvolvimento das plantas (ALOVISI et al., 2020; HEMWALL, 1957; HINSINGER, 2001; SANCHEZ; UEHARA, 2015).

Isto posto, vale ressaltar, portanto, que não basta apenas que se aplique ao solo insumos (que supostamente são) fontes de nutrientes, mas que a esses produtos seja atrelada a garantia de eficácia. Isso significa que precisam ter um certo grau de solubilidade capaz de fornecer às plantas a totalidade dos nutrientes exigidos ao longo de todo seu ciclo fenológico (JOCHNER et al., 2013), ou seja, aportar à planta nutrientes de acordo com sua marcha de absorção, do contrário, não há razões para o uso de qualquer que seja o insumo, dada a ineficácia de cumprir seu propósito (fornecer nutrientes à cultura) (ZOBIOLE et al., 2010). Para Straaten (2006), os principais fatores diretamente envolvidos na velocidade de liberação dos nutrientes de

uma rocha e de seus derivados, ou seja, no intemperismo propriamente dito, são: (1) a composição mineralógica; (2) atividade biológica; (3) condições edafoclimáticas e (4) tamanho de partícula. Portanto, é temerário se pensar no uso de remineralizadores de solo considerando esses fatores de forma individual.

Corroborando esta ideia, Bakken et al. (2000) constataram que mesmo moendo finamente minerais como biotita, feldspato e nefelina, os produtos desse processo foram insuficientes para fornecer potássio a uma pastagem em um período de três anos. Segundo os autores, isto se deveu principalmente à baixa taxa de intemperismo ocorrido nesses minerais. Essa advertência também é feita por Azevedo (2016), que afirma que, por se tratar de uma técnica relativamente nova (ainda que não o seja), o uso de pó de rocha necessita fundamentalmente de cautela, primando-se por uma compreensão mais abrangente e aprofundada da composição das rochas, sem, claro, deixar de levar em conta todas as etapas envolvidas em sua solubilização, uma vez que estas informações são essenciais para o conhecimento dos processos de transformação pelos quais estes materiais estarão sujeitos após sua aplicação ao solo, o que permite maior clareza e uso racional desses insumos.

Estudos como o de Walter, Rajashekhara Rao e Bailey (2011) indicam que mesmo em solo com presença de grandes quantidades de remineralizadores, as plantas podem necessitar de complementação nutricional com adubos químicos como fonte de potássio, por exemplo. E isso se deve principalmente aos numerosos e complexos processos envolvidos na decomposição química dos minerais para a posterior disponibilidade de nutrientes do material rochoso para a solução do solo. Assim, para que os nutrientes contidos nos remineralizadores possam estar disponíveis nas formas e quantidades ideais para absorção pelas raízes das plantas, é necessário que ocorram reações que são relativamente lentas e suficientes para o suprimento nutricional das plantas (CURI; KAMPF; MARQUES, 2005).

2.5 O papel das raízes e dos microrganismos do solo como agentes solubilizantes

Ao tratar de solubilização e disponibilidade de nutrientes de materiais rochosos, um tema importante a se discutir é o sistema radicular, uma vez que a rizosfera, região com maior influência das raízes, além de muito dinâmica, constitui-se como um abrigo de uma enorme quantidade de microrganismos (PHILIPPOT et al., 2013). Estes

microrganismos além de estarem intrinsecamente ligados à vida da planta, fazem parte de uma multifacetada e, até agora, enigmática teia alimentar. Possuem grande influência em diversos aspectos da vida da planta como na germinação, crescimento, saúde, nutrição e produtividade, desenvolvendo, portanto, o papel de uma das principais forças reguladoras das atividades das plantas (PIETERSE; DE JONGE; BERENDSEN, 2016).

Estudos têm fornecido cada vez mais evidências de que a planta opera de maneira ativa na configuração da comunidade presente em sua rizosfera, selecionando os microrganismos que farão parte de seu microbioma, composto pela própria planta e pelas inúmeras espécies de microrganismos a ela associadas (LAREEN; BURTON; SCHÄFER, 2016; LEBEIS et al., 2015; MENDES et al., 2014). Logo, por meio da estruturação dessa comunidade é capaz de potencializar as enormes quantidades de atividades desenvolvidas (MENDES; GARBEVA; RAAIJMAKERS, 2013).

Compreendendo, assim, o importante papel desenvolvido pelos microrganismos como agentes ativos na interface solo-planta e como parte de um (outro) genoma complementar da planta, é razoável imaginarmos que esta comunidade estruturada de fato é capaz de agir sobre diferentes materiais de origem rochosa, a fim de disponibilizar os nutrientes ali contidos (MENDES; GARBEVA; RAAIJMAKERS, 2013). No entanto, nos agrossistemas essa dinâmica pode ser um pouco diferente daquela ocorrida nos ecossistemas naturais, uma vez que as comunidades de plantas e outros organismos vivos presentes em locais sem atividades antrópicas são bastante diferentes daquelas presentes em áreas agricultáveis (PÉREZ-JARAMILLO; MENDES; RAAIJMAKERS, 2016). Logo, o intemperismo biológico ocorre de maneira diferente em uma área com lavoura daquele que acontece em uma área de floresta, por exemplo.

Deste modo, estudos diversos vêm sendo conduzidos no sentido de encontrar espécies de fungos e bactérias que sejam capazes de acelerar o processo de intemperismo de materiais de diferentes origens rochosas (LOPES-ASSAD et al., 2010; ROSA-MAGRI et al., 2012). Com isso, busca-se viabilizar o processo produtivo de remineralizadores na agricultura, visto que, encontrando-se um microrganismo ou um grupo destes que sejam capazes de solubilizar e disponibilizar os nutrientes presentes nas rochas a mesma proporção das demandas nutricionais das plantas, seria um grande avanço rumo ao almejado uso exclusivo de rochas moídas como única fonte de nutrientes para as plantas (ROSA-MAGRI et al., 2012).

Esta busca por organismos do solo tem se pautado principalmente no fato de que os microrganismos, de forma isolada ou em associações, são de fato capazes de agir, de modo a acelerar o processo de intemperismos (AGNIHOTRI, 1970; CHHONKAR; SUBBA-RAO, 1967; SCHATZ, 1963; SOHALSCHA; APPELT; SCHATZ, 1967). Ainda no século XX, Polynov (1945) já apresentou fortes evidências de que os líquens, por exemplo, podem ser agentes do processo de solubilização de nutrientes muito mais eficazes que as plantas. Isso se deve, segundo Schatz (1963), à capacidade destes seres vivos em colocar à disposição do processo de intemperismo toda sua maquinaria bioquímica, atuando como agentes da decomposição química e/ou bioquímica por meio da liberação de uma enorme quantidade de ácidos orgânicos. Achados de Friedmann (1982), não apenas corroboram as hipóteses de seus antecessores, sobre a importância de fungos e bactérias na solubilização de materiais rochosos, mas também indicam que, mesmo em ambientes inóspitos as rochas são os únicos lugares com microclimas capazes de sustentar a vida de microrganismos, que têm sua sobrevivência garantida graças ao processo de solubilização que estes são capazes de desencadear nas rochas. Portanto, se tais microrganismos são eficientes na solubilização de rochas de locais inóspitos, supõe-se que estes seriam igualmente ou mais eficazes quando em ambientes mais propícios à vida.

Com base em conhecimentos de microbiologia, diversos trabalhos vêm sendo desenvolvidos no Brasil, no sentido de expandir a fronteira do conhecimento sobre remineralizadores e microrganismos do solo (BRANDÃO; LOPES-ASSAD; CECCATO-ANTONINI, 2014; CARA et al., 2012; DALCIN, 2008; SILVA et al., 2008, 2015a). Assim, a maior parte das pesquisas busca essencialmente encontrar espécies que sejam eficientes na solubilização de rochas fontes de P e K (SILVA FILHO; VIDOR, 2000; BARROSO; NAHAS, 2008; SILVA et al., 2015a, 2015b; MIRANDA et al., 2018). E isto estaria sendo impulsionado principalmente, segundo Martins et al. (2010), dentre outras coisas, pela dependência externa e a grande demanda que a agricultura brasileira tem por estes nutrientes, além do mais, o consumo de K e P cresceu 177 e 125%, respectivamente, entre os anos de 1988 e 2010, colocando o país na posição de quarto maior mercado consumidor de fertilizantes do mundo, e este cenário fragiliza a posição do país como *player* do mercado de *commodities* (CUNHA; CASARIN; PROCHNOW, 2010).

Generalizar o uso de microrganismos, no entanto, não parece ser uma boa estratégia, pois os resultados de Li et al. (2016) demonstraram que *Penicillium*

oxalicum e *Aspergillus niger* possuem potenciais diferentes para dissolver elementos como fósforo. Segundo os autores, isso se deve justamente pelo fato de que cada espécie libera no meio um ou vários grupos diferentes de ácidos, que de acordo com suas constantes de acidez, contribuem para acelerar o processo de solubilização, além de esses organismos terem sua faixa de pH ótima de atuação (em torno de 2,5 a 4,5) diferente do pH dos solos agricultáveis. O estudo ainda alerta que neste tipo de pesquisa, fatores como: (1) faixa de pH; (2) tipos de ácidos orgânicos liberados e (3) resposta do ambiente à acidez, devem ter grande relevância.

No entanto, o substrato, no caso, a rocha, também tem grande influência tanto na quantidade de elementos liberados quanto na velocidade de solubilização (BRANDÃO; LOPES-ASSAD; CECCATO-ANTONINI, 2014; LOPES-ASSAD et al., 2006). Por outro lado, a quantidade do(s) nutriente(s) contido(s) na rocha e os tipos de ligações químicas dos elementos influenciam diretamente nas variáveis tempo e quantidade de nutrientes liberada. Em estudo mais recente, Klaic et al. (2017) acrescentam a todos os fatores anteriores, a redução das partículas à faixas nanométricas como forma de aumentar a eficiência de solubilização de rochas fosfáticas, por exemplo. Diversos estudos sobre este fator vêm sendo conduzidos no sentido de elucidar as múltiplas influências que este tem na eficiência de uso dos remineralizadores na agricultura (LEYVAL; BERTHELIN, 1986; NAHAS, 1996; SPERBER, 1958).

Um outro questionamento importante, e que precisa ser levado em consideração, é a maneira como se tem selecionado os potenciais organismos promotores de solubilização, que ocorre por meio de uma determinada espécie de microrganismo, que após testes em laboratório é aplicado em casa de vegetação ou em campo. Raaijmakers e Mazzola (2016) declinam desta ideia, por entender que o estabelecimento de cepas isoladas é difícil, por dois motivos: a) a competição dos isolados com o microbioma já estabelecido no solo e b) muitos desses organismos só conseguem sobreviver e reproduzir-se em comunidade. De modo que, a estratégia de “um micróbio por vez” estaria fadada ao fracasso, e que a melhor maneira de evitar isso seria a adoção de uma visão de comunidades sintéticas, ou seja, o uso de um complexo com diferentes espécies de microrganismos.

Com frequência resultados científicos que mencionam deficiência nutricional em plantas sob o manejo de remineralizadores são relatados (WALTER; RAJASHEKHARA RAO; BAILEY, 2011). Por outro lado, há aqueles que corroboram

a tese de eficiência agronômica dos pós de rocha, mas dentre estes, vale ressaltar os resultados obtidos por Shamshuddin e Kapok (2010) que, com uma aplicação equivalente a 10 t ha^{-1} de pó de basalto, observaram um aumento nos teores de Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^{+} , dentre outros resultados positivos para o solo. Resultados semelhantes também foram encontrados por Anda, Shamshuddin e Fauziah (2015), que observaram que a partir de uma dose de 10 t ha^{-1} , em um intervalo de 24 meses, o remineralizador usado foi capaz de diminuir o Ponto de Carga Zero (PCZ) e aumentar o pH de um latossolo vermelho de 3,9 para 6,5. Neste mesmo estudo também foi constatado um aumento significativo dos cátions Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^{+} e Na^{+} , sugerindo, portanto, que o material oriundo de rocha apresenta um efeito residual ao longo do tempo. Contudo, outros resultados de estudos alertam para a necessidade de cautela, uma vez que, nem sempre materiais rochosos são capazes de suprir as necessidades das plantas, sendo necessário, portanto, a complementação com adubos industrializados (WALTER; RAJASHEKHARA RAO; BAILEY, 2011).

Com relação as vantagens do uso de remineralizadores, Martins et al. (2010) enfatizam alguma delas, as quais consideram que sejam de vital importância, sendo elas: (i) a ocorrência em abundância e distribuição territorial desses materiais; (ii) a baixa solubilidade, que se caracteriza como um fator vantajoso para a sustentabilidade dos sistemas agrícolas por seu efeito residual; (iii) a possibilidade do beneficiamento poder ser feito em empreendimentos de pequeno porte, dada a simplicidade do processo produtivo e os baixos custos envolvidos durante o processamento; (iv) recuperação gradual da fertilidade do solo a medida que os minerais são submetidos aos fatores de intemperismo e (v) durante a decomposição os remineralizadores irão apresentar um efeito condicionador ao solo, melhorando sua qualidade.

2.6 Crise do Fósforo

A necessidade de se investir em pesquisas de fontes alternativas de fertilizantes fosfatados se justifica por diversos motivos, e alguns deles já muito bem discutidos (LEONARDOS; FYFE; KRONBERG, 1976; MARTINS et al., 2010; THEODORO, 2000)(THEODORO; LEONARDOS, 2009). Primeiro porque o país possui grandes áreas com rochas ricas em P; segundo devido ao grande potencial de fixação de P no solo e indisponibilização às plantas; e por fim a já anunciada crise de fósforo nos anos vindouros (SATTARI et al., 2012).

Entretanto, faz-se necessário antes de qualquer coisa, explicar o papel e a importância deste nutriente para as culturas. Pois, além do fósforo ser um dos nutrientes essenciais às plantas, este elemento possui várias funções no metabolismo vegetal, principalmente aquelas ligadas ao metabolismo energético, como as transferências de energia (ATP, NADPH); ser constituinte de ácidos nucleicos (RNA e DNA), além de fazer parte dos fosfolipídios (KAMERLIN et al., 2013; TAIZ et al., 2015). Outro papel de grande importância desempenhado pelo fósforo está ligado ao impulsionamento da cadeia transportadora de elétrons na membrana dos tilacóides, o qual seria impossível de ocorrer sem esse nutriente (DE BANG et al., 2021; TAIZ et al., 2015).

Grande parte do fósforo consumido na agricultura brasileira é importada e torna a atividade agrícola no país vulnerável tanto à escassez, quanto à flutuação de preços (WITHERS et al., 2018). Além do mais, praticamente toda a oferta desse elemento a nível mundial tem como fonte rochas fosfáticas localizadas em países como Marrocos, China e Estados Unidos (IFA, 2019). Entretanto, a indústria vem dando sinal de depauperamento das reservas ao mesmo tempo em que vem ocorrendo aumento nos custos do processo de extração (CORDELL; WHITE, 2011; RUNGE-METZGER, 1995). Este cenário torna-se ainda mais preocupante diante de estimativas que em um intervalo de 50 a 100 anos as fontes de fosforo estarão esgotadas e a agricultura mundial passará por uma crise global da oferta desse elemento (CORDELL; DRANGERT; WHITE, 2009; NESET; CORDELL, 2012; VAN DIJK; LESSCHEN; OENEMA, 2016).

Assim, dada a importância do P para a nutrição das plantas, e não havendo nenhum elemento substituto deste nutriente no metabolismo dos organismos vivos, e como a produção de alimentos é extremamente dependente deste recurso, a tendência é que as demandas continuem a crescer (ALEWELL et al., 2020; CORDELL; WHITE, 2011). E as principais consequências disso sob um ponto de vista prático será um aumento significativo dos preços, comparado aos atuais, a aquisição de fertilizantes fosfatados ficará mais difícil por parte dos produtores e consequentemente os alimentos ficarão muito mais caros (CORDELL; DRANGERT; WHITE, 2009).

2.7 Plantas de cobertura e sistemas radiculares no condicionamento do solo

A busca por sustentabilidade nos sistemas agrícolas não é nova, mas nos últimos tempos tem ganho especial atenção (VERNETTI JUNIOR; GOMES; SCHUCH, 2009). No entanto, o alcance de tal objetivo passa pelo entendimento do funcionamento e dinâmica da matéria orgânica do solo (MO) e a ciclagem de nutrientes, para que, então, se possa elucidar outros fenômenos relacionados a qualidade do solo em suas múltiplas facetas de interações (SIX et al., 2004a). Como a sustentabilidade dos sistemas agrícolas está condicionada principalmente ao gerenciamento dos fenômenos que ocorrem no solo, compreender os eventos que afetam não apenas o crescimento das plantas, mas também aqueles que são afetados por este crescimento, como o comportamento da água ao longo do perfil, estruturação e agregação das partículas, deve ser primordial nos dias atuais (EHRENFELD; RAVIT; ELGERSMA, 2005a).

Nos últimos anos, significativos avanços têm sido feitos no sentido de fornecer importantes informações sobre o papel das plantas de cobertura, sobretudo aquelas dos gêneros *Urochloa*, no processo de melhoria da qualidade do solo, por meio do que foi classificado como aração biológica do solo (SANTOS, 2010). Este conceito está intimamente ligado à melhoria das propriedades do solo por meio de raízes, o que é considerado por alguns autores como formação de “paisagem radicular”, que é basicamente o uso de gramíneas como ferramenta para aumentar a porosidade do solo e conseqüentemente, melhorar a retenção de água, potencializar a captura e ciclagem de nutrientes em profundidade (CRUSH; WALLER; CARE, 2005).

Detalhes da melhoria das condições físicas do solo por meio do uso de *U. ruziziensis* podem ser encontrados no trabalho de Galdos et al. (2020), que constataram que o sistema radicular com características mais exploratórias desta planta foi capaz de melhorar a estrutura do solo por meio da criação de uma complexa rede de poros que posteriormente serve para diminuir a lixiviação de íons, como o nitrato (NO_3^-), uma vez que a complexidade e extensão dessa rede de poros faz com que o íon permaneça muito mais tempo nas zonas de proximidade do sistema radicular e possa ser absorvido, ao invés de ser removido para fora do sistema.

Esses achados apontam os diferentes papéis que as plantas de cobertura podem desempenhar como condicionadoras do solo. E isto é corroborado por Dunbabin, Diggle e Rengel (2003), que afirmam que a arquitetura de raiz fasciculada com rápida

expansão para camadas mais profundas do solo, além de melhorarem os atributos físicos, também têm maior eficiência na redução dos teores de nitrogênio em forma de NO_3^- , que de outro modo estaria fora da zona de captura de outras plantas. Evidenciando, portanto, a importância desse tipo de sistema radicular tanto para a redução da perda de nutrientes mediada por ácidos orgânicos liberados das raízes de *U. ruziziensis*, quanto pelo aumento da eficiência de uso por culturas sucessoras (ROCHA et al., 2020).

2.8 Interesse agrônômico de *U. ruziziensis*

O gênero *Urochloa* é composto por cerca de doze espécies, que podem ser encontradas em uma grande variedade de ambientes (TORRES GONZÁLEZ; MORTON, 2005). Isto ocorre muito devido ao fato de serem plantas capazes de tolerar solos ácidos e/ou de baixa fertilidade, considerados fora das condições ideais para a grande maioria das culturas agrícolas. Estes solos são encontrados em grandes extensões no território brasileiro (HEUZÉ et al., 2017; TORRES GONZÁLEZ; MORTON, 2005).

Dentre as diversas espécies que integram o gênero *Urochloa*, a *U. ruziziensis* vem demonstrando grande potencial de uso em áreas agrícolas, por promover benefícios tanto no uso racional de fertilizantes, quanto como uma planta condicionadora do solo (ECHER et al., 2012). E estas duas características possuem estreita relação, pois devido ao sistema radicular mais agressivo, essas plantas conseguem explorar um volume de solo maior, buscando nutrientes outrora indisponíveis e com isso as raízes mortas aportam matéria orgânica em profundidade e criam bioporos, além produzirem grandes quantidades de biomassa na parte aérea, que serve como cobertura do solo. Assim, os benefícios são em função, seja da ciclagem de nutrientes e aporte de matéria orgânica abaixo e acima da superfície, pois em razão disso ocorrem melhorias na qualidade física e química do solo, e consequentemente do sistema como um todo (GARCIA; LI; ROSOLEM, 2013). Dessa forma, ao longo do processo de decomposição da palhada há a liberação de nutrientes minerais que podem ser disponibilizados para culturas subsequentes (CRUSCIOL et al., 2005; GARCIA; LI; ROSOLEM, 2013).

Nos trabalhos de Brandan et al. (2017), Calonego e Rosolem (2013) e Husson et al. (2008), foi observado que em sistema de semeadura direta (SSD) com milho (*Zea*

mays L.) e soja (*Glicine max* L.) em rotação e *U. ruziziensis* como planta de cobertura, que além da proteção do solo que a planta confere, a quantidade final de P foi maior que a inicial e consequentemente aumentam os níveis de P disponíveis no sistema solo-planta. Estes resultados mostram que *U. ruziziensis* como planta de cobertura é capaz de absorver o P em profundidade e disponibilizá-lo para as culturas subsequentes, ocorrendo, portanto, um aumento na produtividade da lavoura.

A este papel desempenhado por estas plantas “mineradoras de nutrientes”, Husson et al. (2008) deu o nome de “bomba biológica”. Já com relação aos benefícios à estrutura do solo, Castro et al. (2017) observaram que após inserção de *U. ruziziensis* como planta de cobertura em um sistema de rotação de culturas, houve melhoria significativa tanto da densidade quanto da macroporosidade de um latossolo após cinco anos de cultivo, evidenciando assim, o papel da espécie como agente reestruturador e descompactador do solo, conferindo-lhe melhor qualidade física, tema do próximo tópico.

2.9 Qualidade física do solo

Por ser constituído por três fases distintas (sólida, líquida e gasosa), e possuir ligações multifacetadas com cada uma dessas fases, nem sempre é fácil definir a qualidade do solo a partir de um fator isolado (BÜNEMANN et al., 2018). Mas especificamente em relação à parte (de qualidade) estrutural, é de se esperar que tenha influência nos processos químicos e biológicos do solo, principalmente aqueles que definem seu potencial produtivo, e com frequência tem sido usada como parâmetro para avaliação do nível de degradação do solo, assim como na identificação e direcionamento de práticas conservacionistas (DEXTER, 2004a).

O resultado dessas interações que ocorrem no solo tanto pode ser positivo quanto negativo. Pode-se tomar como exemplo, a influência que a estrutura do solo tem no crescimento e desenvolvimento de raízes e na colonização desses órgãos por patógenos, além da produção de biomassa, que a depender da estruturação do solo pode ter resultados satisfatórios ou não (BERGMANN et al., 2016a). A estrutura ainda pode ter profundos efeitos na fertilidade do solo e consequentemente na produtividade das culturas (SIX et al., 2004a). Por exemplo, solos mais compactados tendem a ter menor disponibilidade de oxigênio, e com aeração deficiente ocorrem maiores perdas

gasosas de nitrogênio, que deste modo já não estará mais disponível para as plantas, conforme observado por Stepniewski, Gliński e Ball (1994).

Nos últimos tempos tem-se observado um contexto potencialmente importante para tratar de temas relacionados à qualidade física do solo, pois com as restrições de avanço da agricultura sobre as áreas nativas, resta aos agricultores lançar mão do conhecimento científico disponível para a recuperação das áreas degradadas e torná-las férteis novamente (RIVERO et al., 2009).

Entretanto, o processo de recuperação de áreas degradadas até que estas tornem-se férteis não é uma tarefa trivial e, em certa medida, depende primeiramente da recuperação estrutural do solo e da comunidade microbiana (GRABLE; SIEMER, 1968). Pois sabe-se que além dos fatores químicos e biológicos, como a quantidade e disponibilidade de nutrientes às plantas e espécies de microrganismos, o solo precisa ter: (a) boa resistência aos processos erosivos; (b) boa capacidade de reter e infiltrar água; (c) porosidade que permita adequada aeração às raízes e microrganismos e (d) baixa resistência à penetração das raízes (RP) (BÜNEMANN et al., 2018; DEXTER, 2004a, 2004b, 2004c). E essas características são resultados de uma estrutura ideal do solo, que conforme já foi mencionado, possui relação estreita com diversas outras características, que irão definir direta ou indiretamente a capacidade produtiva do solo.

Ainda que não haja uma medida única (na verdade há várias) para mensurar a qualidade física do solo, em uma série de artigos (DEXTER, 2004a, 2004b, 2004c), afirmam que a qualidade física do solo pode ser mensurada de diversas formas. Mas como isto é possível? Talvez esta seja uma pergunta para a qual a respostas sejam binárias e o resultado venha ao final de uma árvore de decisão, em que uma determinada característica pode assumir valor bom ou ruim. Por exemplo, podemos classificar que um solo que apresenta má infiltração de água, escoamento superficial, aeração insuficiente, baixa capacidade de enraizamento, baixa trabalhabilidade e endurecimento excessivo, como um solo com qualidade ruim, enquanto um que apresente condições contrárias às citadas, pode ser classificado como de boa qualidade. Os dois últimos itens merecem especial atenção, pois solos com baixas trabalhabilidades podem impossibilitar o processo de aração ou aumentar significativamente o gasto com combustível enquanto que solos excessivamente duros, em geral, são solos desagregados (DEXTER; BIRD, 2001).

2.10 Agregados

Dentre os parâmetros tomados como indicadores da qualidade física do solo, a agregação e estabilidade de agregados talvez seja uma das características de grande (se não a de maior) importância, dada sua íntima relação com diversos outros atributos do solo, além da parte estrutural propriamente dita (BERGMANN et al., 2016a).

Muitos estudos vêm demonstrando a importância dos agregados como componentes primordiais da estrutura do solo. Por exemplo, Six et al. (2004a) afirmam que o papel dos agregados não se restringe apenas à proteção da matéria orgânica, como relatado no trabalho pioneiro de Tisdall e Oades, (1982), mas vai além.

Ainda que seja consenso de que um solo bem estruturado tenha uma maior contribuição na redução do escoamento e erosão do solo, conforme alerta Barthès et al. (2000), talvez nem todos tenhamos dado a devida importância ao papel que os agregados exercem na adsorção e dessorção de nutrientes, ou seja, na fertilidade do solo e nutrição das plantas (WANG; YOST; LINQUIST, 2001); na difusão de oxigênio (GRABLE; SIEMER, 1968; RENAULT; STENGEL, 1994); regulação do fluxo de água no perfil do solo (CARMINATI et al., 2007) e influência direta na dinâmica da comunidade microbiana do solo (BAILEY et al., 2013).

Assim, com base no conhecimento até o momento produzido pela literatura científica, os cinco principais fatores que afetam de forma direta e ativamente a formação dos agregados são: (1) fauna; (2) microrganismos; (3) raízes; (4) agentes de ligação inorgânicos e (5) variáveis ambientais (SIX et al., 2004a).

Tal como a perda de matéria orgânica, formação de crostas, baixa infiltração de água, endurecimento excessivo e anoxia, a compactação é um dos aspectos da degradação física e, portanto, um componente da 'síndrome' de degradação do solo (BATEY, 2009). Ainda que subestimada, muitas das vezes é um problema com efeito direto na estrutura do solo e com potencial para causar diversos outros distúrbios, como erosão e perda da camada superficial fértil com consequente esgotamento de nutrientes. Não à toa, vem sendo há muito tempo alvo de estudos (ALAOUI; DISERENS, 2018; BATEY, 2009; RAGHAVAN; MCKYES; BEAULIEU, 1977; VOMOCIL; FLOCKER, 1961; WHALLEY; DUMITRU; DEXTER, 1995).

2.11 Resistência do solo à compactação

A compactação do solo é definida pelo Glossário de termos de ciência do solo como “O processo pelo qual os grãos do solo são reorganizados para diminuir o espaço vazio e colocá-los em contato mais próximo um com o outro, aumentando assim a densidade aparente” (SSSA, 2008). Neste sentido, é possível afirmar que a compactação é o resultado da diminuição da porosidade e do aumento simultâneo (abrupto ou não) da densidade aparente e da resistência à penetração do solo. O aumento de ambas afeta diretamente as funções físicas, químicas e biológicas do solo. Consequentemente um dos resultados é a redução no crescimento e desenvolvimento das raízes, conforme observado por Panayiotopoulos, Papadopoulos e Hatjioannidou (1994).

Em um trabalho de revisão conduzido por Nawaz e Bourrié (2013), os autores verificaram que quando as propriedades físicas do solo sofrem efeito direto da compactação, a depender do grau de severidade, podem alterar a mobilidade de nutrientes no solo, alterar os ciclos do carbono e do nitrogênio, e consequentemente aumentar a emissão de gases de efeito estufa, além de causar deformação de raízes, diminuir a taxa de germinação ao mesmo tempo em que aumenta a taxa de mortalidade de sementes e diminuir a biodiversidade. Além disso, as plantas também podem sofrer com o “efeito bonsai”, em que ocorre uma atrofia da parte aérea das plantas submetidas à condição de compactação severa (MASLE; PASSIOURA, 1987).

Os atributos físicos do solo estão correlacionados em uma rede complexa de *feedback* (BERGMANN et al., 2016a). Solos com boas condições físicas favorecem o crescimento das plantas, pois com um ambiente mais aerado, melhor infiltração e retenção de água, a planta consegue se desenvolver (SUN; LU, 2014). E plantas que crescem em solos fisicamente saudáveis, além de liberarem compostos orgânicos pelo sistema radicular, desenvolvem mais raízes por explorar melhor o solo; crescem proporcionalmente mais a parte aérea em relação aquelas que crescem em ambientes inóspitos, e absorvem mais nutrientes e posteriormente aportará uma matéria orgânica de maior qualidade ao solo, e esta matéria orgânica contribuirá para a melhoria as condições físicas do solo (EHRENFELD; RAVIT; ELGERSMA, 2005a; ZHANG; HARTGE; RINGE, 1997).

2.12 Matéria orgânica

Assim, conforme mencionado anteriormente, os processos que ocorrem no solo não são isolados, pelo contrário. Um exemplo disso são os *feedbacks* que ocorrem no sistema, que podem ser negativos também. Por exemplo, Breland e Hansen (1996) verificaram que a compactação tem efeito retardatário na decomposição da matéria orgânica, na mineralização e aumento das perdas de N na forma gasosa. Por outro lado, há trabalhos que demonstraram um decréscimo da densidade aparente após aumento de matéria orgânica no solo (GEMTOS; LELLIS, 1997; ZHANG; HARTGE; RINGE, 1997). Um exemplo de *feedback* positivo pode ser visto no trabalho de Blanco-Canqui e Jasa (2019), em que foi observado um aumento no diâmetro médio de agregados estáveis em água em 34%, ao mesmo tempo em que também se observou um aumento de 11% na matéria orgânica nas profundidades superiores a 7,5 cm.

O resultado da oferta de material vegetal, popularmente chamado de palhada, e sua posterior transformação por meio de processos químicos, físicos e biológicos, é o acúmulo de matéria orgânica tanto na superfície quanto nos horizontes subsuperficiais do solo (BUURMAN; JONGMANS, 2005; LEHMANN; KLEBER, 2015). Não são recentes os esforços para quantificar o papel da matéria orgânica nas melhorias das condições físico-químicas do solo. Poucos cientistas do solo não trataram deste tema, dada a sua importância. Um dos trabalhos pioneiros que exitosamente comprovou a importância da MO na geração de cargas no solo foi o de Oades et al. (1989), que posteriormente foi seguido por Raji (1969). Este último conseguiu determinar a contribuição da matéria orgânica na CTC de vários solos do estado de São Paulo, e demonstrar que em função da MO havia uma variação de 56 a 82% na CTC, ou seja, grande parte da capacidade de reter cátions desses solos, portanto, a fertilidade de modo geral era devido à MO. Estes resultados seriam mais tarde confirmados por (CIOTTA et al., 2003), que perceberam um aumento de 15,2 mmol_c dm⁻³ na CTC efetiva e 20,7 mmol_c dm⁻³ na CTC a pH 7,0 em um solo com vinte e um anos em SSD.

Embora provas mais do que suficientes tenham sido dadas na literatura a respeito da importância da MO para fertilidade do solo e diversos outros processos, tem-se buscado associar seus benefícios também à qualidade física do solo. Assim, o conceito de “fertilidade física” do solo descrito por Ayuke et al. (2011), Caliman et al.

(1990), AYUKE et al. (2011) e CALIMAN et al. (1990), traz como agente modelador principal a MO.

Este, porém, é um conceito construído ao longo do tempo, em que os resultados de um trabalho foi-se somando aos conhecimentos acumulados até então. E isto também é sustentado por Six et al. (2004b), que traçam uma linha do tempo com os principais trabalhos sobre o tema. E é a partir de então que se consegue perceber os avanços teóricos – e com aplicações práticas - da correlação direta da matéria orgânica como elemento principal na agregação do solo, que conforme já foi mencionado, é uma característica de grande importância no manejo dos solos agrícolas. Assim, é possível associar a MO a uma variada classe de agregados do solo, conforme defendido por Edwards e Bremner (1967), que seguem uma hierarquia, conforme seus tamanhos (TISDALL; OADES, 1982). De maneira que um macroagregado é produto da junção de microagregados, ou seja, o segundo encontra-se dentro do primeiro e o primeiro tem um nível hierárquico maior que o segundo, seguindo as premissas teóricas de Oades (1984), mas dependendo do solo, isto somente é possível com a contribuição da MO, que tem o papel de cimentar as partículas (OADES; WATERS, 1991).

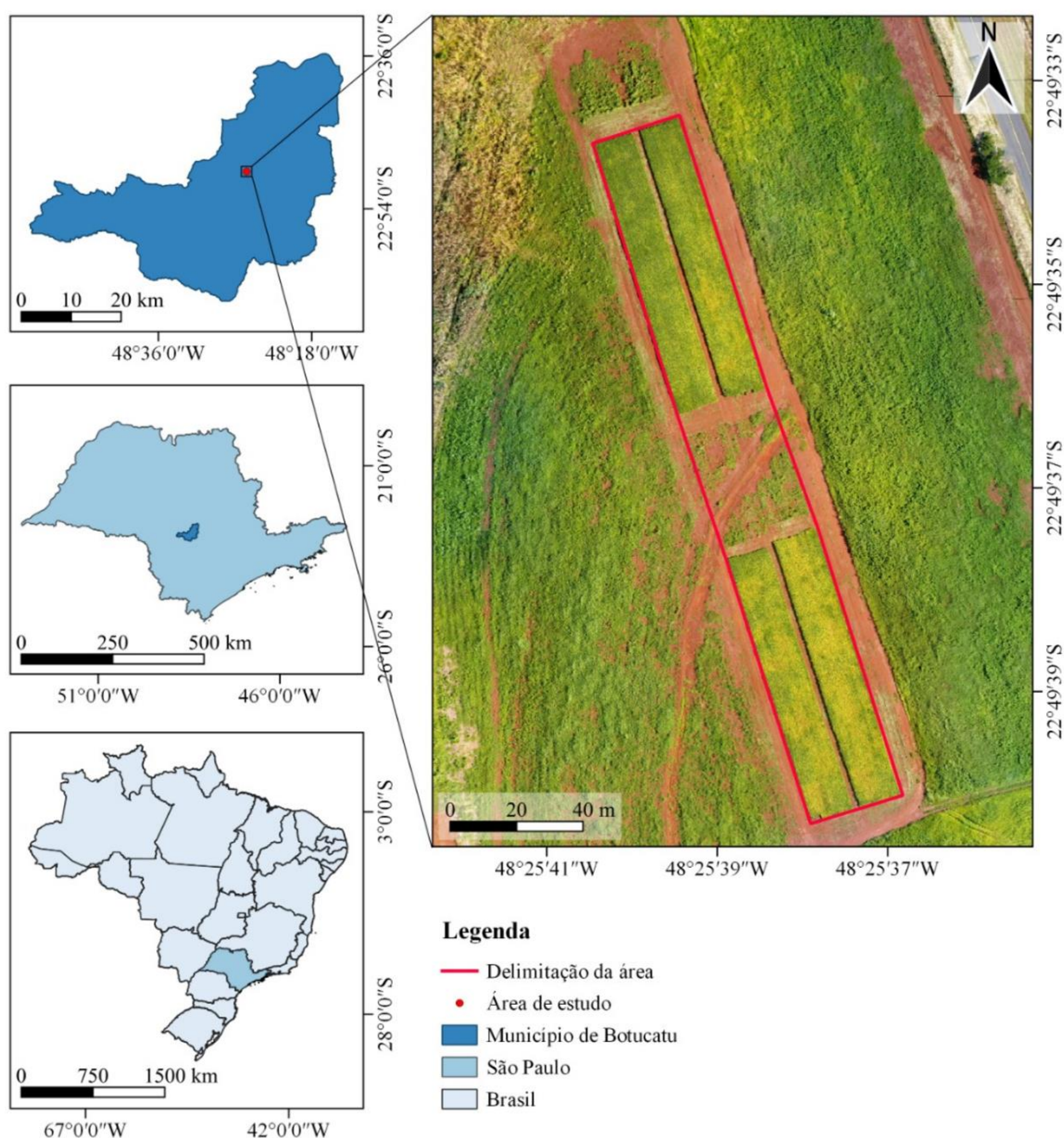
E é somente com base na compreensão de que a função da MO vai muito além de um agente cimentante capaz de estruturar o solo a partir das menores partículas, como os microagregados ($<250\mu$ diam) que se conseguem associar todos os outros benefícios diretos e indiretos, como infiltração e retenção de água no solo, retenção de poluentes, diminuição de amplitudes térmicas, melhoria da microbiota, desenvolvimento de raízes e aumento de produtividade.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e características climáticas da área experimental

O presente trabalho foi conduzido na Quadra 17 da Fazenda Experimental Lageado, pertencente à Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Faculdade de Ciências Agrônômicas, Campus de Botucatu, no estado de São Paulo, com latitude $22^{\circ}49'36''$ S, longitude $48^{\circ}25'40''$ W e altitude de 778 m (Figura 1).

Figura 1 - Mapa de localização do experimento no município de Botucatu - SP, Brasil



Fonte: autor

O clima da região, de acordo com a classificação climática proposta por Koeppen (1948), é do tipo Cwa, com inverno frio e seco e verão quente e úmido (ESCOBEDO et al., 2009). O solo da área experimental encontra-se em um relevo plano, apresenta textura argilosa e devido aos altos teores de óxidos de ferro possui cor vermelha acentuada, sendo classificado como Latossolo Vermelho distroférico (EMBRAPA, 2018).

Na Figura 2 são apresentados os dados de chuva mensal acumulada, da umidade relativa do ar e temperaturas máximas e mínimas mensais nos anos agrícolas 2019/2020 e 2020/2021, registradas pela estação meteorológica localizada na Fazenda Lageado, nas proximidades do experimento.

Figura 2 - Precipitação mensal acumulada, umidade relativa do ar e temperaturas máximas e mínimas mensais nos anos agrícolas 2019/2020 e 2020/2021

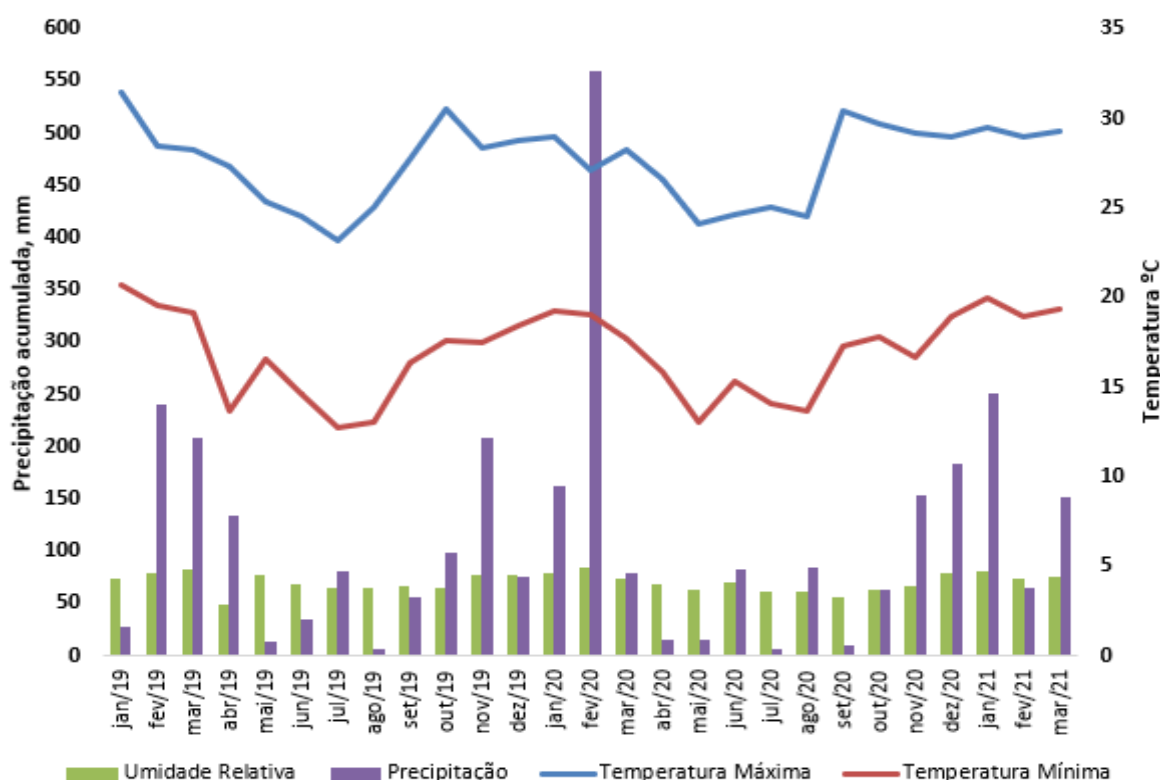
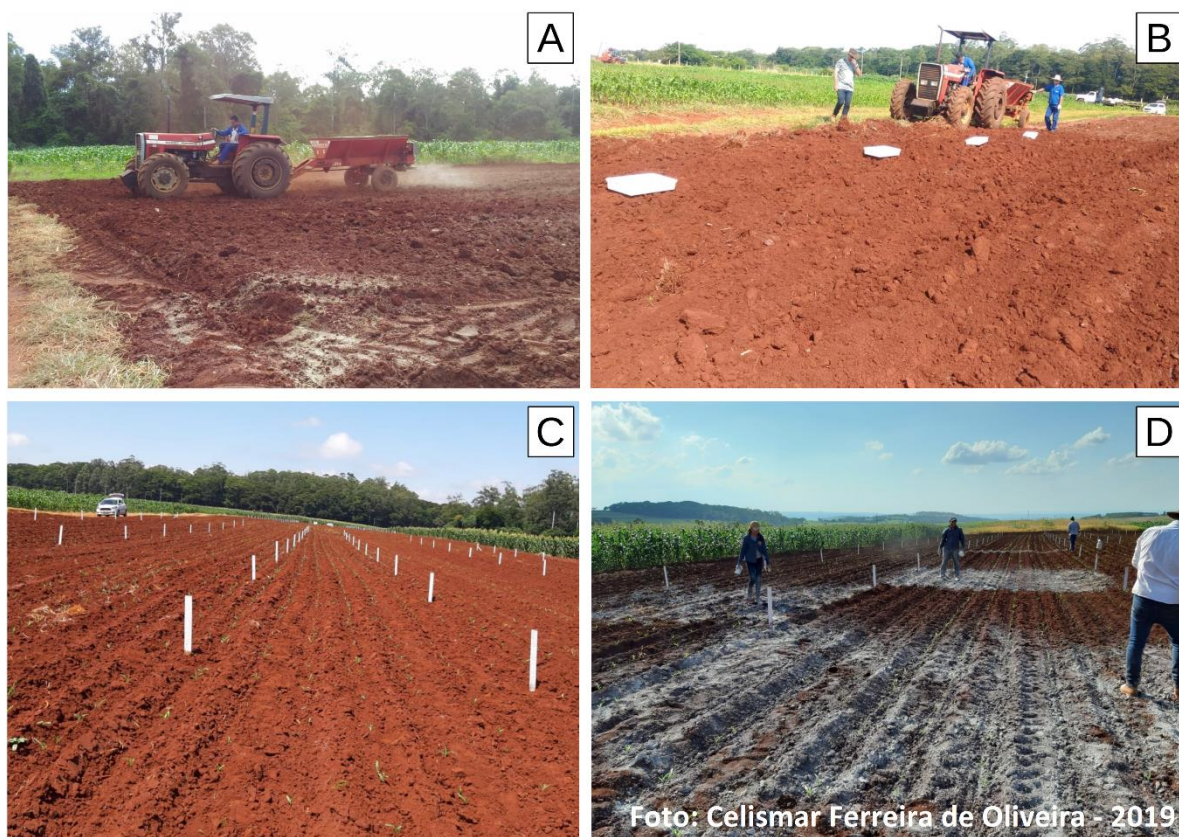


Figura 3 - Preparo da área antes da instalação do experimento. (A) Aplicação de calcário em superfície; (B) Calibração da dose; (C) Divisão do experimento em parcelas e (D) Aplicação manual de remineralizadores



3.3 Desenho experimental

As parcelas foram distribuídas em uma área experimental de 0,5250 ha. Esta área foi posteriormente dividida em duas subáreas (Figura 4); em uma foi aplicado inoculante fonte de microrganismos (Figura 4A e 4C), enquanto que na outra área este procedimento não foi adotado (Figura 4B e 4D).

Figura 4 - Divisão da área experimental: (A) e (B) são áreas com plantio em consórcio; (C) e (D) áreas com plantio solteiro; em (A) e (C) foi aplicado inoculante; (B) e (D) não foi aplicado e (E) é a área de segurança de 50 m



Foto: Kauai Honolulu

Estas duas áreas foram então divididas por um carreador, em que de um lado foi usado sistema em consórcio (Figura 4A e 4B) e do outro o sistema em plantio solteiro (Figura 4C e 4D). Este carreador de três metros de largura dividiu a área experimental em toda a sua extensão longitudinal de 210 m. O experimento foi composto por um total de 48 parcelas, de 5,0 m x 5,4 m de largura. Dentro destas unidades experimentais foram distribuídas 12 linhas de semeadura equidistantes com espaçamento 0,45 m entre si, totalizando uma área de 27,00 m² para cada parcela.

3.4 Tratamentos e delineamento experimental

Neste trabalho foram avaliados doze tratamentos utilizando o delineamento experimental de blocos casualizados (DBC). Os tratamentos foram distribuídos dentro das áreas (Figura 4). Assim, os manejos de adubação com remineralizadores como fontes de liberação lenta e fertilizantes industriais como fontes solúveis mais o tratamento testemunha foram distribuídos nos dois sistemas de produção em plantio direto, que correspondiam ao uso ou não do consórcio com *U. ruziziensis*. Estas áreas ainda foram divididas por uma extensão de 50 m de comprimento (Figura 4E) para que não ocorresse a contaminação das áreas em que não foi usado inoculante com microrganismos. Este produto (o inoculante), segundo as garantias do fabricante, possuía: 1% de nitrogênio; pH 6,0; 15% de carbono orgânico; relação C/N de 18/1; CTC de 30 cmol_c kg⁻¹; 20 de relação CTC/C e umidade (máxima) de 50%. A utilização desta fonte de microrganismos foi realizada a cada novo ciclo por ocasião da semeadura, tanto da cultura do milho quanto da soja. Cada tratamento foi composto por 4 repetições.

As adubações foram realizadas para o fornecimento de P e K. De forma que, tanto as aplicações de fontes solúveis quanto de liberação lenta foram realizadas com base nos resultados da análise de solo da Tabela 1, procurando-se fornecer 200 Kg ha⁻¹ de P₂O₅ na forma de MAP e fosfato natural, que fornecem 48 e 28% do nutriente, e 100 Kg ha⁻¹ K₂O na forma de KCl e fonolito, com 50 e 8 % de potássio, respectivamente, conforme recomendações do Boletim técnico de recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo (RAIJ et al., 1996). A cada ciclo de cultura, as adubações, tanto com fontes solúveis como com remineralizadores foram realizadas de acordo com a extração e exportação realizada por cada cultura e os resultados das análises de solo.

Tabela 2 - Descrição do experimento de acordo com o tratamento, cultura, sistema de manejo, uso de inoculante e a fonte de nutrientes

Tratamento	Cultura	Sistema	Inoculante	Fonte de P e/ou K
TS	Milho ⁽¹⁾ /Soja ⁽²⁾	Solteiro	-	Nenhuma
FS	Milho/Soja	Solteiro	-	MAP + KCl
RS	Milho/Soja	Solteiro	-	Fosfato natural + Fonolito
TSM	Milho/Soja	Solteiro	CBM	Nenhuma
FSM	Milho/Soja	Solteiro	CBM	MAP + KCl
RSM	Milho/Soja	Solteiro	CBM	Fosfato natural + Fonolito
TC	Milho/Soja	Consórcio	-	Nenhuma
FC	Milho/Soja	Consórcio	-	MAP + KCl
RC	Milho/Soja	Consórcio	-	Fosfato natural + Fonolito
TCM	Milho/Soja	Consórcio	CBM	Nenhuma
FCM	Milho/Soja	Consórcio	CBM	MAP + KCl
RCM	Milho/Soja	Consórcio	CBM	Fosfato natural + Fonolito

⁽¹⁾ Cultivado como cultura de inverno (safrinha) consorciado com *U. ruziziensis*; ⁽²⁾ cultivado como cultura de verão; TS: tratamento testemunha em plantio solteiro; FS: Tratamento com fertilizantes em plantio solteiro; RS: tratamento com remineralizadores em plantio solteiro; TSM: tratamento testemunha em plantio solteiro + microrganismos; FSM: tratamento com fertilizantes em plantio solteiro + microrganismos; RSM: tratamento com remineralizadores em plantio solteiro + microrganismos; TC: tratamento testemunha em plantio consorciado; FC: tratamento com fertilizantes em plantio consorciado; RC: tratamento com remineralizadores em consórcio; TCM: tratamento testemunha em consórcio + microrganismos; FCM: tratamento com fertilizantes em consórcio + microrganismos; RCM: tratamento com remineralizadores em consórcio + microrganismos; CBM: composto à base de microrganismos (inoculante).

Assim, os tratamentos foram compostos por dois sistemas de cultivo: 1) Milho em consórcio com *U. ruziziensis* sucedidos por soja, com e sem o uso do composto à base de microrganismos (inoculante) e 2) Milho sucedido por soja em cultivo solteiro com e sem o uso de inoculantes. Na cultura da soja foi feito o uso a cada nova semeadura em todos os tratamentos de bactérias do gênero *Bradyrhizobium*, visando o aumento da nodulação e do rendimento da cultura.

3.5 Avaliações

3.5.1 Produtividade e componentes de produção de milho

A semeadura do milho foi realizada no primeiro ano no dia vinte de março de 2019 e no segundo em 18 de março de 2020. Foi utilizado o híbrido Pioneer P3707VYH (Lote: 05P3771016) – Leptra, com população de cinquenta e oito mil plantas por hectare; o espaçamento foi de 0,45 m entrelinhas. O tratamento químico de sementes industrial foi realizado com: Dermacor (Clorantraniliprole) – 48 ml/60.000 sementes e Poncho (Clotianidina) – 70 ml/60.000 sementes.

No sistema de consórcio foi utilizada a espécie *Urochloa ruziziensis* com densidade de 5 kg ha⁻¹ e distribuição na linha de semeadura do milho.

Por ocasião da colheita do milho, foram determinados os componentes de produtividade tomando-se 10 plantas representativas da área útil de cada parcela. A produtividade média foi determinada pelo: (i) peso médio de grãos de cada espiga em gramas (g)(PG) (ii) multiplicado pela população final de plantas por ha⁻¹ (Pop).

3.5.2 Produtividade e componentes de produção de soja

A semeadura da cultura da soja foi realizada nos dias 7 e 13 de novembro de 2019 e 2020, respectivamente. Foi utilizada a cultivar TMG 7062 IPRO. Semeou-se 10 sementes por metro linear em espaçamento entrelinhas de 0,45 m. O tratamento padrão das sementes foi realizado para todos os tratamentos utilizando inseticida (Singular 1 ml/kg semente), fungicida (Proteat 2 ml/kg semente), inoculante (Nitragin 6,7 ml/kg e AzBiomais 2,2 ml/kg semente), fertilizante (CoMol 1,7 ml/kg semente) e estimulante (Estimulate 5 ml/kg semente).

Após atingir a maturidade fisiológica, a produtividade e os componentes de produção da cultura da soja avaliados foram: (i) número final de plantas por área; (ii) número de vagens por planta e (iii) número de grãos por vagem. A determinação da produtividade foi realizada por meio da colheita das plantas da área útil de cada parcela.

3.5.3 Física do Solo

As coletas e análises para avaliação dos atributos físicos do solo foram realizadas entre dezembro de 2020 e março de 2021, respectivamente, após dois ciclos de cada cultura e dois anos agrícolas.

Para determinação de atributos como: densidade do solo (D_s), porosidade total (P_t), macroporosidade (Map), microporosidade (Mip) e capacidade de campo (CC), foram coletadas amostras indeformadas de solo em trincheiras abertas em cada parcela. Essas trincheiras possuíam 40 cm de largura por 90 cm de profundidade e 90 cm de comprimento (Figura 6). Após a abertura e limpeza das trincheiras, foram utilizados anéis volumétricos com 5,0 cm de altura com 4,8 cm de diâmetro interno. Para evitar a compactação do solo, na parte externa de cada anel foi passado vaselina, assim, um menor atrito entre a superfície dos anéis e o solo permitiu melhor penetração no solo. Com o auxílio de um suporte (também chamado de castelinho) e uma marreta de aproximadamente 1,5 kg foi realizada a extração da massa de solo no centro (zona intermediária) das camadas de 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade.

Após a retirada dos anéis preenchidos com solo das trincheiras, com o auxílio de estilete procedeu-se a limpeza do excesso de solo das bordas, e para manter o material em condições semelhantes ao campo e evitar possíveis danos, foram usadas tampas plásticas de frasco do tipo coletor universal; e para evitar a perda de água e solo do interior dos anéis, foi usado filme PVC transparente para embalar as amostras. Em seguida, o material foi acomodado em caixas plásticas que continham em seu interior espumas, isto evitou danos às amostras durante o transporte e armazenamento.

Figura 6 - Coleta das amostras de solo. (A) Limpeza da trincheira após escavação; (B) inserção dos anéis volumétricos; (C) retirada dos anéis com o auxílio de espátula metálica e (D) anel volumétrico preenchido com solo



3.5.4 Densidade (Ds), porosidade total (Pt), macroporosidade (Map), microporosidade (Mip) e capacidade de campo (CC)

As determinações de atributos como: Ds, Pt, Map, Mip e CC, foram realizadas conforme descrito no Manual de métodos de análise de solo (TEIXEIRA et al., 2017). Para isso, após a limpeza das amostras em laboratório (Figura 7A), em cada anel volumétrico devidamente identificado foi colocado, na borda inferior de cada anel, um tecido de organza (também chamado de saia). O uso deste tecido teve por objetivo evitar a perda de solo, manter a integridade da amostra e permitir um fluxo de água para saturação do solo por capilaridade. E para fixar o tecido aos anéis, foram usados atilho de látex com uma volta dupla em torno de cada anel.

Em seguida, os anéis foram colocados em uma bandeja plástica com uma lâmina d'água de aproximadamente 3,34 cm de altura, o que equivale a 2/3 da altura dos

anéis (Figura 7B), conforme recomendações de Teixeira et al. (2017). Foram consideradas saturadas (Ss) as amostras que após um intervalo superior a 48 horas apresentavam um brilho característico da água na superfície da amostra.

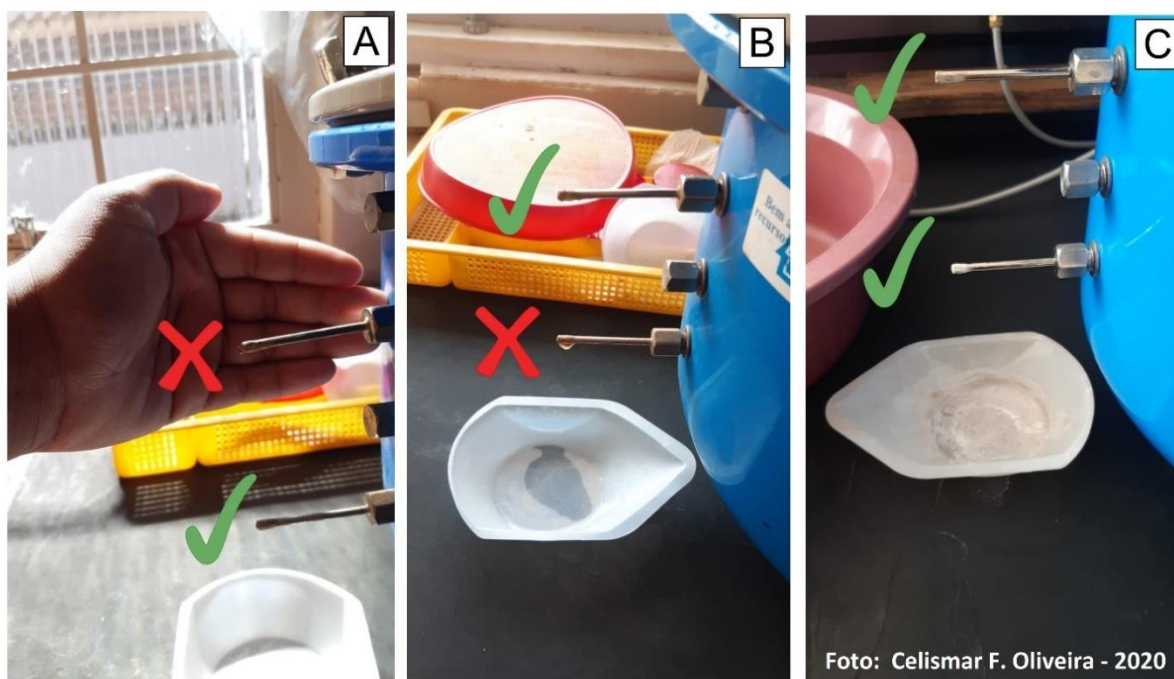
Figura 7 - Processamento das amostras para determinação de Pt, Map, Mip e CC. (A) Anéis volumétricos com tecido de organza; (B) amostras em bandeja plástica contendo água; (C) distribuição dos anéis na câmara de Richard; (D) regulação da pressão de extração da água das amostras



As amostras foram colocadas por alguns segundos sobre papel toalha pra retirar o excesso de água e em seguida foram pesadas em balança analítica com precisão de três casas decimais, para ser estimado o conteúdo de água na saturação com o potencial de 0 kPa. Após a finalização do processo de pesagem, as amostras foram levadas para as câmaras de Richards para a extração da água (Figura 7C). Para isso, as amostras foram acomodadas em uma placa porosa de cerâmica de 1 bar no interior das câmaras que eram conectadas à um compressor da marca Kaeser com capacidade para 20 bar (Figura 7D). Inicialmente as amostras foram submetidas à uma tensão de 6 kPa, até que se atingisse o ponto de equilíbrio.

Foi considerado que todas as amostras atingiram o ponto de equilíbrio quando em um intervalo de dois dias já não era mais expelido qualquer conteúdo de água, ou seja, já não havia mais a saída de água pelos drenos (Figura 8). Após a constatação desse ponto de equilíbrio, as amostras foram pesadas em balança analítica com precisão de três casas decimais para se determinar a massa de solo com macroporos livres de água.

Figura 8 - Verificação do ponto de equilíbrio das amostras. (A) há saída de água na placa superior; (B) há saída de água na placa inferior e (C) amostras de ambas as placas estão em equilíbrio. Não há mais saída de água



Para determinação da capacidade de campo (CC), após o processo de pesagem, as amostras foram colocadas novamente nas câmaras de Richards e submetidas à uma pressão de 33 kPa. Após atingir o equilíbrio e passar pelo processo de pesagem, anteriormente descrito, as amostras permaneceram por um período de quarenta e oito horas em uma estufa de circulação forçada de ar a uma temperatura de 105°C. Após este período, todas as amostras foram pesadas, obtendo-se assim a massa seca de cada amostra. Para determinação de D_s , P_t , M_{ap} , M_{ip} e CC, a massa de água nos respectivos potenciais foi obtida subtraindo-se da massa seca a 105 °C o conjunto (anel volumétrico + tela de organza + elástico), desta maneira estes aparatos não entraram nas equações. Lançando mão dos dados de massa seca (MS) e o volume (v) dos anéis (90,4779 cm³) determinou-se a densidade aparente conforme a Equação 1:

$$D_s = \frac{MS}{V} \quad (1)$$

Em que:

D_s = densidade aparente do solo (g cm⁻³);

M_s = massa do solo seco a 105 °C (g);

V = volume do cilindro (cm³).

A P_t foi calculada pela diferença entre a massa da amostra saturada (S_s) em potencial de 0 kPa, e a massa de solo seco a 105 °C, conforme Equação 2:

$$P_t = \frac{S_s - MS}{v} \quad (2)$$

Em que:

P_t = porosidade total ($m^3 m^{-3}$);

S_s = massa da amostra de solo saturada (kg);

MS = massa do solo seco a 105 °C (kg);

v = volume total da amostra (m^3).

A M_{ip} foi calculada pela diferença entre a massa do solo após a pressão de 6 kPa ($S_{6,0}$) e a massa seca (MS), conforme equação 3:

$$M_{ip} = \frac{S_{6,0} - MS}{v} \quad (3)$$

Em que:

M_{ip} = microporosidade ($m^3 m^{-3}$);

$S_{6,0}$ = massa do solo após equilíbrio na pressão de 6 kPa (g);

MS = massa seca do solo seco a 105 °C (g);

v = volume total da amostra (cm^3).

E por diferença entre a P_t e a M_{ip} foi calculada a M_{ap} , conforme Equação 4:

$$M_{ap} = P_t - M_{ip} \quad (4)$$

Em que:

M_{ap} = macroporosidade ($m^3 m^{-3}$);

P_t = porosidade total ($m^3 m^{-3}$);

M_{ip} = microporosidade ($m^3 m^{-3}$).

Já a capacidade de campo (CC) foi calculada pela diferença entre a massa de solo após a pressão de 33 kPa (S_{33}) e a Massa seca (MS), conforme equação 5:

$$CC = \frac{S_{33} - MS}{v} \quad (5)$$

Em que:

CC = capacidade de campo ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$);

S_{33} = massa do solo após equilíbrio na pressão de 33 kPa (g);

MS = massa seca do solo seco a 105 °C (g).

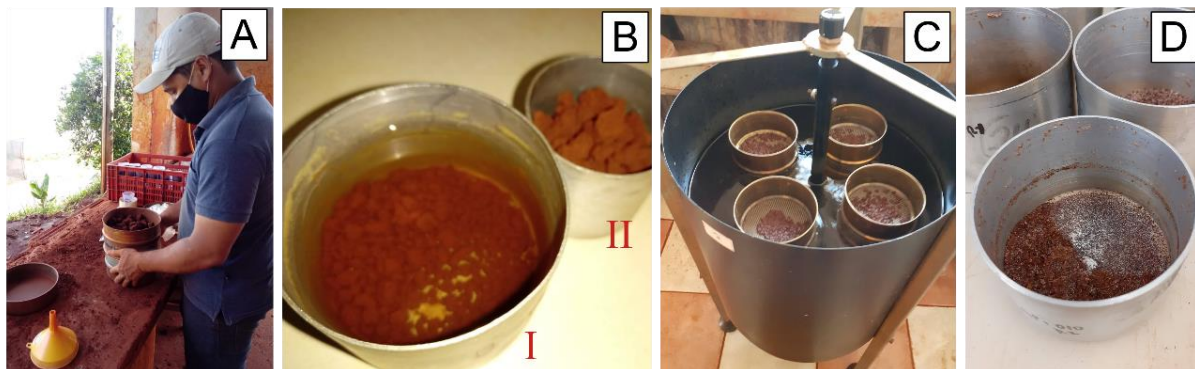
v = volume total da amostra (cm^3).

3.5.5 Estabilidade de agregados

Para as análises de agregados, monolitos com dimensões de 10 x 10 x 10 cm foram coletados nas mesmas profundidades que aquelas usadas pra coleta de anéis volumétricos. O solo destes monolitos foi utilizado também para todas as outras análises físico-químicas que serão descritas nos tópicos seguintes deste trabalho. Em resumo, o solo retido na peneira de 4,0 mm foi utilizado para análise de agregados, já aquele que passou através da peneira de 2,0 mm foi utilizado na análise de fracionamento da matéria orgânica.

Monólitos foram coletados em cada uma das parcelas nas camadas já mencionadas para determinação da porcentagem de agregados maiores que 2 mm ($\text{Agg} > 2\text{mm}$), diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG) e o índice de estabilidade de agregados (IEA). A avaliação da estabilidade de agregados foi realizada conforme descrito em Teixeira et al. (2017). Nesta metodologia, há uma combinação de métodos que se baseiam tanto nas metodologias originalmente desenvolvidas por Yoder (1936) e posteriormente alterado por Grohmann (1960), também conhecido como método padrão, quanto aqueles mais tarde descritos por Kemper e Chepil (1965), com mudanças realizadas por Carpenedo e Mielniczuk (1990), que mais recentemente foi adaptada à solos tropicais por Da Silva e Mielniczuk (1997). Após o solo ter sido seco a sombra e peneirado em um conjunto de peneiras de 8 e 4 mm, aqueles agregados que passaram pela peneira de 8 mm e ficaram retidos na peneira de 4 mm foram avaliados via úmida com o auxílio de uma máquina de oscilação vertical (YODER, 1936) (Figura 8).

Figura 9 - Processamento de amostras para análise de agregados. (A) peneiramento das amostras de solo; (B) amostra de solo processada via úmida; (C) processamento das amostras em oscilação vertical e (D) amostras processadas via úmida distribuídas em recipientes de alumínio de acordo com a malha da peneira



Fotos: Maria Mariana Ferreira Célio - 2021

Para a avaliação de estabilidade de agregados, de cada amostra de solo foram obtidas duas subamostras de 20 gramas, que foram pesadas em uma balança analítica com três casas de precisão. A primeira subamostra foi usada para determinar o teor de água do solo e posterior correção do real valor da massa de agregados, enquanto que a segunda subamostra destinou-se para o tamisamento (Figura 9B).

O processo de tamisamento, por sua vez, consistiu em umedecimento das amostras com água com o uso de um borrifador. Após um período de dez minutos as amostras foram depositadas uniformemente na primeira peneira (malha de 2 mm) de um conjunto peneiras com malhas de 2,0, 1,0, 0,5, 0,25 e 0,105 mm (Figura 9C), que compõe o equipamento de Yoder. Impulsionado por um motor que fica na sua parte inferior, os quatro conjuntos de peneiras que se encontram imerso em água passam a movimentar-se verticalmente de maneira que ocorra uma oscilação no sentido vertical de 3,5 cm. Este movimento vertical, a uma velocidade de trinta ciclos por minuto, resulta em quatrocentos e cinquenta ciclos em um período de quinze minutos, o suficiente para forçar a passagem das partículas que eventualmente se desagreguem na peneira superior e por gravidade caíam para as inferiores, uma vez que a densidade do solo (em geral) é maior que a da água. Logo, partículas e agregados maiores são retidos nas peneiras superiores, enquanto que aquelas de menor diâmetro tendem a depositar-se na parte inferior do conjunto de peneiras. Já aquelas menores que 0,105 mm são retiradas do sistema de peneiras, uma vez que estas depositam-se no fundo da máquina.

Ao final do período de tamisamento e com a deposição dos agregados nas malhas de seus respectivos diâmetros, os quatro conjuntos de peneiras foram cuidadosamente removidos da água e o material contido em cada uma das peneiras foi retirado com o auxílio de uma pisseta e colocado em latas de alumínio devidamente taradas e identificadas (Figura 9D). Estas amostras foram levadas para uma estufa de circulação forçada de ar a uma temperatura de 105 °C por 72 horas. Após este período, que é suficiente para o alcance do peso constante, tanto as amostras que foram usadas para determinação da umidade quanto aquelas que passaram pelo processo de tamisamento foram pesadas em balança analítica com precisão de três casas decimais. Após a obtenção do peso seco de cada amostra foi feita a correção do valor real da massa seca do solo por meio do teor de água nas amostras. Dessa maneira procedeu-se o cálculo do DMP (diâmetro médio ponderado), DMG (diâmetro médio geométrico), índice de estabilidade dos agregados (IEA) além da porcentagem de agregados retidos na peneira de 2 mm, conforme as equações 6, 7 e 8, respectivamente:

$$\text{DMP} = \sum_{i=1}^n (x_i \cdot w_i) \quad (6)$$

Em que:

DMP = diâmetro médio ponderado (mm);

x_i = diâmetro médio de cada classe de agregados (mm);

w_i = proporção de cada classe em relação ao total (%).

$$\text{DMG} = \frac{\exp \sum_{i=1}^n w_i \cdot \log x_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \quad (7)$$

Em que:

DMG = diâmetro médio geométrico (mm);

w_p = massa dos agregados de cada uma das classes (g)

$$\text{IEA} = \frac{(w_s - w_p < 25)}{w_s} * 100 \quad (8)$$

Em que:

IEA = índice de estabilidade de agregados;

ws = massa da amostra seca de solo (g);

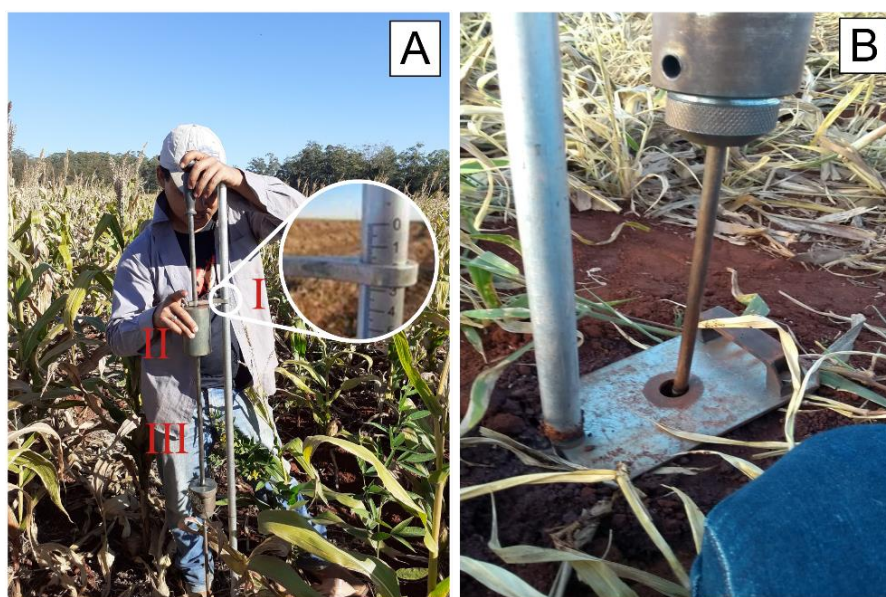
wp<0,25 = massa de agregados menores que 0,25 mm (g).

3.5.6 Resistência do solo à penetração

A avaliação da resistência do solo à penetração de raízes foi realizada utilizando o penetrômetro do tipo dinâmico (de impacto) do modelo Stolf (Figura 10). Este aparelho mede a resistência à penetração do solo por meio de impactos que fazem com que a haste com ponta em forma de cone metálico penetre no solo.

O cone tem um ângulo de 30°, enquanto o diâmetro da haste penetrante é de 9,5 mm. A força é impressa na haste através de um peso de 4 kg (Figura 10A, detalhe II), que em queda livre ao longo de 400 mm (Figura 10A, detalhe III), faz com que a ponta do cone penetre no solo, de maneira que a variação de energia potencial que ocorre ao longo dos 400 mm devido à queda do embolo é em grande parte convertida em trabalho e consequentemente em penetração (STOLF; FERNANDES; FURLANI NETO, 1983).

Figura 10 - Uso do penetrômetro para medir a RP do solo. A(i): régua de medição de penetração da haste no solo; A(ii): peso de 4kg; A(iii): queda livre ao longo de 400mm do peso; B: haste penetrante no solo



Fotos: Maria Mariana Ferreira Célio - 2020

A detecção de zonas compactadas torna-se possível com este tipo de equipamento, justamente devido ao fato de que a medida em que a ponta do cone

atinge camadas mais adensadas, sua penetração no solo é cada vez menor (HIROSHI et al., 2012). O deslocamento na vertical (y cm) era lido na régua auxiliar do aparelho (Figura 10A, detalhe I) e em seguida efetuava-se o registro; e a cada novo impacto repetia-se o procedimento, até que a haste alcançasse a profundidade de 60 cm. A conversão do deslocamento da haste no solo em resistência à penetração (MPa) foi realizada com o uso de um algoritmo escrito em VBA (STOLF et al., 2014). Mas de maneira prática, o cálculo do algoritmo é feito com base nas fórmulas de Sanders e Brix e modificada por Stolf (1991), que é usada pra calcular o índice de cone conforme a fórmula a seguir que leva em conta a dinâmica newtoniana, conforme Equação 9.

$$RP(MPa) = \frac{[(M + m)g] + \frac{M}{(M + m)} * \frac{Mgh}{x} * 0,101325}{A} \quad (9)$$

Em que:

RP = resistência à penetração do solo (MPa);

M = massa total do equipamento (Kg);

m = massa do êmbolo (Kg);

g = aceleração da gravidade (m/s²);

h = altura da queda do êmbolo (cm);

x = número de impactos;

A = área de projeção da ponteira (mm²).

Os valores das variáveis da equação anterior para o penetrômetro de Stof são os seguintes: M = 4,0 kg; m = 3,2 kg; (M+m) g = 7,2 kg; M/(M + m) = 0,556; h = 40 cm e A = 1,22 cm². De maneira que, aplicando-se esses valores na fórmula acima obtém-se a Equação 10:

$$RP(MPa) = 5,6 + 6,89 * N \quad (10)$$

Em que:

RP: é a resistência do solo à penetração, também chamado de Índice de Cone (MPa);

N = número de impactos/10cm na superfície do solo.

A avaliação de resistência à penetração foi realizada nas linhas dentro da área central de cada parcela. Adotou-se, portanto, um transepto de 1 m entre a extremidade da parcela e a primeira linha, de maneira que dentro de cada parcela foram avaliados quatro pontos com a equidistância de 1 m.

No momento de cada avaliação foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade para que fosse determinada a umidade gravimétrica do solo do momento (Figura 11). As amostras foram acondicionadas em caixas de isopor pra evitar a perda de água do solo e em seguida, já no laboratório, foi determinada a porcentagem de umidade das amostras pelo método gravimétrico conforme Teixeira et al. (2017). As amostras foram pesadas em latas de alumínio previamente taradas e em seguida levada para uma estufa de fluxo de ar forçado a uma temperatura de 105 °C até atingir peso constante. Os cálculos foram realizados conforme a Equação 11:

$$CGA = \left(\frac{a - b}{b} \right) \quad (11)$$

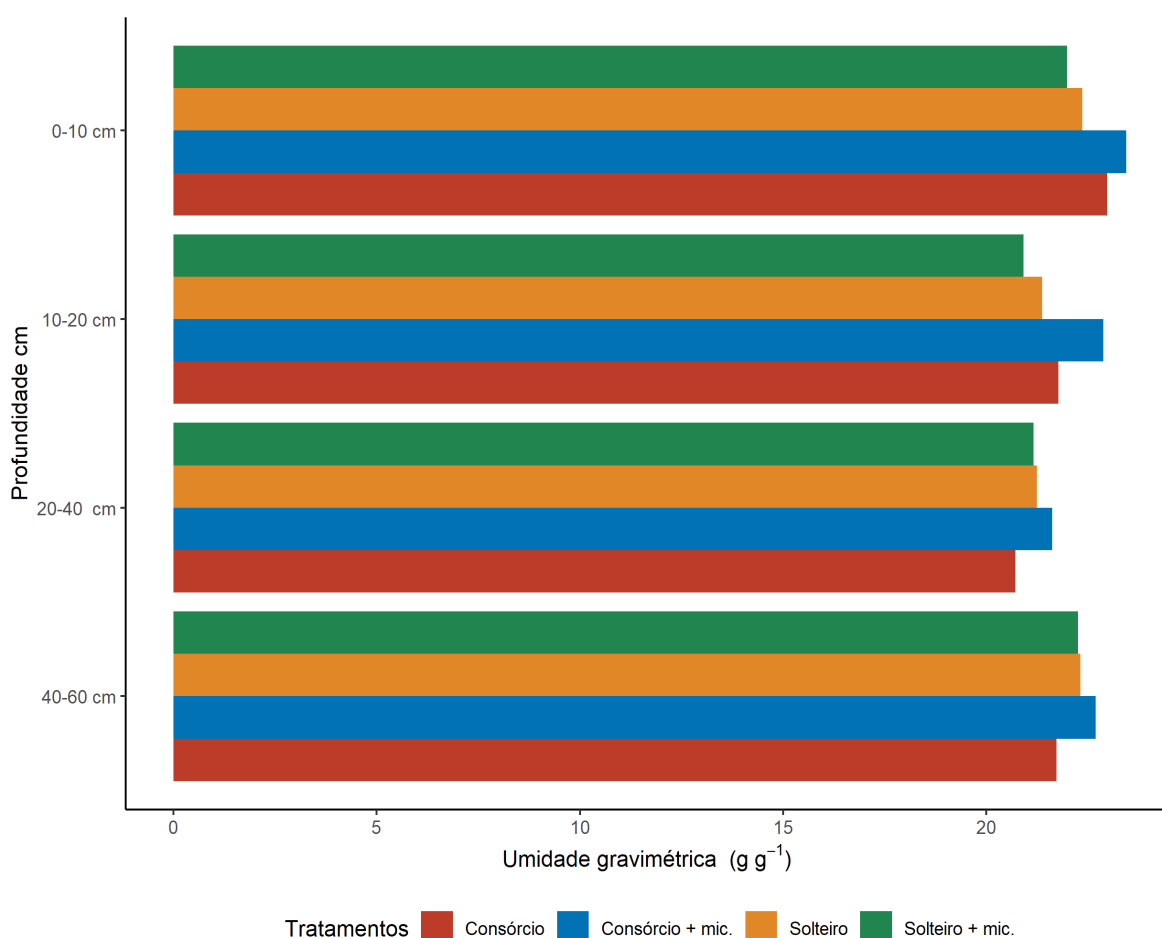
Onde:

CGA = conteúdo gravimétrico de água na amostra (umidade em base gravimétrica) (g g⁻¹);

a = massa da amostra úmida (g);

b = massa constante que a amostra atingiu após secagem em estufa de fluxo de ar forçado a 105 °C (g).

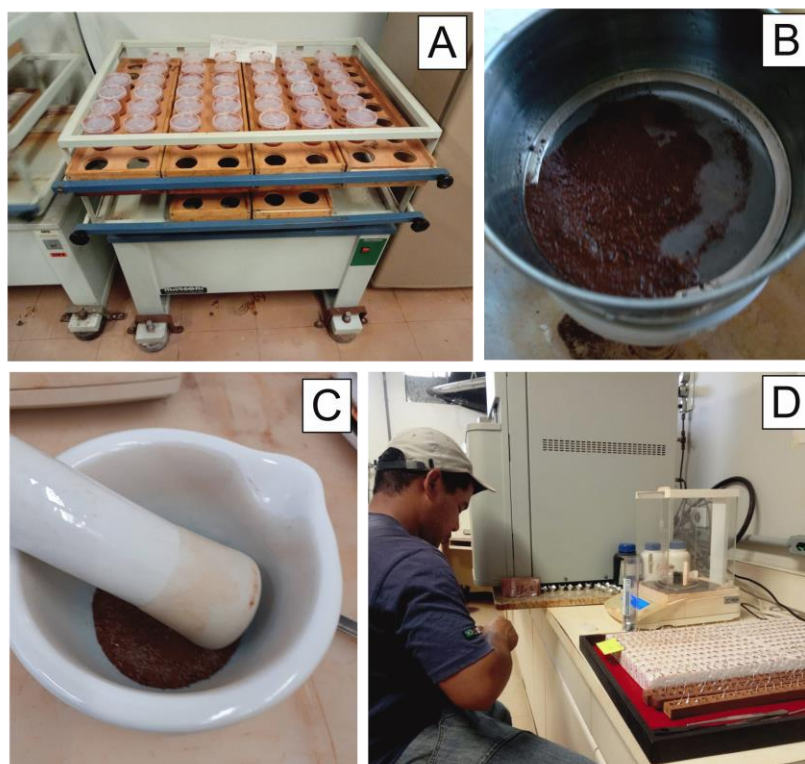
Figura 11- Umidade gravimétrica do solo no momento da realização de RP em cada um dos sistemas de manejo e profundidade



3.5.7 Fracionamento físico da matéria orgânica

O fracionamento físico da MOS foi realizado seguindo a metodologia descrita no Manual de métodos de análise de solo (TEIXEIRA et al., 2017), que é uma adaptação de Elliott e Cambardella (1991) para este tipo de procedimento laboratorial. O solo utilizado para esta análise foi o mesmo oriundo dos monólitos coletados nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade, usados para análise de agregados e que passaram pela peneira de 4 mm (diâmetro < 4 mm). Essa massa de solo que passou pela peneira de 4 mm foi posteriormente peneirada com uma peneira de malha de 2 mm. Em seguida foram pesadas 20 gramas (Ps) dessa terra fina seca ao ar (TFSA) e cada amostra foi devidamente acondicionada em copos de polietileno de 250 mL (Figura 12A). Dentro de cada copo foi adicionada a solução dispersante que consistiu de uma solução de hexametáfosfato de sódio (5 g L^{-1}).

Figura 12 - Processamento das amostras para fracionamento. A: amostras acomodadas na mesa giratória horizontal; B: lavagem do solo em peneira de 0,053 mm; C: moagem do solo em pistilo D: preparação de amostras para quantificação no analisador elementar



Fotos: Maria Mariana Ferreira Célio - 2021

O processo de homogeneização das amostras foi realizado em uma mesa agitadora horizontal com duzentas rotações por minuto por um período de dezesseis horas. Após o período de homogeneização, cada uma das amostras foi peneirada com uma malha de 0,053 mm (Figura 12B), o equivalente a 270 Mesh e lavada com água corrente até que não restasse resíduos de argila.

Em seguida as amostras foram levadas para uma estufa de circulação forçada de ar com temperatura controlada a 40 °C. Após todas as amostras atingirem peso constante, por volta do quarto dia, as amostras foram pesadas em uma balança analítica com precisão de três casas decimais, e pela diferença entre a (massa seca de solo + peso da lata) – (peso da lata), obteve-se assim, a massa seca da fração particulada (MFP). Em seguida, este material foi homogeneizado e moído em um gral de porcelana com o auxílio de um pistilo (Figura 12C). Para determinação do teor de carbono da fração particulada (CFP), 0,02 g foram pesados em uma balança analítica com precisão de quatro casas decimais e em seguida este material foi submetido a

combustão em um analisador elementar automático modelo TruSpec™ CHNS, da marca LECO® (Figura 12D).

Uma amostra de solo que não passou pelo processo de dispersão com hexametáfosfato, ou seja, o solo que veio do campo e não passou por nenhum tratamento químico, também foi moída e submetida ao processo de combustão. Assim, cada amostra de solo possuía duas subamostras, uma da qual foi removido todo conteúdo de argila e silte, e uma outra integral. Após este processo, foi obtido o teor de carbono na fração particulada do solo (CFP), sendo assim, possível calcular o teor de carbono orgânico particulado do solo, conforme a Equação 12:

$$COP = \frac{CFP \cdot MFP}{Ps} \quad (12)$$

Em que:

COP = teor de carbono orgânico particulado do solo, (g de C kg⁻¹ de solo);

CFP = teor de carbono da fração particulada, em g kg⁻¹;

MFP = massa da fração particulada (g)

Ps = massa da amostra inicial do solo (20 g).

A determinação do teor de carbono associado aos minerais (COAM) foi feita através do cálculo da diferença entre o carbono orgânico total (C contido nas amostras de solo que passaram pelo processo químico de dispersão) e o carbono orgânico particulado (C contido no solo que passou pelo processo de dispersão com hexametáfosfato), conforme Equação 13:

$$COAM = COT - COP \quad (13)$$

Em que:

COAM: é o teor de carbono orgânico associado a minerais do solo (g kg⁻¹);

COT: é o teor de carbono orgânico total do solo (g kg⁻¹) e

COP = teor de carbono orgânico particulado do solo (g kg⁻¹).

3.6 Metodologia para análise dos resultados

Os dados obtidos tanto das análises de solo quanto de produtividade foram analisados utilizando-se a linguagem de programação “R” no ambiente RStudio. A análise de variância foi feita após a prévia aplicação dos testes de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$), para avaliar a normalidade, e o teste de Levene ($p < 0,05$), a fim de avaliar a homocedacidade nos conjuntos de dados. Aquele conjunto de dados que eventualmente não atendeu a alguma das pressuposições da ANOVA foi posteriormente transformado por logaritmo (MCDONALD, 2014). Para avaliação do efeito dos tratamentos, os resultados foram submetidos a análise de variância de delineamento em blocos casualizados (DBC) pelo teste F e com nível de significância de 5% de probabilidade ($F, p < 0,05$). E havendo diferenças significativas, as médias foram submetidas a comparação pelo teste de Scott-Knott com 5% de significância.

3.7 Correlação de Pearson

Para a determinação de relação entre a produtividade da cultura da soja e do milho nos dois anos e as propriedades do solo, o coeficiente de correlação de Pearson foi calculado. O coeficiente de correlação é uma ferramenta matemática que serve como uma medida de força da existência ou não de associação linear entre duas variáveis (FIGUEIREDO FILHO; SILVA JÚNIOR, 2009). Assim, se os pares de observações (x_1, y_1) , (x_2, y_2) até (x_n, y_n) são normalmente distribuídos (HAZRA; GOGTAY, 2016), a correlação de Pearson é definida conforme a Equação 17:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (17)$$

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados apresentados a seguir são expostos na forma de gráficos com cada um de seus respectivos desvios-padrão e diferenças estatísticas ($p < 0,05$). Os dados referentes a cada uma das variáveis encontram-se no Apêndice A (Tabelas A1 a A4).

4.1 Propriedades físicas

4.1.1 Porosidade

As propriedades físicas das amostras de solo relacionadas à Pt, Mip, Map, CC, Ds e RP para as diferentes práticas de manejo nas camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade em que foram aplicadas diferentes fontes de nutrientes são apresentados nas Figuras 13 a 18 e dados complementares com valores de coeficiente de variação e resultado dos testes de médias podem ser consultados na Tabela A1 do Apêndice A.

Conforme é mostrado a seguir, não foram observados efeitos significativos nem das fontes de nutrientes, tampouco dos sistemas de manejo em nenhum dos atributos físicos do solo aqui avaliados. Portanto, os resultados serão apresentados adiantes e discutidos com base nas médias dos valores obtidos para os atributos de porosidade total (PT) (Figura 13), macroporosidade (Map) (Figura 14), microporosidade (Mip) (Figura 15), capacidade de campo (CC) (Figura 16), densidade (Ds) (Figura 17), resistência à penetração (RP) (Figura 18).

Figura 13 - Efeito do uso de remineralizadores, plantas de cobertura e microrganismos na porosidade total (Pt) do solo nas camadas: (A) 0-10; (B) 10-20; (C) 20-40 e (D) 40-60 cm de profundidade em função dos sistemas de manejo utilizados

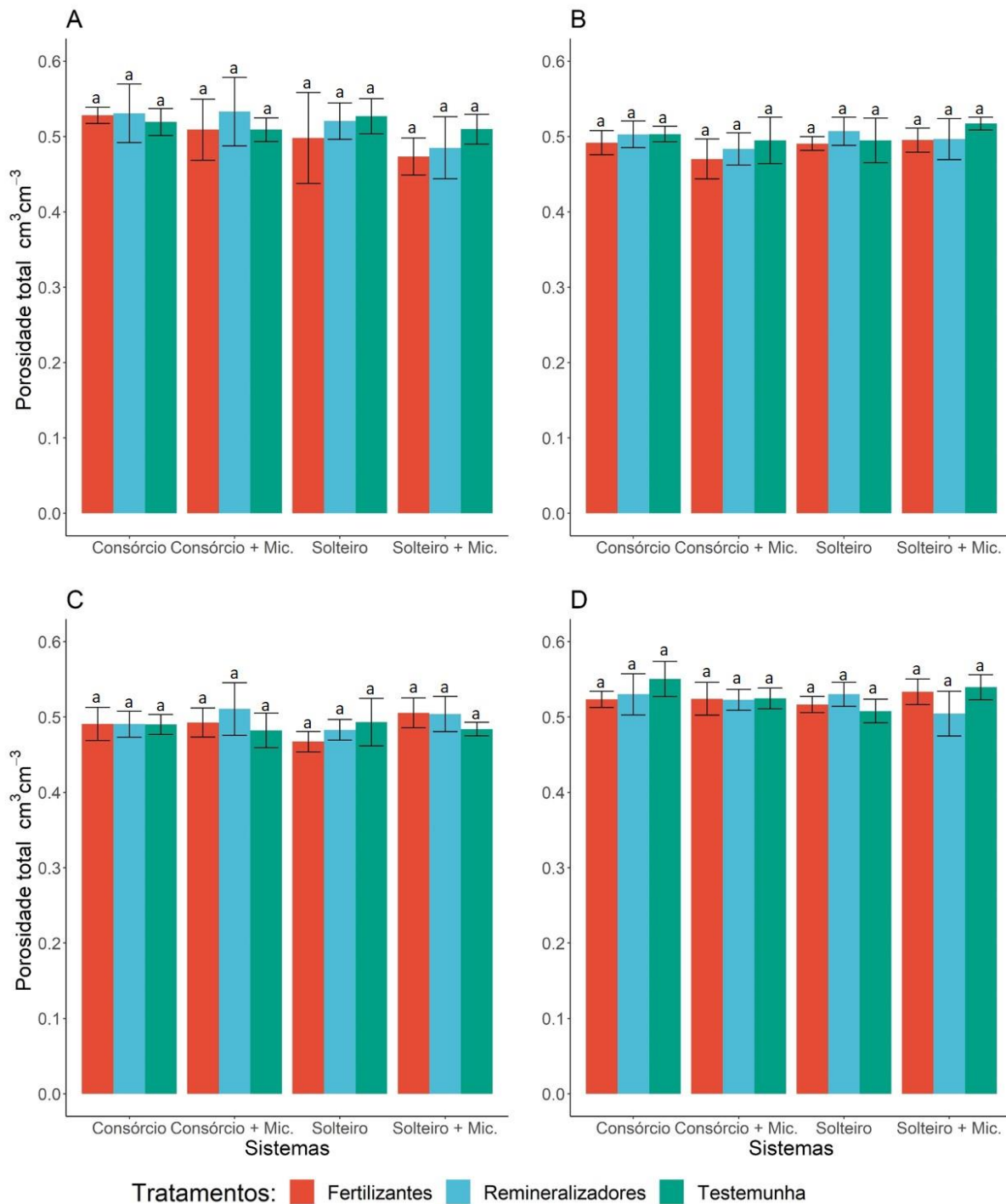


Figura 14 - Efeito do uso de remineralizadores, plantas de cobertura e microrganismos na macroporosidade do solo (Map) nas camadas: (A) 0-10; (B) 10-20; (C) 20-40 e (D) 40-60 cm de profundidade submetido a diferentes manejos

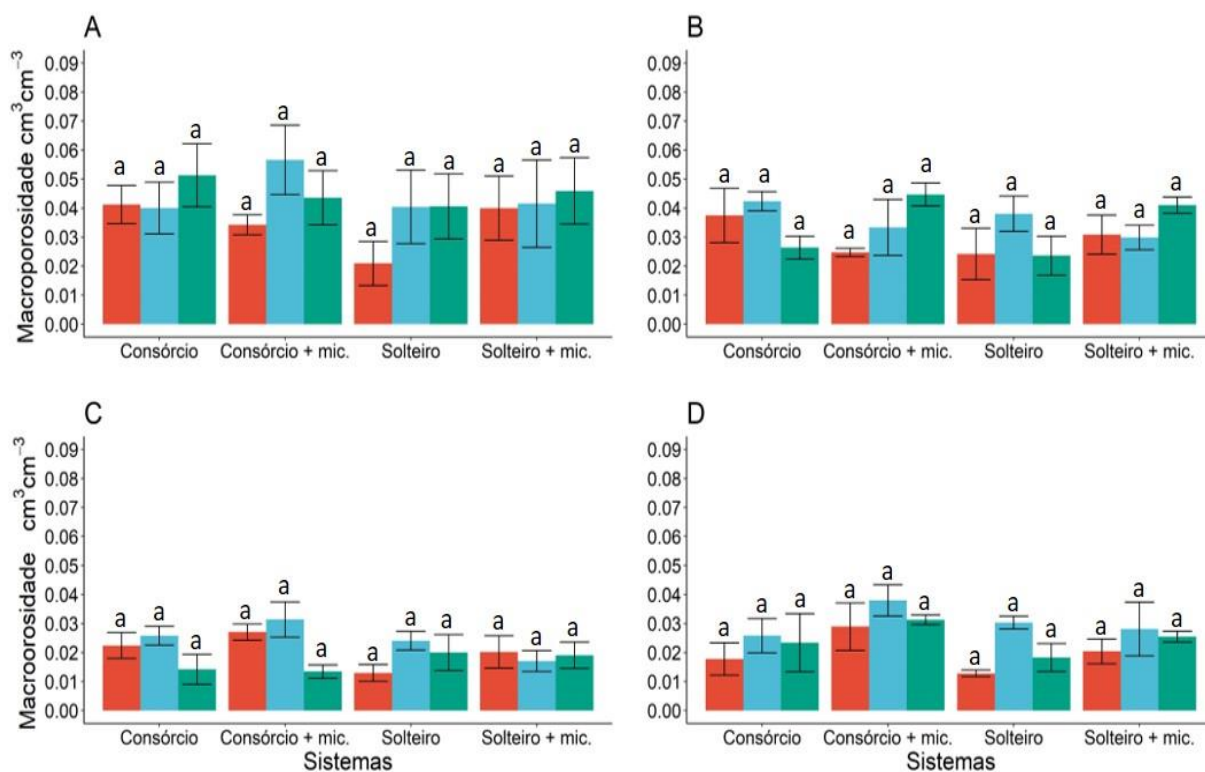


Figura 15 - Efeito do uso de remineralizadores, plantas de cobertura e microrganismos na microporosidade do solo (Mip) nas camadas: (A) 0-10; (B) 10-20; (C) 20-40 e (D) 40-60 cm de profundidade submetido a diferentes manejos

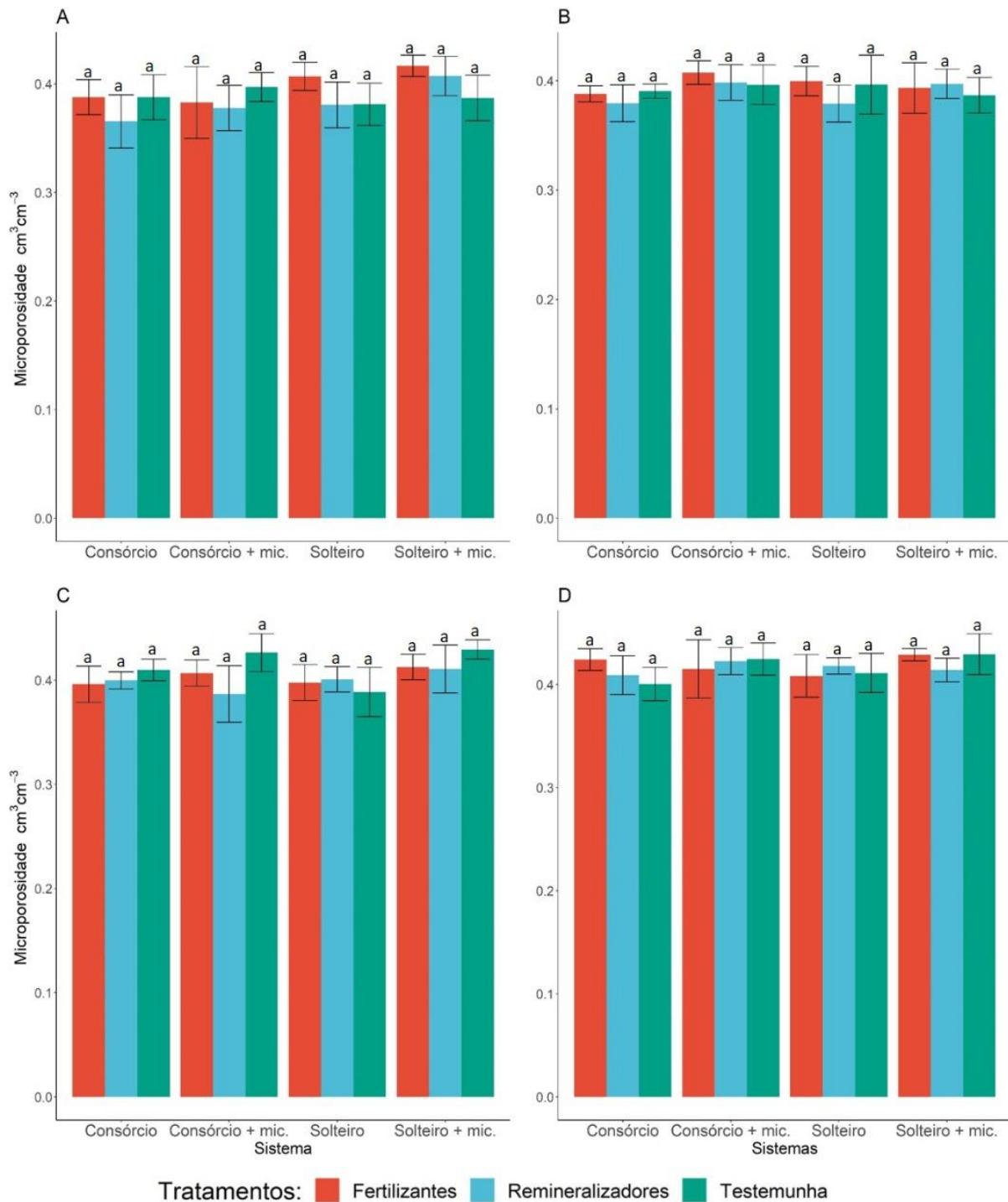
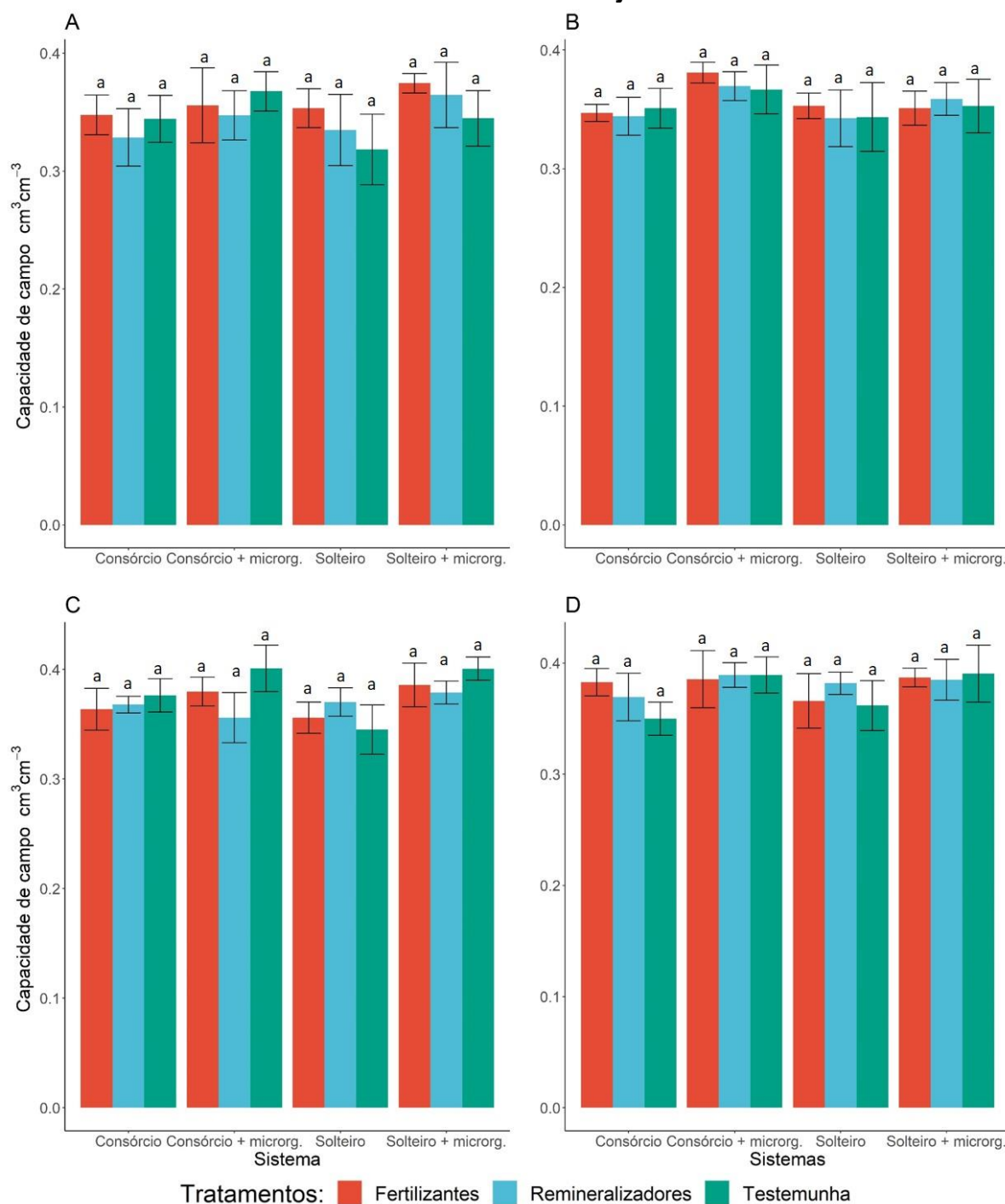


Figura 16 - Efeito do uso de remineralizadores, plantas de cobertura e microrganismos na capacidade de campo do solo (CC) nas camadas: (A) 0-10; (B) 10-20; (C) 20-40 e (D) 40-60 cm de profundidade submetido a diferentes sistemas de manejo



A hipótese inicial de que remineralizadores teriam sua eficiência potencializada com a incorporação de *U. ruziziensis* e o uso de microrganismos não foi corroborada pelos resultados obtidos para as variáveis aqui analisadas. Ainda que o volume de solo explorado pelo milho e por *U. ruziziensis* seja diferente, conforme já foi observado por Galdos et al. (2020b), e que a exploração do ambiente por estas duas espécies

também sejam distintas daquela realizada pela soja, e ainda levando em conta a própria anatomia das raízes, esperava-se que com as variedades dinâmicas dos sistemas radiculares haveriam efeitos distintos nos atributos físicos, conforme aqueles observados por Bortolanza et al. (2021).

Mesmo que estudos venham adotando *U. ruziziensis* e outras plantas do gênero em sistemas de consórcio, por esta planta possuir uma arquitetura de raiz capaz de gerar complexas redes de poros e influenciar de forma direta na estrutura e aeração do solo, Uteau et al. (2013) alertam que quando se trata de avaliação de estrutura física do solo, a duração do experimento pode desempenhar papel primordial. Deste modo, além do uso de plantas com capacidade de fazer a “aração biológica” do solo, deve-se levar em conta o tempo necessário para uma ação eficaz. Os trabalhos de Packer, Hamilton e Koen (1992) já demonstraram exatamente isto. Em um experimento de longa duração, apesar de algumas mudanças nas propriedades físicas do solo terem ocorrido em até três anos, outras, como a porosidade, precisaram de no mínimo cinco anos para que fossem detectadas mudanças consistentes.

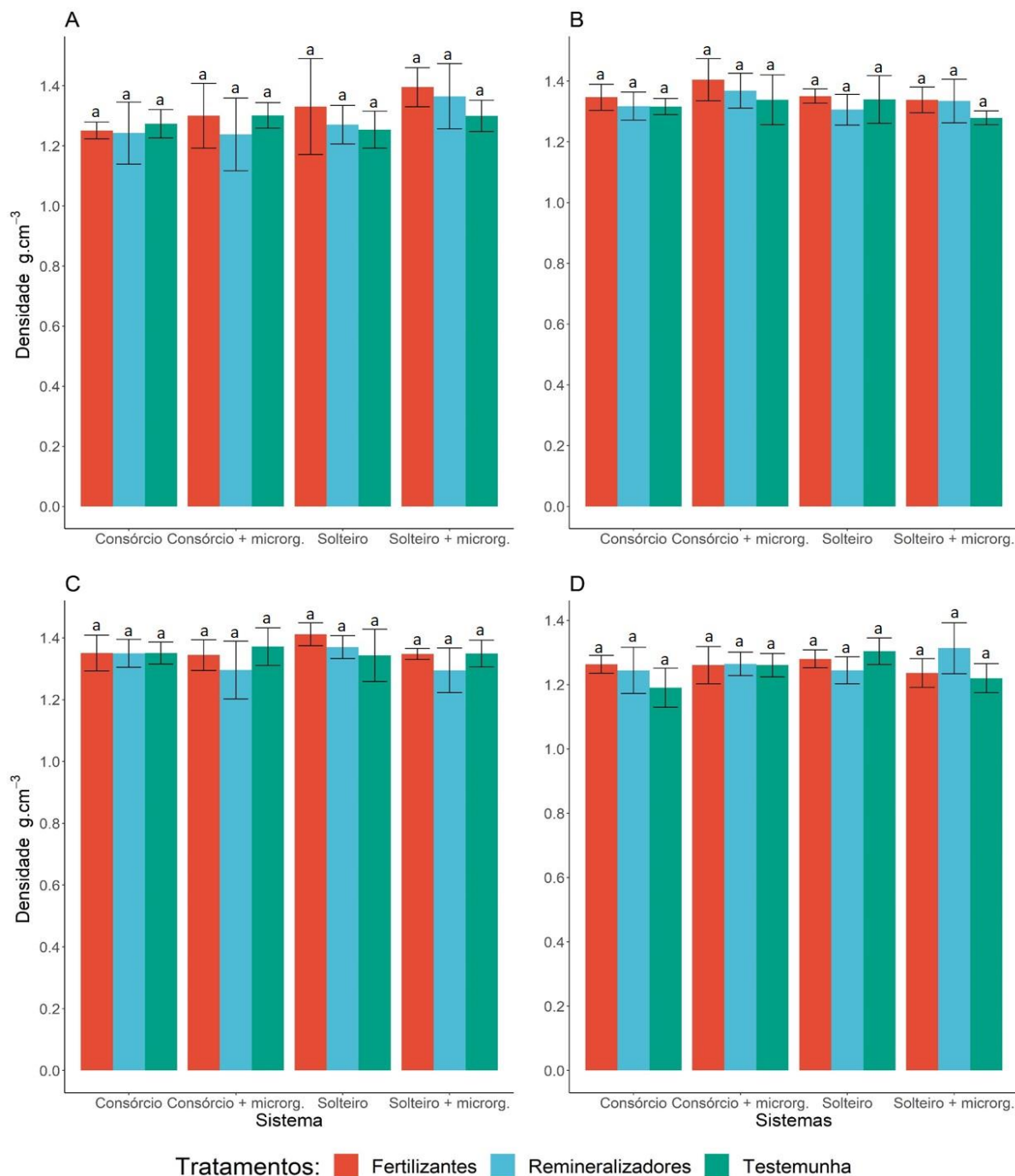
Outro aspecto importante reside no fato da formação da rede de poros do solo depende não apenas (e exclusivamente) das raízes, mas também das propriedades intrínsecas do solo, como a estrutura, por exemplo. Assim, talvez seja necessário um maior tempo para que se possa mensurar a capacidade do sistema radicular desenvolver maiores redes de poros com maior tortuosidade e continuidade (ARTHUR et al., 2012; CURRIE, 1984; EDEN et al., 2011; SCHJØNNING et al., 1999). Os resultados de Uteau et al. (2013) sugerem que o tempo mínimo de três anos se faz necessário para haver mudanças de fato significativas na aeração do solo.

4.1.2 Densidade do solo (Ds)

As camadas intermediárias (10-20 e 20-40 cm) tiveram maiores valores de Ds, ao contrário do que ocorreu de 0-10 e de 40-60 cm de profundidade (Figura 17). Resultados semelhantes também foram encontrados por Stone e Silveira (2001), quando avaliaram melhorias na densidade e porosidade de Latossolo Vermelho sob sistema de rotação de culturas. Estes autores atribuíram as mudanças na camada superficial principalmente a fatores como o tempo decorrido desde os revolvimentos, ao sistema de preparo, e principalmente à adoção do sistema de rotação de culturas. Mudanças ocorrendo em gradiente, primeiro na camada superficial seguida das

camadas mais profundas já foi documentado em sistema de consórcio e/ou rotação com cultura do milho, conforme documentado em Chioderoli et al. (2012) e com a soja (MENDONÇA et al., 2013a). Estes autores observaram não apenas diminuição na densidade aparente, mas também melhorias na qualidade física do solo, principalmente na porosidade total e na macroporosidade, quando este mesmo solo foi submetido ao sistema de consórcio de milho com gramíneas ou quando a soja foi plantada sobre os restos culturais. Dessa forma, ainda que no presente trabalho não tenham sido observadas diferenças com significância estatística ($p < 0,05$) capaz de concluir a eficácia de qualquer dos tratamentos na melhoria na Pt, Mip, Map, CC e Ds, em alguns tratamentos com *U. ruziziensis* houve menores Ds.

Figura 17 - Efeito do uso de remineralizadores, plantas de cobertura e microrganismos na densidade do solo (Ds) nas camadas: (A) 0-10; (B) 10-20; (C) 20-40 e (D) 40-60 cm de profundidade submetido a diferentes sistemas de manejo



Outro fato que merece observação é que apesar de ter havido amostras com valores bem acima da média, o uso de distintos manejos e fontes de nutrientes minerais não foi capaz de alterar consideravelmente a densidade do solo, de maneira que nenhuma diferença significativa foi observada até o momento da avaliação

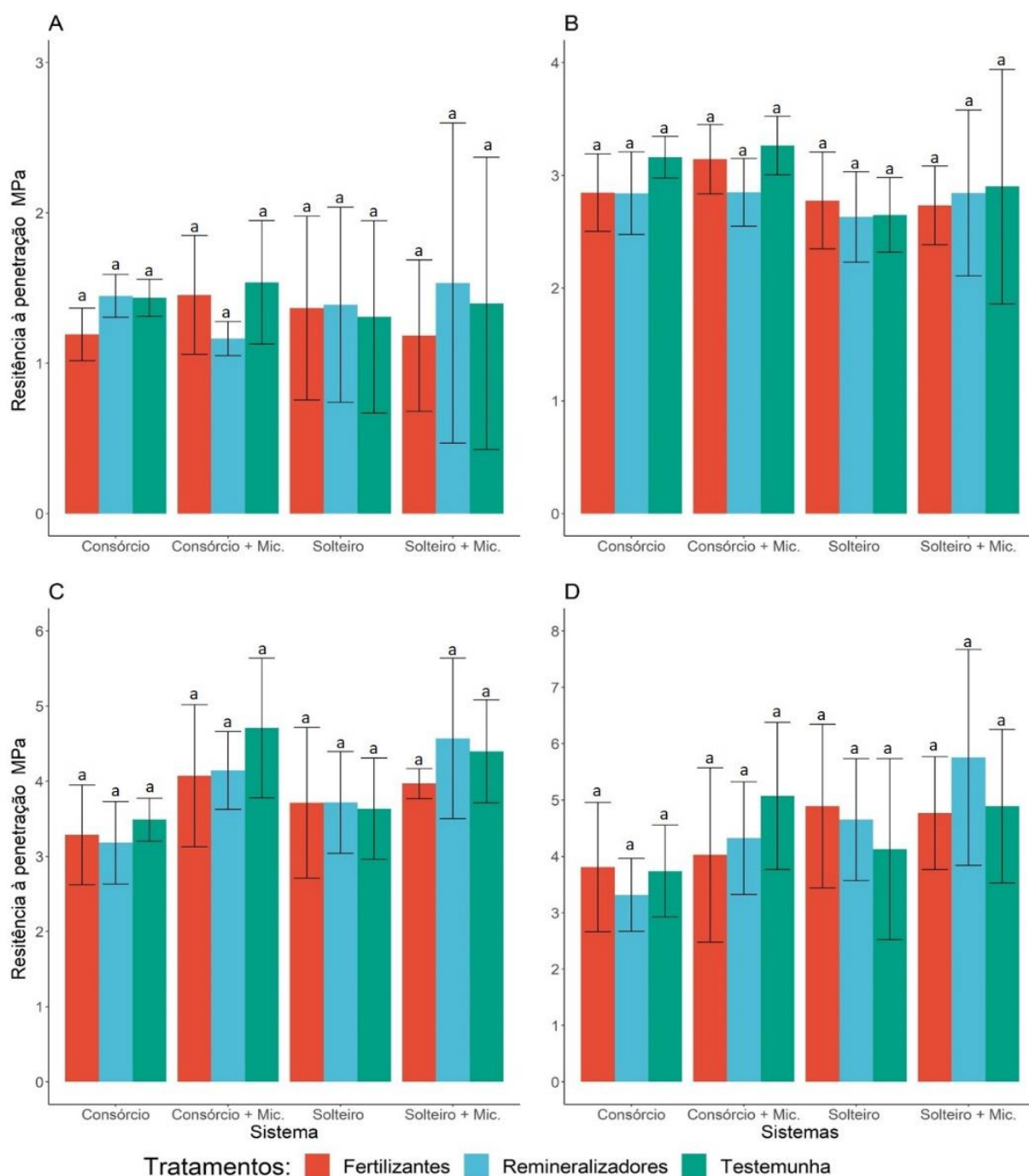
($p>0,05$). Logo, não se pode concluir que há correlação e causalidade (até o presente momento) entre o manejo adotado e a melhoria na densidade do solo, e consequentemente na porosidade e capacidade de campo.

4.1.3 Resistência à penetração (RP)

Assim como os atributos anteriormente discutidos, a RP também não apresentou diferença significativa ($p>0,05$) entre os tratamentos adotados.

Maiores valores de RP foram observados nos tratamentos RSM na camada 40-60 cm de profundidade com valor médio de 5,757 Mpa, enquanto que os menores valores foram obtidos no tratamento RCM com RP de 1,238 Mpa na camada de 0-10 cm de profundidade. Quando há o consórcio entre espécies com diferentes sistemas radiculares, espera-se que plantas como o milho com um sistema de enraizamento dominado por raízes mais grossas e que *U. ruziziensis* possuindo predominantemente raízes mais finas e laterais, sendo sucedidas pela soja com sistema radicular pivotante, exerçam efeito cumulativo nas propriedades físicas do solo, uma vez que a decomposição de raízes refletem em menor RP (GALDOS et al., 2020b; HOCHHOLDINGER et al., 2004; LATIF et al., 1992). Deste modo, se considerarmos apenas estes pontos, o sistema de consórcio deveria (hipoteticamente) ter apresentado menores valores de resistência à penetração, uma vez que um sistema produtivo mais diversificado melhora significativamente inúmeros aspectos, como aumento da biomassa subsuperficial por meio da decomposição raízes, que consequentemente aumenta a entrada de carbono no solo, mas não é o que se observa, pelo contrário, em alguns casos, há até maior RP no consórcio.

Figura 18 - Efeito do uso de remineralizadores, plantas de cobertura e microrganismos na resistência do solo à penetração (RP) nas camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade submetido a diferentes tratamentos



Com base em resultados de pesquisas similares, se esperava que o uso plantas de cobertura tivessem um efeito positivo, de forma que as áreas com *U. ruziziensis* pudessem apresentar menor RP. Pariz et al. (2016), por exemplo, observaram em um solo da mesma região e com características muito parecidas com as do solo deste experimento, menor RP em tratamentos em que foi utilizado sistema de consórcio de

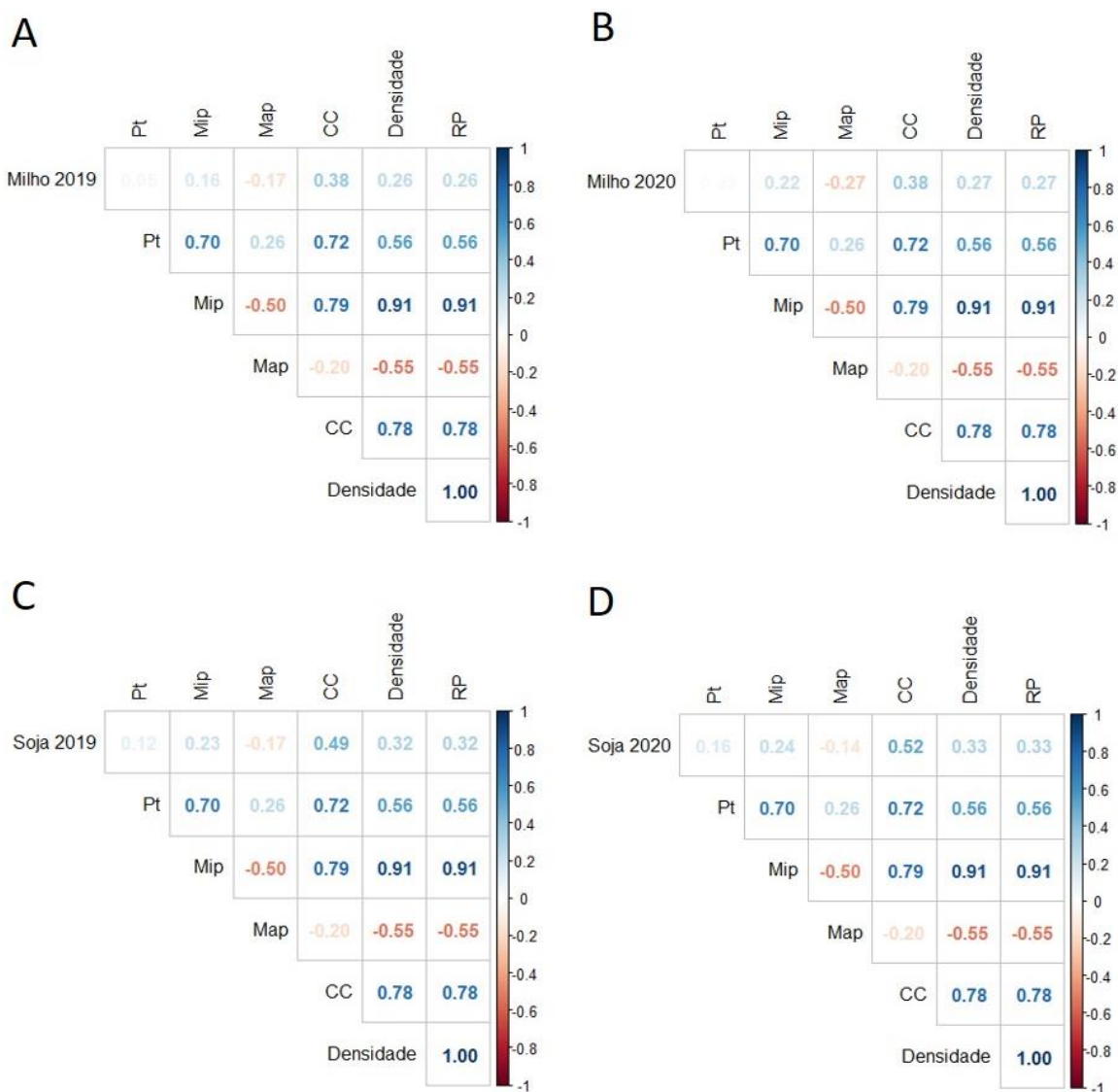
milho com *Urochloa brizantha*. Esta melhoria foi atribuída à fatores como maior quantidade de cobertura morta produzida e deixada sobre o solo no sistema consorciado, mas principalmente ao sistema radicular da forrageira, que ajudou a resistir à compactação, inclusive em locais com tráfego de máquinas durante as operações de colheita. Mas diante dos resultados aqui apresentados, é possível afirmar que se esteja mais próximo daquilo que já fora constatado por Franchini et al., (2009), que mesmo observando eficácia no uso de *U. ruziziensis* na redução da RP tanto do milho safrinha em consórcio quanto solteiro, chegando a valores não limitantes para a cultura da soja, atingiu menores RP's em sistemas solteiros.

4.1.4 Correlação entre RP e a produtividade

Correlações positivas (ainda que baixas) foram encontradas entre a produtividade e as variáveis Mip, CC, Ds e RP. Também houve correlação positiva entre a RP e Mip (0,91) e entre a Ds ($r = 1,0$) ($p < 0,01$). Desta maneira, cabe ressaltar que a compactação não é uma variável isolada, pelo contrário, dar-se em função de vários outros atributos do solo, como a textura, densidade, teor de umidade, clima e a população vegetal que compõe o ambiente (TWERDOFF et al., 1999).

Na Figura 19, é possível perceber a forte correlação entre RP e Ds, e entre RP e Mip. Este comportamento do solo já havia sido descrito por Bakken, Børresen e Njøs (1987) como danoso às plantas, uma vez que altas densidades, em geral, estão relacionadas com altas compactações e isso pode afetar atributos físicos do solo, principalmente a porosidade (conforme pode ser verificado neste trabalho para a relação Mip/Map), permeabilidade do solo, aumento da densidade, além da alteração na estabilidade de agregados do solo (GUPTA; SHARMA; DEFRANCHI, 1989; LIPIEC; WOJCIGA; HORN, 2009; SHAH et al., 2017).

Figura 19 - Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis Pt, Mip, Map, CC, Ds, RP na camada de 0-10 cm e a produtividade de cada cultura nos respectivos anos: (A): cultura do milho no ano de 2019; (B) cultura do milho no ano de 2020, (C) cultura da soja no ano de 2019 e (D) cultura da soja no ano de 2020



É possível observar que a principal correlação da RP é com a densidade do solo (Ds) $r = 1,0$ e com a Mip, com $r = 0,91$, ou seja, à medida que a Ds aumenta a RP também aumenta, comportamento similar ocorreu para Mip, mas isso não significou necessariamente em diminuição nas produtividades, conforme pode ser verificado na matriz de correlação.

Ainda que diversos autores tenham demonstrado que os efeitos danosos da compactação podem ir além das anomalias já citadas, e atingir a produtividade de forma direta, e estes efeitos já serem bem documentados para os diversos tipos de

solo, conforme relatado por Braga et al. (2015), Melo et al. (2008), Oliveira et al. (2010) e Suzuki et al. (2007) e nas principais culturas de interesse econômico, como soja, por exemplo (WILLIAMS; WEIL, 2004), não se conseguiu no presente trabalho verificar tão forte correlação entre o aumento da RP e a produtividade (não que ela não exista).

Os resultados de pesquisas vêm corroborando as hipóteses sobre os efeitos negativos da compactação na produtividade das culturas. Não faz muito tempo que os efeitos fisiológicos em si ainda eram desconhecidos, mas Tubeileh et al. (2003) conseguiram lançar luz à este tema descrevendo de maneira precisa que uma compactação do solo de 1,45 MPa já é o suficiente para afetar a produtividade, principalmente por afetar a assimilação de carbono, da mesma maneira em que a alteração da morfologia, principalmente do sistema radicular, traz consequências a partição de fotossintatos. Por outro lado, quando se compara os dados de RP, não há como concluir que houve de fato um efeito negativo da RP na produtividade das culturas nos dois anos avaliados.

A correlação positiva de 0,91 da RP com a Mip pode ser confirmada pela hipótese levantada por Tubeileh et al. (2003), que afirmam que com o aumento da compactação, a curva de distribuição de tamanho de poros é desviada dos maiores para os menores poros, e isso pode ser um problema sério e levar a planta ao estresse hídrico, uma vez que a relação Mip/Map torna-se alta, e a tendência é que a condutividade insaturada do solo diminua, levando o influxo nas raízes a níveis abaixo do ideal.

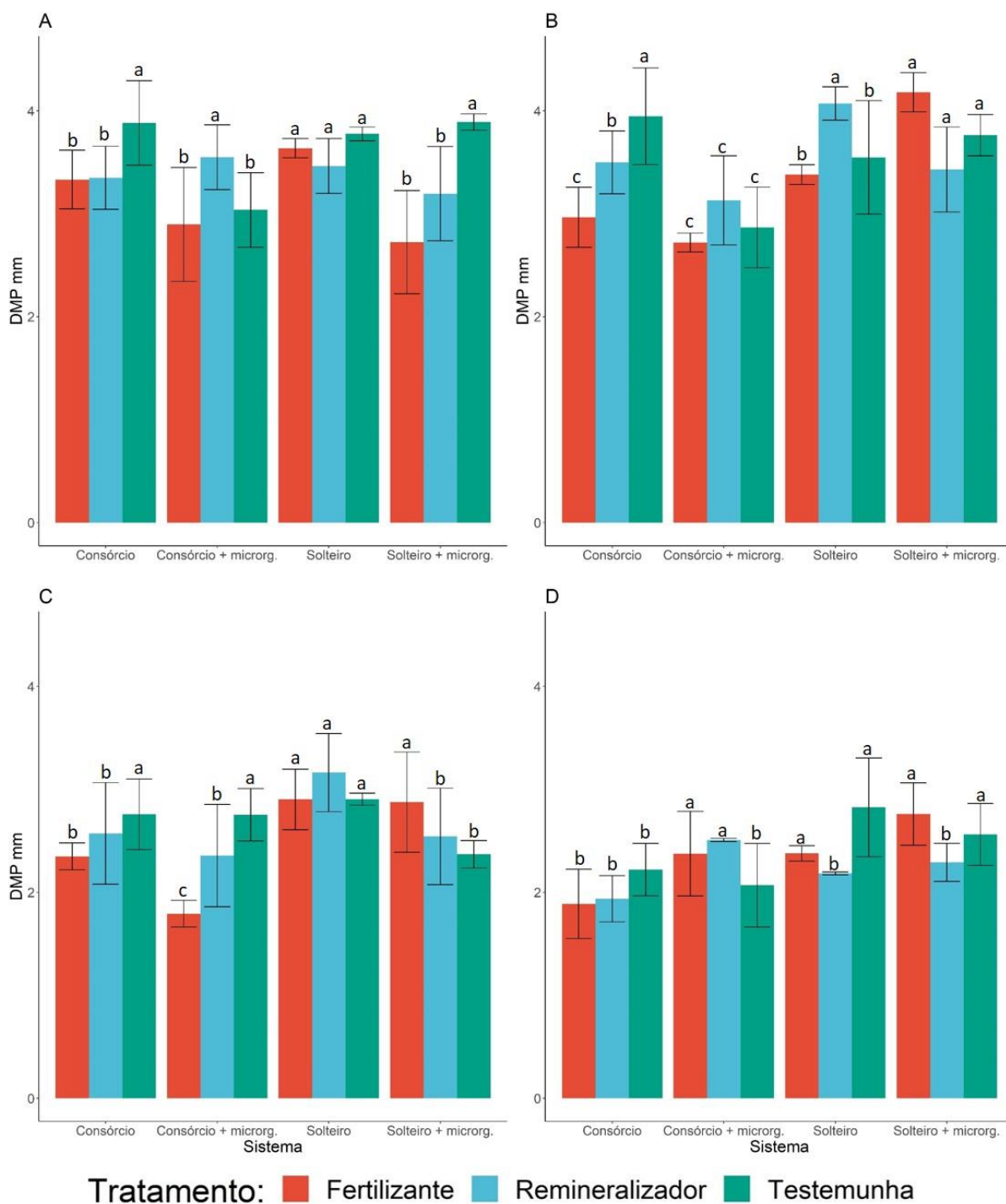
4.1.5 Análise de agregados

4.1.5.1 Diâmetro médio ponderado (DMP)

Em comparação com aqueles tratamentos com fertilizantes industriais aplicados em outros sistemas de manejo (FCM, FC e FSM), o tratamento FS apresentou maior DMP na camada 0-10 cm (Figura 20), com média de 3,636 mm; enquanto que nos tratamentos com remineralizadores a maior média foi do tratamento RSM, com 3,194 mm. Já no tratamento testemunha as médias com maiores valores de DMP foram encontradas nos tratamentos TC e TSM, como 3,881 e 3,891 mm, respectivamente.

Na camada de 10-20 cm, as maiores médias foram encontradas entre os tratamentos FSM, RS, TC e TSM com 4,179, 4,07, 3,947 e 3,763 mm, respectivamente.

Figura 20 – Efeito de remineralizadores, plantas de cobertura e microrganismos no diâmetro médio ponderado de agregados estáveis em água (DMP) do solo nas camadas: (A) 0-10; (B) 10-20; (C) 20-40 e (D) 40-60 cm de profundidade submetido a diferentes sistemas de manejo



Valores intermediários foram encontrados entre os tratamentos FS, RC, RCM, RSM e TS, com DMP médio de 3,381, 3,499, 3,130, 3,43 e 3,54 mm, respectivamente. Em comparação com as outras profundidades, a camada 20-40 cm foi a que apresentou maiores variações no DMP tendo, portando, FCM como sua menor média, 1,793 mm; FC, RC, RCM, RSM e TSM com médias de 2,348, 2,572, 2,356, 2,543, 2,369 mm, nesta ordem; enquanto os maiores valores foram encontrados nos tratamentos FS, FSM, RS, TC, TCM e TS com DMP's de 2,902, 2,876, 3,16, 2,757, 2,573, e 2,905 mm, respectivamente. Na camada mais profunda (40-60 cm), os tratamentos FCM, FS, FSM, RCM, TS e TSM com médias de 2,375, 2,397, 2,76, 2,508, 2,825 e 2,562 mm, respectivamente, foram os que apresentaram maiores DMP, enquanto que FC, RC, RS, RSM, TC e TCM com 1,88, 1,937, 2,183, 2,291, 2,221, e 2,068 mm de DMP, respectivamente, apresentaram médias inferiores. Diferenças significativas nesta fração dos agregados estáveis em águas puderam ser observadas, tanto com relação ao sistema de manejo (consórcio e solteiro), fonte de nutrientes e uso de microrganismos ($p < 0,05$, Tabela A2 do Apêndice A).

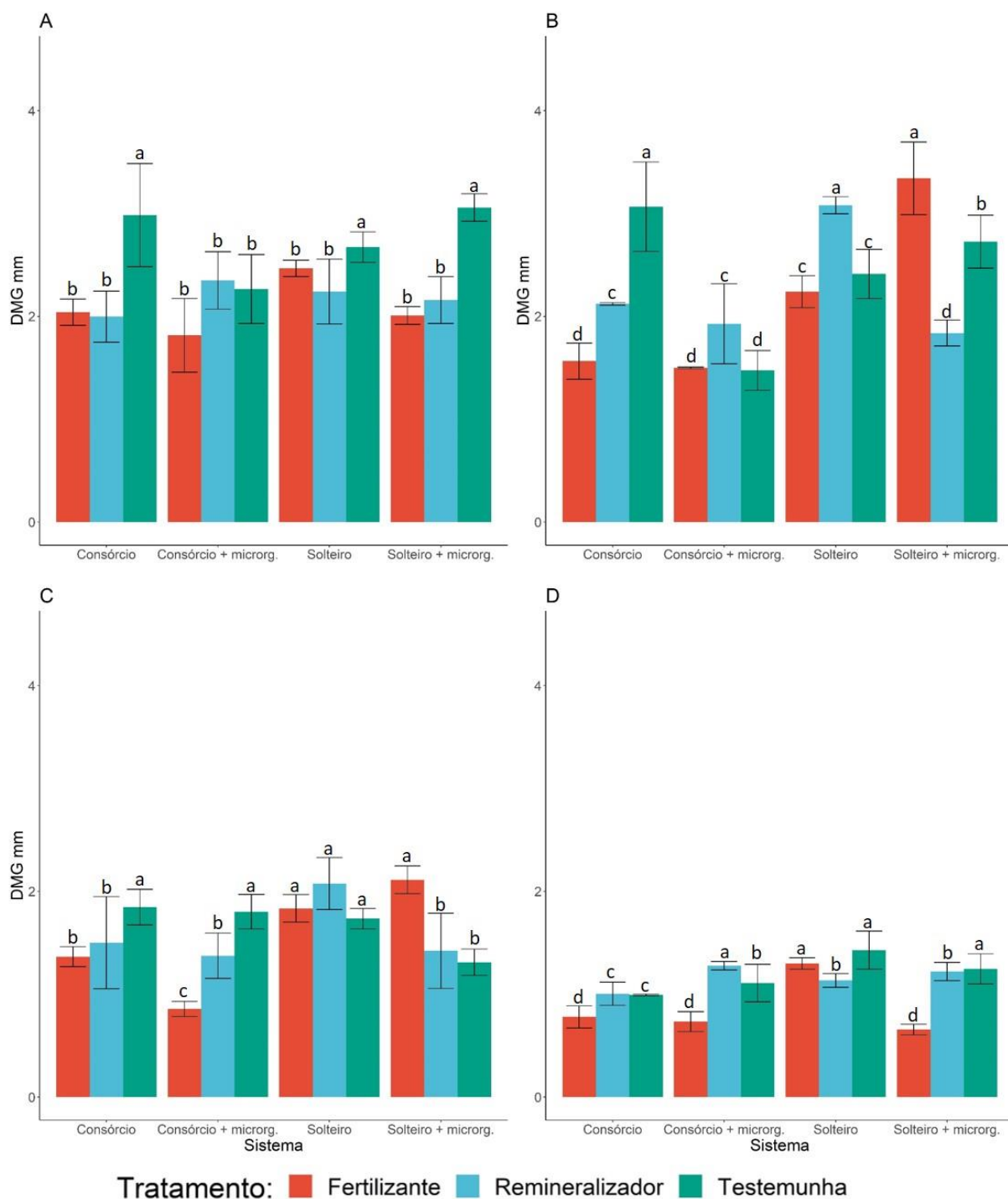
4.1.5.2 Diâmetro médio geométrico (DMG)

Na camada mais superficial do solo (0-10 cm), o DMG dos agregados estáveis em água (Figura 21) apresentou maiores médias nos tratamentos TC, TS, e TSM com 2,983, 2,673 e 3,058 mm, respectivamente, tendo assim, suas médias superiores aos demais tratamentos ($p < 0,05$), independente do sistema de manejo. Exceto o tratamento TCM, que teve um DMG de 2,266 mm, todos as testemunhas obtiveram médias superiores quando comparada aos tratamentos FC, FCM, FS, FSM, RC, RCM, RS e RSM, que tiveram DMG médio de 2,041, 1,815, 2,467, 1,997, 2,349, 2,241, e 2,158 mm, compreendendo assim, um grupo com médias inferiores quando comparadas ao primeiro grupo (TC, TS e TSM).

Semelhante comportamento não foi observado nas amostras da camada de 10-20 cm de profundidade, uma vez que, estas amostras apresentaram maior heterogeneidade entre as médias dos tratamentos, tendo assim quatro grupo distintos de médias. Os tratamentos FSM, RS e TC apresentaram maiores DMG's, com partículas com 3,342, 3,08 e 3,066 mm de diâmetro, na devida ordem citada. Os tratamentos TSM, TS, RCM e RC tiveram médias intermediárias, sendo, no entanto, o primeiro superior aos demais. Com valores de DMG inferiores aos demais, os

tratamentos FC, FCM, FS, RSM e TCM tiveram comportamento similar. Conforme já mencionado anteriormente, a camada 20-40 cm apresenta grande variabilidade, apesar de ter valores menores de DMG quando comparada às camadas superiores. De forma que, nesta profundidade valores médios de DMG menores que 1,0 foram observados no tratamento FCM (0,856 mm), sendo este o valor médio inferior a todos os demais nesta profundidade.

Figura 21 - Efeito do uso de remineralizadores, plantas de cobertura e microrganismos no diâmetro médio geométrico de agregados estáveis em água (DMG) do solo nas camadas: (A) 0-10; (B) 10-20; (C) 20-40 e (D) 40-60 cm de profundidade submetido a diferentes sistemas de manejo



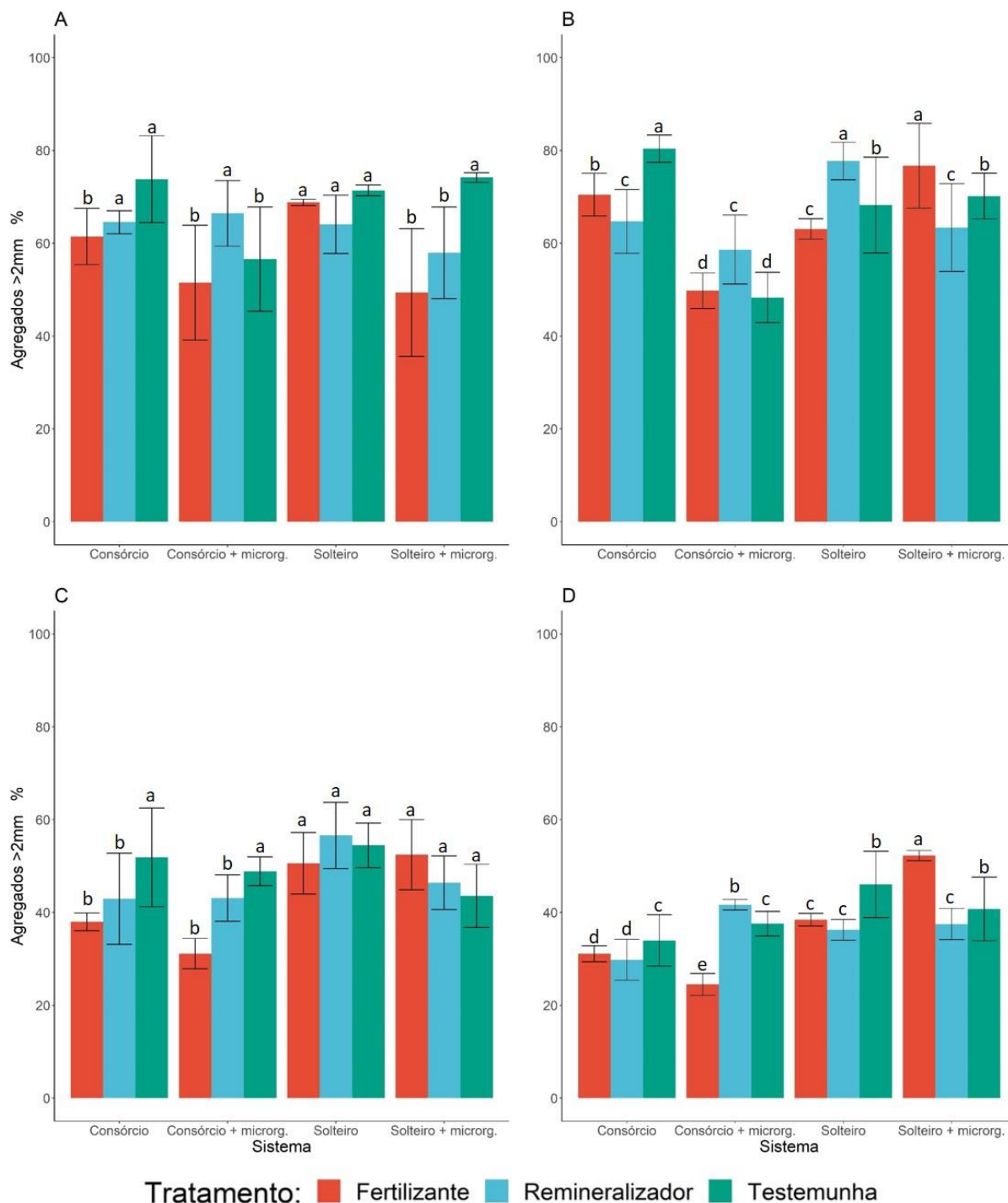
As maiores médias, no entanto, foram observadas nos tratamentos FS, FSM, RS, TC, TCM e TS, com valores médios de DMG de 1,835, 2,112, 2,076, 1,846, 1,802, 1,743 mm, respectivamente. Valores intermediários foram encontrados entre os

tratamentos FC, RC, RCM, RSM e TSM, com médias de 1,365, 1,5, 1,374, 1,422 e 1,311 mm, respectivamente. Os menores valores de DMG foram observados na última camada (40-60 cm). Nesta profundidade, além de ocorrerem os menores valores de DMG, as menores médias foram encontradas entre os tratamentos FC, FCM e FSM, com DMG's de 0,779, 0,733, 0,656 mm, respectivamente; valores intermediários foram encontrados entre os tratamentos RS, RSM, TCM, RC e TC, os dois últimos, no entanto, apresentaram médias de DMG inferiores aos três primeiros, sendo possível distinguir entre estes tratamentos dois grupos distintos de médias. Comportamentos semelhantes e DMG superior a todos os outros tratamentos foi observado nos tratamentos FS, RCM, TS e TSM que tiveram DMG de 1,298, 1,276, 1,248 e 1,246 mm, respectivamente ($p < 0,05$).

4.1.5.3 Agregados maior que 2 mm (agg>2mm)

Quanto a porcentagem de agregados maior que 2 mm (agg >2mm) na camada 0-10 cm é possível observar valores que variam de 49,4 a 74,16% (Figura 22), e dentro desta amplitude formam-se, portanto, dois grupos distintos, sendo que os tratamentos fertilizantes em consórcio; fertilizante em consórcio + microrganismos; testemunha em consórcio + microrganismos; fertilizante solteiro + microrganismos e remineralizador solteiro + microrganismos foram os que tiveram menores médias. Por outro lado, na camada de 10-20 cm há o agrupamento em quatro "classes" diferentes, o primeiro com valores superiores, composto pelos tratamentos FSM, RS, TC, TS e TSM com valores de agg>2mm de 76,688, 77,715, 80,393, 68,233 e 70,165; o segundo, que é representado apenas pelo tratamento FC com agg>2mm de 70,468; o terceiro que agrupa os tratamentos FS, RC, RCM e RSM, com médias de 63,078, 64,728, e 58,628 respectivamente; e o último grupo, com médias bem inferiores ao demais, formado pelos tratamentos FCM e TCM, com valores de 49,790 e 48,308, respectivamente.

Figura 22 - Efeito do uso de remineralizadores, plantas de cobertura e microrganismos nos agregados >2mm do solo nas camadas: (A) 0-10; (B) 10-20; (C) 20-40 e (D) 40-60 cm de profundidade submetido a diferentes sistemas de manejo



A camada de 20-40 cm de profundidade possui valores intermediários de $\text{agg} > 2\text{mm}$, uma vez que não possui médias tão altas como na camada superficial (0-10 cm), mas também não se iguala aos valores da camada mais profunda (40-60 cm), de modo que três grupos de médias distintas é possível notar nas amostras analisadas

nesta profundidade; a primeira formada pelos tratamentos FS, FSM, RS, RSM, TC, TCM e TS com médias de 50,59, 52,448, 56,585, 46,375, 51,883, 48,880 e 54,463, respectivamente. Nesta profundidade, claramente há uma redução de $\text{agg}>2\text{mm}$, quando comparada às camadas superiores do solo, mas notadamente a camada com os menores $\text{agg}>2\text{mm}$ encontra-se na profundidade de 40-60 cm, onde o tratamento FCM alcançou média de 24,495%. Nesta camada apenas um tratamento teve média superior aos demais, o tratamento FSM com valor de $\text{agg}>2\text{mm}$ de 52,228%. Em seguida, os tratamentos RCM, TS e TSM compuseram o segundo grupo de médias; já o terceiro grupo foi formado pelos tratamentos FS, RS, TSM, TC e TCM, que apresentaram médias de 38,440, 36,255, 37,518, 33,968 e 37,585%, respectivamente. No entanto, valores ainda mais baixos de $\text{agg}>2\text{mm}$ foram observados nos tratamentos FC, FCM e RC com médias de 31,108, 24,495 e 29,790, respectivamente ($p<0,05$, Tabela A2 do Apêndice A).

4.1.5.4 Índice de estabilidade de agregados (IEA)

Notadamente, apesar de os maiores valores de IEA terem sido encontrados nos tratamentos testemunhas (Figura 23), ainda assim não foi possível discriminar efeitos nem entre os manejos adotados, nem entre as fontes de nutrientes, tampouco houve influência dos inoculantes fontes de microrganismos ($p>0,05$, Tabela A2 do Apêndice A).

Os resultados da análise de agregados e suas classes apresentados nas Figuras 20 a 23 apresentaram diferenças estatisticamente significativas para as variáveis DMP, DMG e $\text{agg}>2\text{mm}$, ao contrário do IEA. Logo, as diferenças tanto entre as fontes de nutrientes (de baixa e de alta solubilidade) quanto entre os sistemas de manejo ($p<0,05$), ocorreu em todas as camadas. O DMP e o DMG diminuíram das camadas mais superficiais para aquelas mais profundas, comportamento semelhante foi observado para os valores de $\text{agg}>2\text{mm}$.

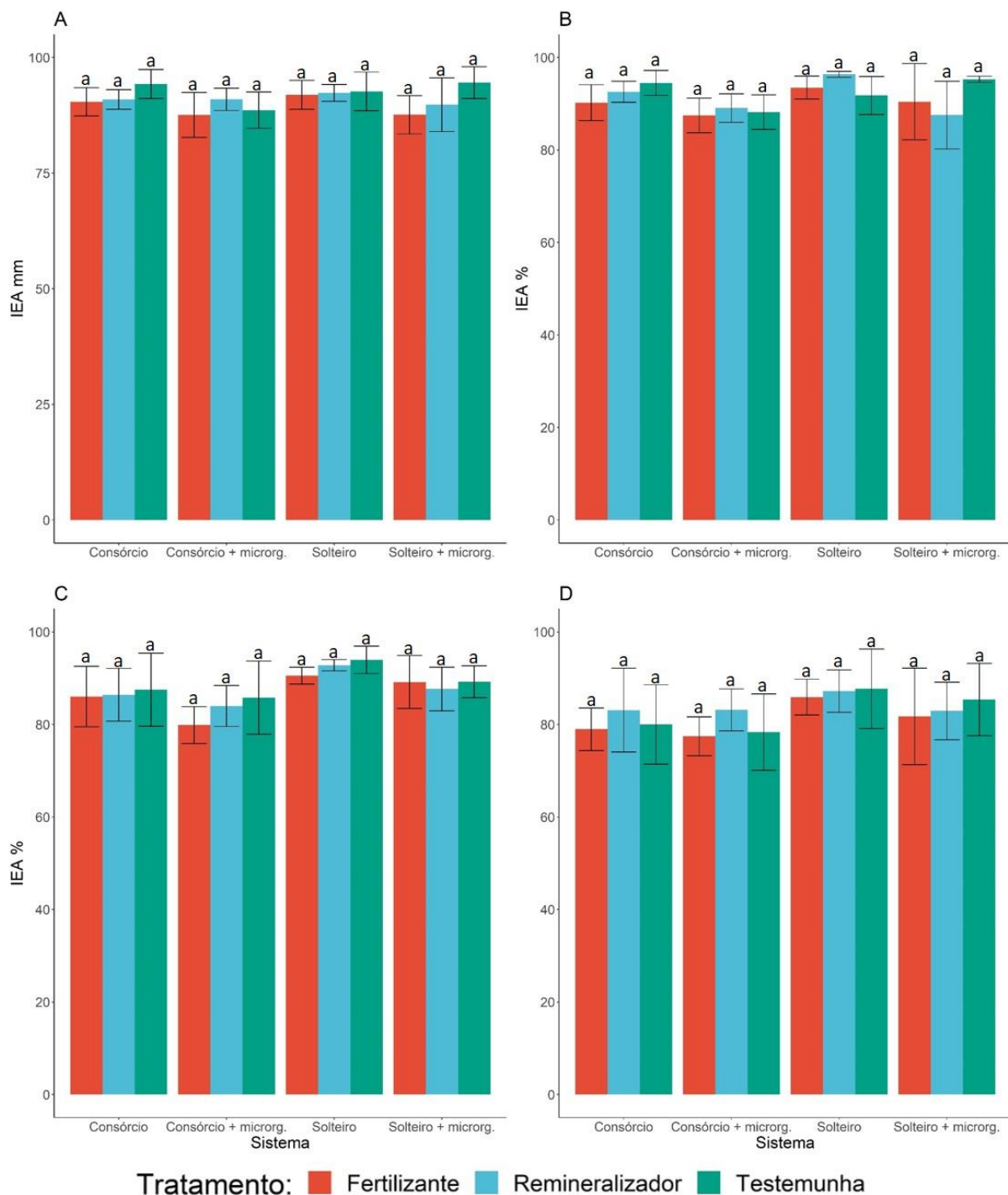
Com relação a camada mais profunda (40-60 cm) houve a ocorrência de valores considerados muito baixos de $\text{agg}>2\text{mm}$, 21,98%, ao passo que na camada mais superficial o menor valor encontrado foi de 35,69%. Isso pode ser um indicativo de que nas camadas superficiais o solo conta com maior resiliência para voltar ao seu estado de agregação, pois como o solo passou por um processo de revolvimento até a profundidade de 60 cm, o preparo exerceu por meio dos implementos, forças

perturbadoras na desintegração das partículas. Assim, mesmo que inicialmente, da camada mais superficial até a mais profunda de 60 cm, o solo fosse (teoricamente) homogêneo, a maior capacidade de retorno ao estado de maior agregação, seja de fato, das camadas superficiais, uma vez que o aporte de matéria orgânica, além da colonização radicular nestas camadas é bem maior.

De maneira semelhante, alguns trabalhos também tem constatado maior capacidade de resposta nas camadas superiores do solo, de forma que isto já é fortemente respaldada na literatura, pois já foi bem documentada (BARRAL; ARIAS; GUERIF, 1998; TISDALL, 2020; ZHANG, 1994). Além dos trabalhos mencionados anteriormente, há evidências de que à medida que se vai aprofundando no perfil do solo, recursos como oxigênio e matéria orgânica ficam cada vez mais escassos, limitando a ação de microrganismos (TAO et al., 2018). Adicionalmente, há ainda o fato de as raízes, que exercem papel importante na agregação, em geral, terem maior volume de solo explorado nas camadas de 0-20 cm (REID; GOSS, 1981). Assim, é “natural” que nas camadas iniciais haja proporcionalmente mais agregados de classes de maior diâmetro que nas camadas mais profundas, podendo conferir, inclusive, maior fertilidade ao solo nas camadas mais superficiais (SIX et al., 2004b).

A análise de variância e o teste de média de Scott Knott dos dados indicaram que DMP, DMG e $\text{agg}>2\text{mm}$ foram influenciados pelos tratamentos adotados ($p<0,05$). Muito embora, apesar de tais diferenças, de fato ainda não é possível visualizar um padrão que possa fortalecer a hipótese de que o consórcio, o uso de inoculantes fonte de microrganismos ou até mesmo as fontes de nutrientes de alta ou baixa solubilidade contribuíram para a melhoria de qualquer dessas variáveis. Talvez o tempo necessário para esta resposta seja muito maior do que aquele em que foi realizado este trabalho, um exemplo claro disso é o trabalho de Gan et al. (2013), que somente encontraram melhorias na qualidade física do solo, e na eficiência de uso de nutrientes em um período de três anos e meio. Trabalhos nesta linha de pesquisa em geral têm em comum a filosofia de “sistemas”, ou seja, sai-se da agricultura em que as respostas são baseadas apenas nas doses de fertilizantes e adota-se o consórcio com gramíneas e rotação com leguminosas em conjunto com a gestão sistematizada de nutrientes.

Figura 23 – Efeito do uso de remineralizadores, plantas de cobertura e microrganismos no índice de estabilidade de agregados (IEA) do solo estáveis em água nas camadas: (A) 0-10; (B) 10-20; (C) 20-40 e (D) 40-60 cm de profundidade submetido a diferentes sistemas de manejo



Deste modo, ainda que não haja um padrão definido com relação à fonte de nutrientes para as variáveis DMP e $\text{agg} > 2 \text{ mm}$ na camada 0-10 cm, os resultados dão um indicativo de que o sistema de manejo em consórcio pode de alguma maneira ter influenciado a estruturação e agregação do solo, corroborando achados de Alakukku

et al. (2003) e Chamen et al. (2003), que atribuíram ao sistema mais conservacionista a melhoria da estabilidade de agregados. Todavia, mas não menos importante, outro fator que necessita de maiores investigações está ligado a compactação do solo, visto que Bakken, Børresen e Njøs (1987) verificaram aumento em mais de cem por cento nas classes de agregados de maior diâmetro em solos com alta compactação. Este fato também é demonstrado por Melvin (1992) e Zhou et al. (2020), que alertam que a distribuição do tamanho dos agregados pode ter relação direta com o estado de compactação do solo. Assim, esta informação é em partes corroborada pela abrangente revisão realizada por Shah et al. (2017), que relatam trabalhos em que a compactação tem um grande potencial danoso de reduzir a formação de agregados do solo. Logo, áreas consideradas compactadas tendem não somente a terem baixo IEA, mas também, dos poucos agregados serem considerados fracos.

Assim, se considerarmos que as plantas não são agentes passivos, pelo contrário, têm a capacidade de selecionar o microbioma da rizosfera por meio da produção de exsudados, conforme já bem documentado em Mendes, Garbeva e Raaijmakers (2013), devemos então considerar que a estrutura do solo será em última instância não apenas o agente regulador do processo, mas o produto final da disponibilidade e eficiência de uso dos nutrientes contidos nos remineralizadores pelas plantas. E que isso irá governar a maneira, por exemplo, como as espécies, sejam elas em consórcio ou em plantio solteiro, alocam recursos para parte aérea e raiz. Havendo, pois, mais raízes e por consequência mais exsudados, a tendência é que o solo apresente melhor estruturação, maior aeração, menor densidade e melhor índice de estabilidade de agregados (BERGMANN et al., 2016b).

Assim sendo, com base no que foi discutido anteriormente, é possível então sumarizar que a formação de agregados depende tanto do agente cimentante quanto do mecanismo de agregação (MORAES, 2002). Os principais agentes cimentantes são os cátions e a matéria orgânica, e a depender da natureza do cátion, sua ação pode ser tanto de floculação quanto de dispersão (CASTRO FILHO; MUZILLI; PODANOSCHI, 1998). De modo que, o poder de floculação dos cátions é governado pela valência, raio de hidratação e equilíbrio de forças repulsivas, e segue uma determinada ordem, a saber: $\text{Fe}^{3+} > \text{Al}^{3+} > \text{H}^{+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}, \text{K}^{+} > \text{Na}^{+}$ (STEVENSON, 1994). Assim, é válido afirmar que no contexto deste trabalho, a agregação do solo dependeu, dentre outras coisas, do *feedback* de liberação do remineralizador para o solo, do solo para a planta e microrganismos, e destes dois últimos para os dois

primeiros. A essa altura, é possível afirmar, portanto, que a formação dos agregados analisados neste trabalho está relacionada não apenas com a parte física do solo, mas também com os teores de nutrientes liberado pelos remineralizadores, e que estes influenciarão na fertilidade e produtividade do sistema como um todo (LINQUIST et al., 1997; REGELINK et al., 2015; WANG; YOST; LINQUIST, 2001).

4.2 Matéria orgânica

Nas Figuras 24, 25, 26, 27, 28 e 29 são apresentados os resultados de COT, COP, COAM, C:N, estoque de C, e estoque de N, respectivamente. Para estas variáveis não houve diferenças estatísticas significativas ($p>0,05$) em função dos tratamentos utilizados. Observa-se, porém, que os teores de carbono no solo, principalmente COT, são maiores nas camadas mais superficiais e diminui à medida que aumentou a profundidade do solo, de maneira que o conteúdo de COT foi maior na superfície do solo em todos os tratamentos. Este gradiente no teor de C no solo também tem sido encontrado em outros trabalhos, como os de Carmeis Filho et al. (2017), Filho et al. (2017), Vital e Resck (2010), Zhong, Yan e Shangguan (2015).

Assim, como a reserva de MO no solo abrange não apenas o material decomposto, mas também os restos culturais, a macrofauna, resíduos e compostos de atividades microbiana em diferentes estágios de decomposição, e que estas diversas frações estão associadas às frações minerais inorgânicas do solo, é natural que ao longo do perfil do solo haja uma variação na estruturação da MO, e isso ocorre justamente devido ao complexo conjunto de interações e reações dos constituintes físicos, químicos e biológicos do solo (CHRISTENSEN, 1992). Esta afirmação é corroborada por Corvasce et al. (2006), que ainda sugere que este comportamento da matéria orgânica ao longo do perfil ocorre porque pode haver uma dinâmica específica de determinadas frações da matéria orgânica, como o COAM, por exemplo, que são dependentes das fortes interações físico-químicas que se processam entre a matéria orgânica e a superfície dos minerais em maiores profundidades, dadas suas propriedades mineralógicas. Isto sugere, portanto, que à medida que as características mineralógicas do solo vão mudando ao longo do perfil (Tabela 1 – Análise química e física) as propriedades da matéria orgânica também vão adquirindo um comportamento distinto daquele observado na superfície.

Figura 24 - Efeito do uso de remineralizadores, planta de cobertura e microrganismos no carbono orgânico total do solo (COT) nas camadas: (A) 0-10, (B) 10-20, (C) 20-40 e (D) 40-60 cm de profundidade submetido a diferentes sistemas de manejo

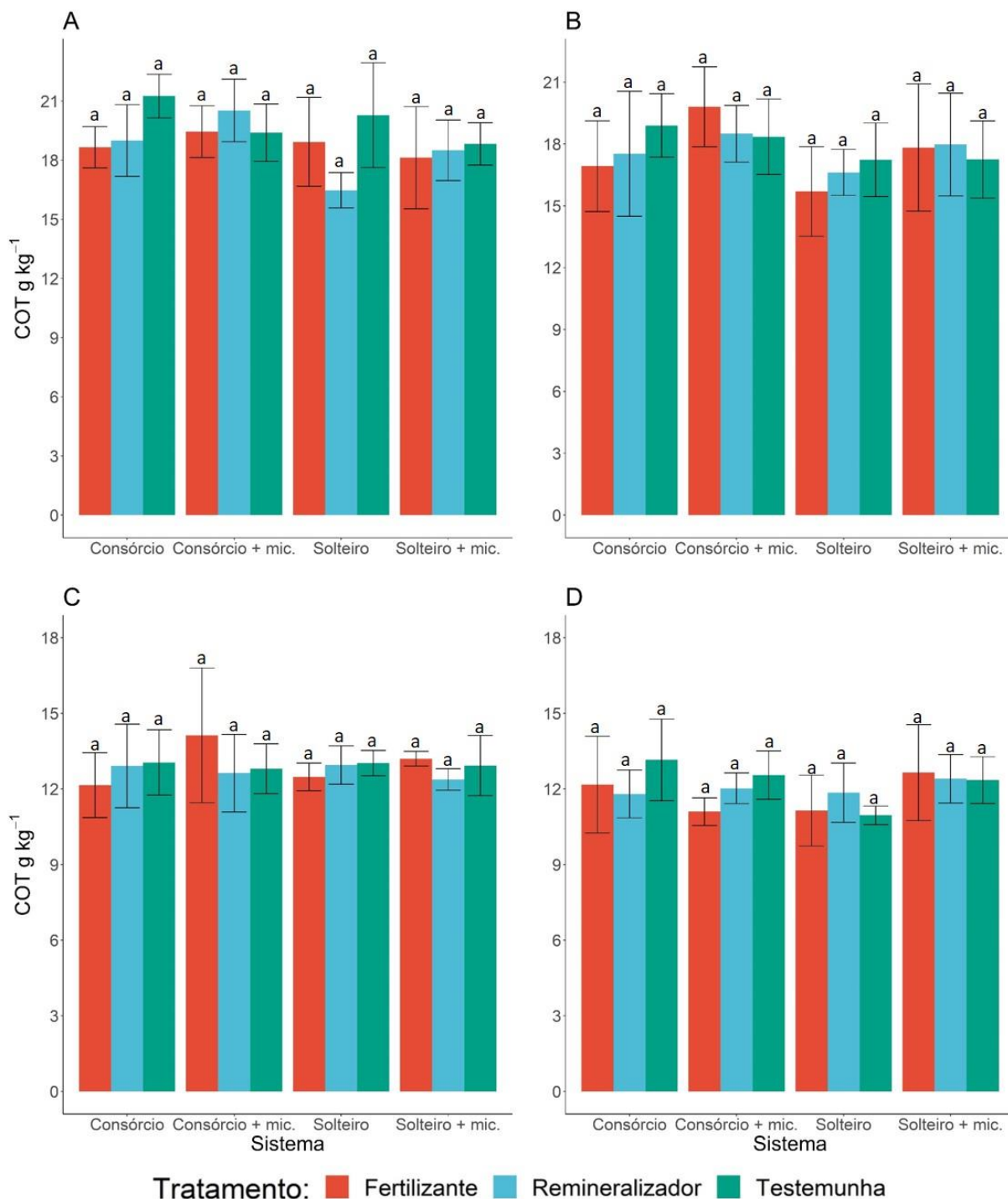


Figura 25 - Efeito do uso de remineralizadores, planta de cobertura e microrganismos no carbono orgânico associado particulado do solo (COP) nas camadas: (A) 0-10, (B) 10-20, (C) 20-40 e (D) 40-60 cm de profundidade submetido a diferentes sistemas de manejo

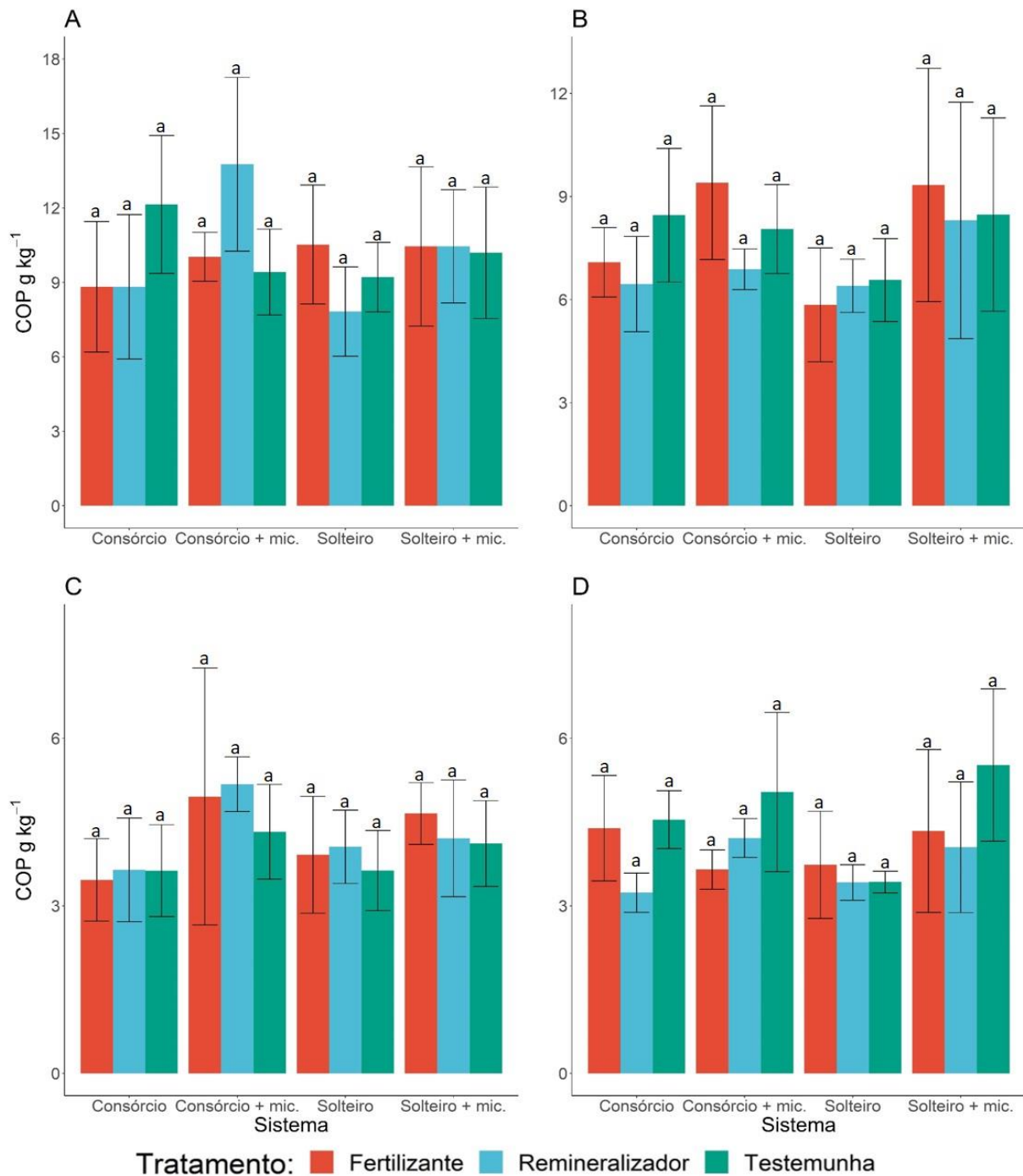


Figura 26 - Efeito do uso de remineralizadores, planta de cobertura e microrganismos no carbono orgânico associado aos minerais do solo (COAM) nas camadas: (A) 0-10, (B) 10-20, (C) 20-40 e (D) 40-60 cm de profundidade submetido a diferentes sistemas de manejo

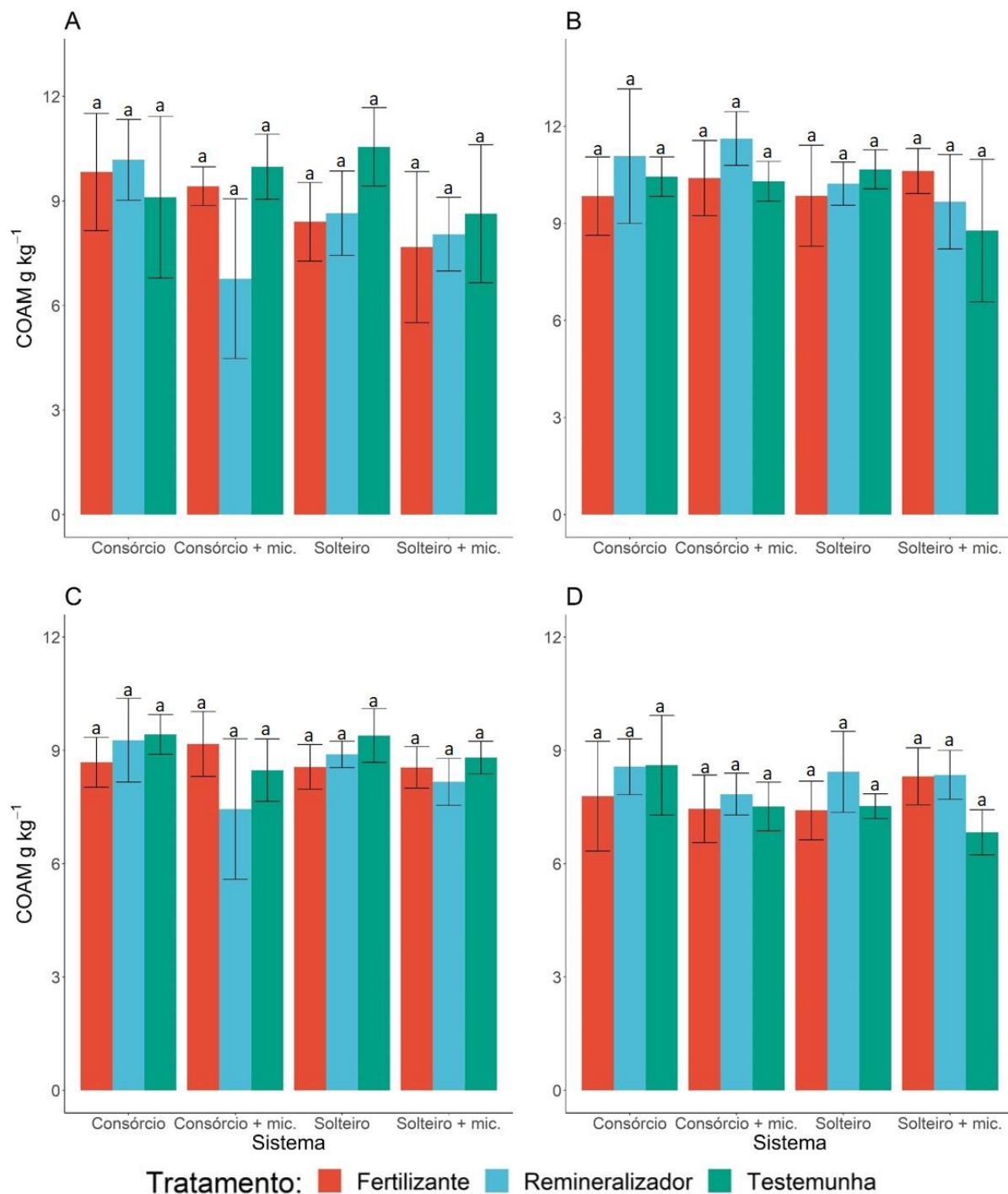


Figura 27 – Efeito do uso de remineralizadores, planta de cobertura e microrganismos na relação C:N do solo nas camadas: (A) 0-10, (B) 10-20, (C) 20-40 e (D) 40-60 cm de profundidade submetido a diferentes sistemas de manejo

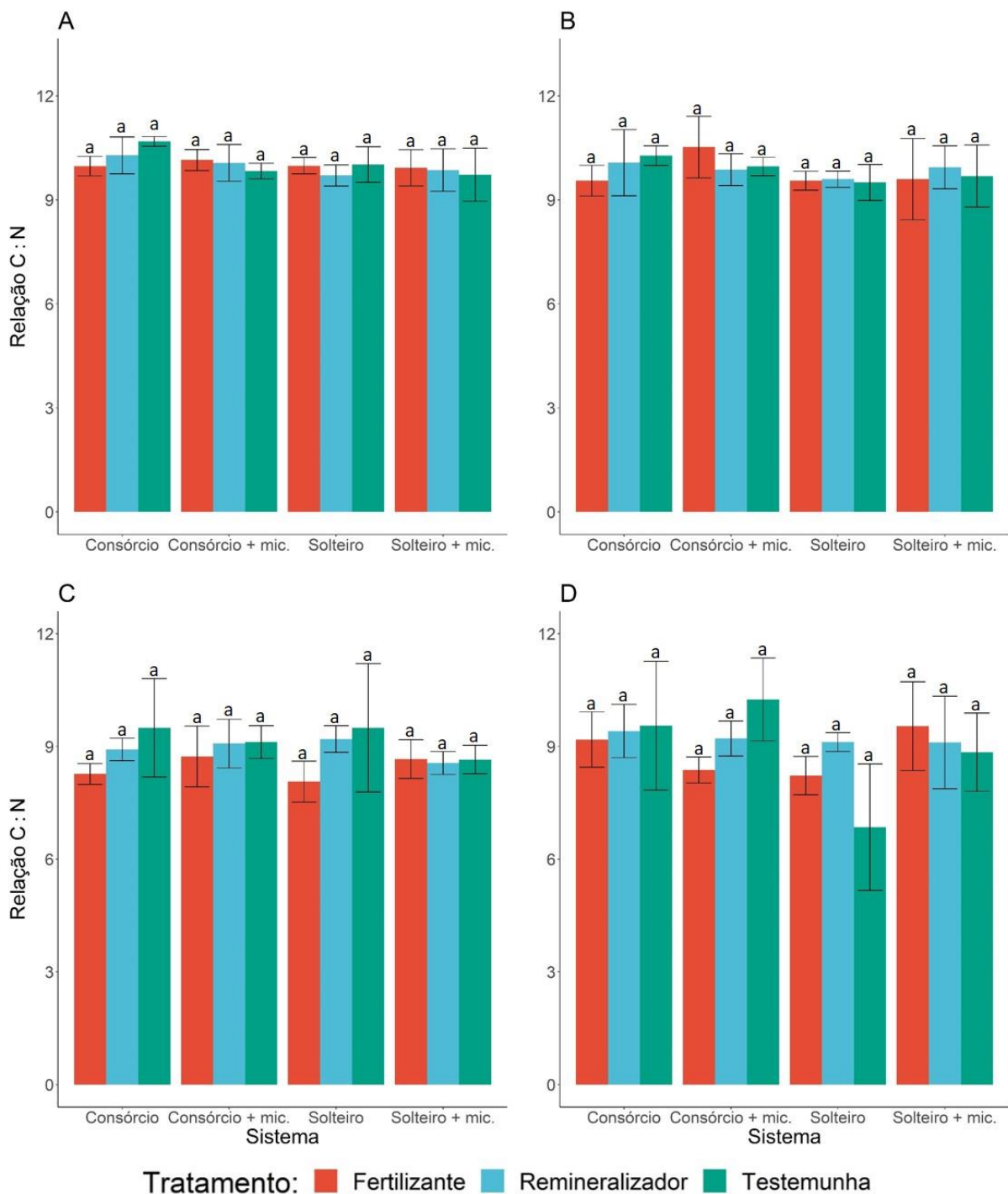


Figura 28 - Efeito do uso de remineralizadores, planta de cobertura e microrganismos no estoque de carbono do solo nas camadas: (A) 0-10, (B) 10-20, (C) 20-40 e (D) 40-60 cm de profundidade submetido a diferentes sistemas de manejo

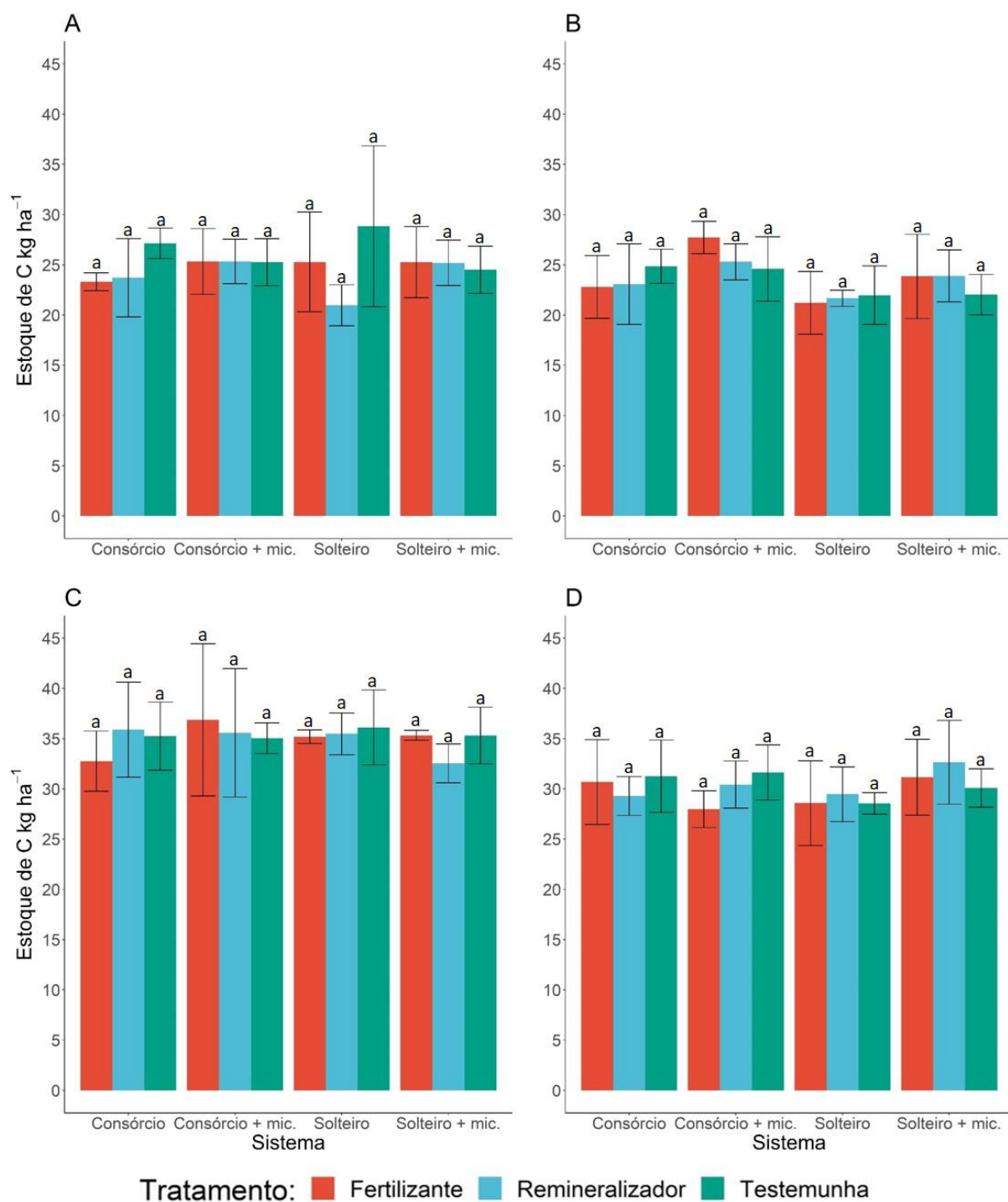
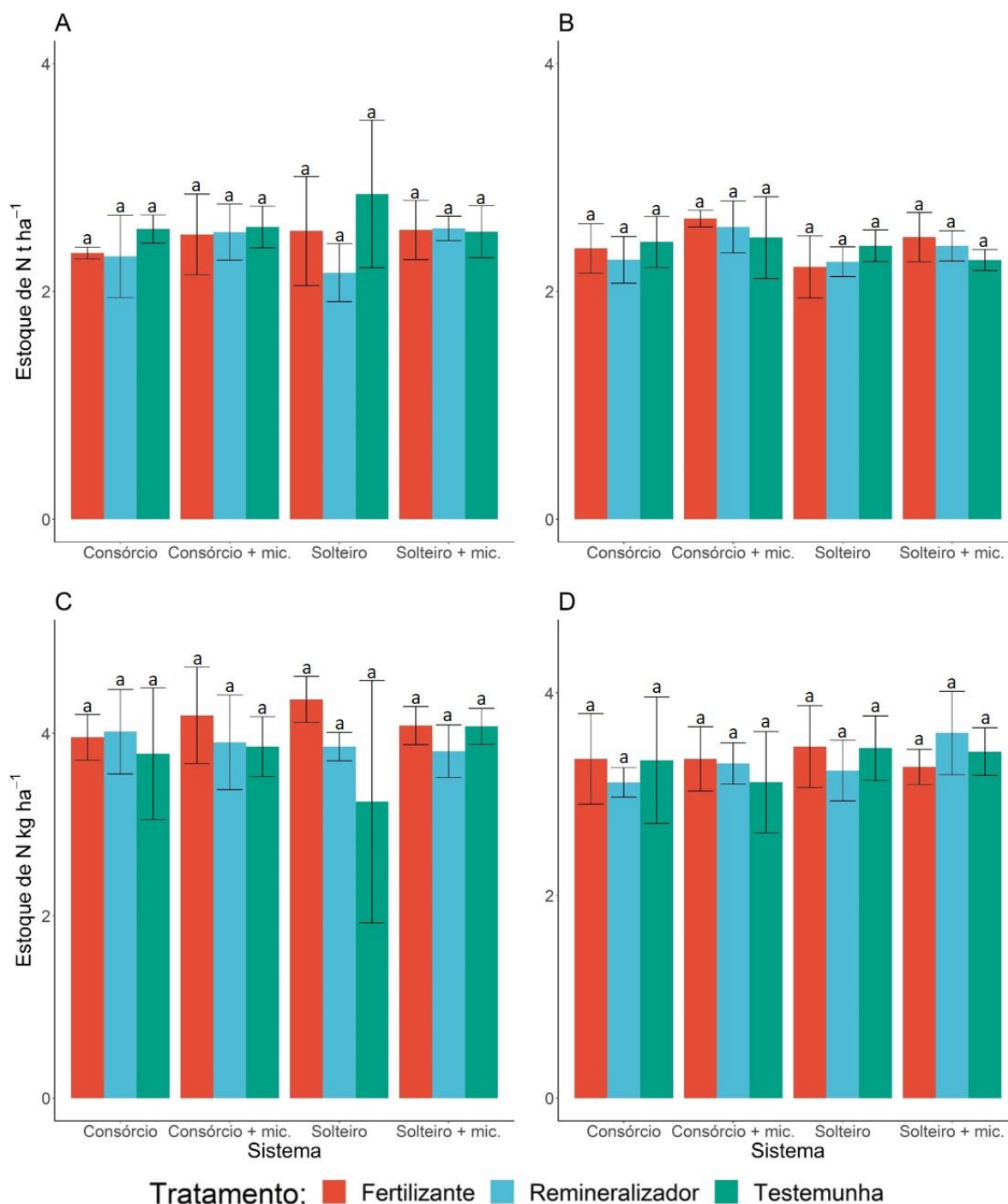


Figura 29 - Efeito do uso de remineralizadores, planta de cobertura e microrganismos no estoque de nitrogênio no solo nas camadas: (A) 0-10, (B) 10-20, (C) 20-40 e (D) 40-60 cm de profundidade submetido a diferentes sistemas de manejo



Vale considerar, porém, que apesar da não significância estatísticas nos dados, ressaltamos a necessidade de haver um maior tempo de observação. E isso justifica-se principalmente pelo fato de que com maior tempo de observação possam ser verificados resultados mais contrastantes entre os tratamentos e por sua vez, respostas

mais robustas, visto que os restos culturais das diversas espécies introduzidas nos sistemas possuem tempos de permanência diferentes no solo. Logo, esses restos culturais podem passar por maiores transformações físico-químicas até chegarem ao estado de estabilização da MO e encontrarem-se ligados às superfícies dos minerais, principalmente silte e argila (SIX et al., 2002). Mas este processo, que vai desde a decomposição dos restos culturais de escala macro até a estabilização e recalcitrância bioquímica, é governado, dentre outras coisas, pelo tempo (MARSCHNER et al., 2008). Além do mais, o sistema pode sofrer o efeito *priming*, ou seja, a entrada de carbono no sistema na forma de palhada pode acelerar ou retardar a decomposição da MO a curto prazo, havendo, portanto, a necessidade de um tempo maior para que o sistema possa começar a aportar matéria orgânica no solo (KUZYAKOV; FRIEDEL; STAHR, 2000; LIU et al., 2017).

Ao contrário dos resultados de Benbi, Boparai e Brar (2014), a adição do inoculante fonte de microrganismos em nosso experimento não resultou em maior estoque de C no solo, semelhantemente ao que ocorreu com a relação C/N, em que não houve diferenças significativas entre os tratamentos ($p>0,05$). Quanto ao COAM, seu aumento ou decréscimo não está ligado exatamente à quantidade de resíduos vegetais, ou seja, um possível futuro aumento (se ocorrer) em seus teores, nos tratamentos em sistema de consórcio, não estará ligado (somente) à maior quantidade de matéria seca gerada nestes tratamentos, mas também à fatores como atividade biológica e ,principalmente, à disponibilidade de nutrientes dos fertilizantes industriais e remineralizadores (GREGORICH et al., 2006).

Com relação ao COP, é possível perceber que mesmo na ausência de diferença significativa ($p>0,05$), alguns tratamentos em consórcio tiveram maiores valores médios. Esta, por se tratar de uma fração da MO que responde mais rapidamente às mudanças, em contraste ao que ocorre com o C associado aos minerais, poderá em um intervalo de tempo maior que aquele analisado neste experimento, mas não mais longo daquele necessário para COAM, servir como parâmetro para mensurar as mudanças ocorridas devido à entrada de C no sistema (HASSINK; WHITMORE; KUBÁT, 1997). Se a quantidade de COP depende dentre outras coisas, mas principalmente, do manejo do solo, enquanto o COAM depende de um número muito maior de variáveis como microrganismo, textura e capacidade protetora do solo, é possível afirmar, portanto, que as mudanças em COP não têm tanta relação com aquelas variáveis ligadas a COAM, que em última instância é produto da interferência

biológica e do processo de agregação do solo (BUYANOVSKY; ASLAM; WAGNER, 1994; OADES, 1984).

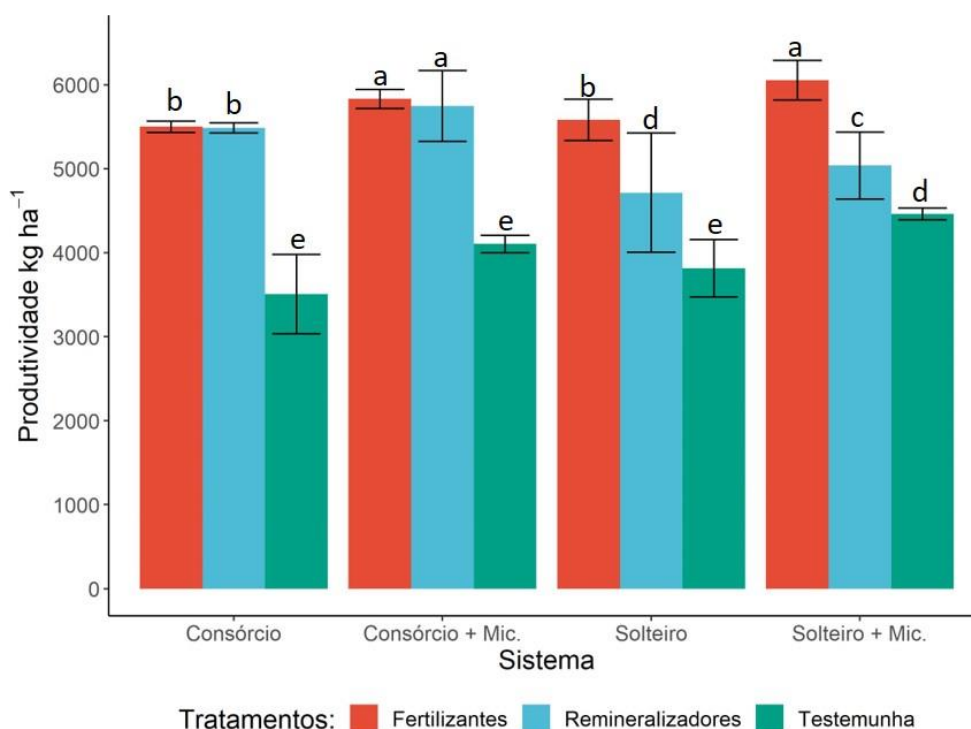
4.3 Produtividade

Com relação a variável produtividade, os resultados são apresentados nas Figuras 30 a 33 para os anos agrícolas de 2019/2020 e 2020/2021 para a cultura do milho e da soja. Nas Figuras 30 e 31 são apresentados os resultados de produtividade do milho nos dois anos e em seguida, nas Figuras 32 e 33 são apresentados os resultados da soja. De maneira geral, foi possível observar que independente do sistema adotado, seja ele com ou sem planta de cobertura e microrganismos, os tratamentos com fertilizantes químicos industriais apresentaram melhores resultados, seguidos pelos remineralizadores. Assim, as testemunhas sempre tiveram resultados inferiores ao demais tratamentos.

4.3.1 Milho

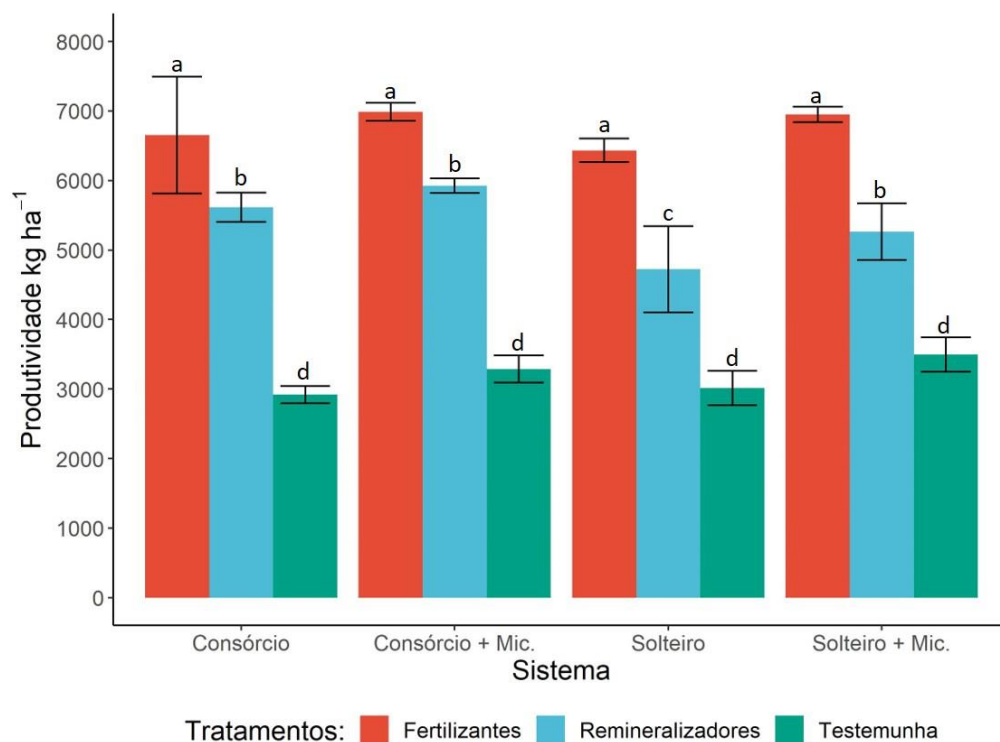
No que diz respeito especificamente à cultura do milho, os tratamentos TC, TCM, TS e TSM, apresentaram menores médias que os demais. Na Figura 30 observa-se, portanto, que nesta safra de 2019 os tratamentos FCM, FSM e RCM apresentaram médias superiores aos demais, sendo que o tratamento FSM obteve média de 6052 kg ha⁻¹. Os tratamentos FC, FS e RC tiveram desempenho inferior aos anteriores, mas bem superiores que os demais, que chegaram a apresentar média de produtividade de até 3506,6 kg ha⁻¹, a exemplo do tratamento TC.

Figura 30 - Efeito do uso de remineralizadores, planta de cobertura e microrganismos nas médias e desvios padrão da produtividade da cultura do milho no ano de 2019



Na figura 31 são apresentados os resultados de produtividade do milho no ano de 2020. Semelhante ao que ocorreu no ano de 2019, os tratamentos testemunhas em cada um dos sistemas tiveram tendência de apresentar menores produtividades, ao mesmo tempo em que os tratamentos com fertilizantes comerciais (FC, FCM, FS e FSM) tiveram os melhores resultados, distinguindo-se estatisticamente dos demais tratamentos ($p < 0,05$).

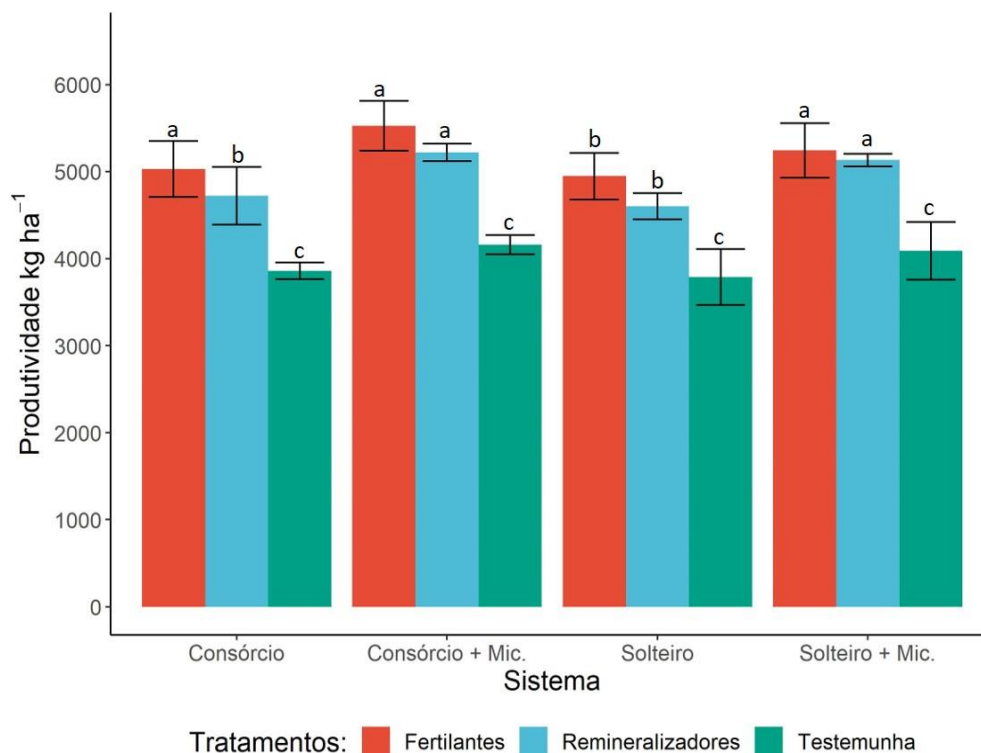
Figura 31 - Efeito do uso de remineralizadores, planta de cobertura e microrganismos nas médias e desvios padrão da produtividade da cultura do milho no ano de 2020



4.3.2 Soja

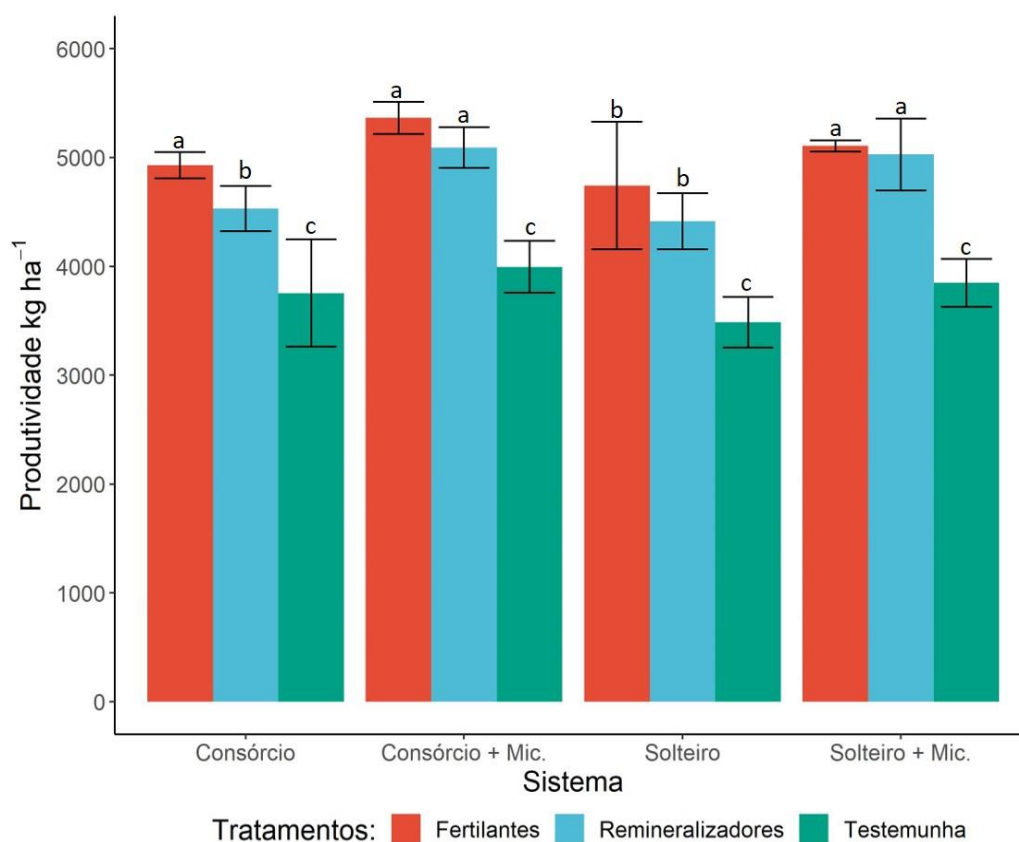
Pelo teste de média, observa-se que os tratamentos com maiores médias são FC, FCM, FS, FSM, RCM e RSM. A maior média, 5525,25 kg ha⁻¹, sendo observada no tratamento FCM e a menor média, de 3789 kg ha⁻¹, sendo obtida no tratamento TS.

Figura 32 - Efeito do uso de remineralizadores, planta de cobertura e microrganismos nas médias e desvios padrão da produtividade da cultura da soja no ano de 2019/2020



Mais uma vez, é possível observar o desempenho superior dos tratamentos com fertilizantes industriais (FC, FCM, FS e FSM) (Figura 32). Há de se ressaltar, no entanto, que os tratamentos com remineralizadores, apesar de terem tido de alguma maneira desempenho estatisticamente similar aqueles com fertilizantes comerciais no ano de 2019/2020, este comportamento não se repetiu no segundo ano agrícola, pois enquanto os tratamentos com fertilizantes comerciais tiveram médias acima de 5300 kg ha⁻¹ no último ano de produção, os tratamentos com remineralizadores tiveram média máxima de 5092 kg ha⁻¹ na produtividade.

Figura 33 - Efeito do uso de remineralizadores, planta de cobertura e microrganismos nas médias e desvios padrão da produtividade da cultura da soja na safra 2020/2021



Ainda com relação à produtividade de milho no ano de 2019, os tratamentos FSM, FCM e RCM tiveram melhor desempenho, contrariamente ao que ocorreu com os tratamentos TC, TS e TCM que apresentaram piores valores na produção. No ano de 2020, porém, as melhores produtividades foram alcançadas pelos tratamentos TCM, FSM, e FC, com valores acima de 6500 kg ha⁻¹, ao passo que neste ano o tratamento não alcançou sequer média de 6000 kg ha⁻¹. Por outro lado, os tratamentos TCM, TS e TC tiveram piores desempenhos em 2020, não chegando a alcançar 3500 kg ha⁻¹.

Quanto aos resultados do milho de 2019, é possível observar que nem sempre o sistema de manejo (com e sem consórcio) resultou em melhor desempenho produtivo, mas que as três melhores médias neste ano tinham em comum o uso de microrganismos, fato este que pode ser um indicativo de que o uso de inoculante fonte de microrganismos tenha de fato favorecido o aumento de produtividade.

No sistema de plantio solteiro, o tratamento com fertilizante (FS) foi o melhor, comportamento semelhante ao ocorrido nos demais sistemas de manejo. Apesar de não ser estatisticamente diferente, o tratamento FSM produziu 220,75 kg ha⁻¹ a mais

que FCM. Este padrão, porém, não foi seguido pelos remineralizadores, que no sistema consorciado e com microrganismos, RCM e RC, apresentaram melhores médias de produtividade.

A respeito da soja nos dois anos, pode ser que o *feedback* do sistema solo-planta no ano agrícola 2019/2020 foi superior ao que ocorreu na safra 2020/2021 (EHRENFELD; RAVIT; ELGERSMA, 2005b). No tocante ao sistema de cultivo (consórcio e solteiro), vê-se que nem sempre os tratamentos em sistema consorciados tiveram melhores desempenhos. Um exemplo disso ocorreu com os tratamentos FC, na modalidade fertilizantes industriais e TC nas testemunhas no ano de 2019. Apesar de estes resultados não estarem totalmente de acordo com aqueles encontrados por trabalhos semelhantes, que não encontraram diferenças significativas de produtividade entre sistemas de cultivo consorciados e solteiros (CORREIA; LEITE; FUZITA, 2013; FREITAS et al., 2008), todavia, os resultados não são de todo estranhos, pelo contrário, esses dados só corroboram o fato de que nem sempre o sistema de produção de grãos consorciado com plantas de cobertura traz benefícios em termos de produtividade, fato este constatado por outros trabalhos, que verificaram não um aumento, mas diminuição na produtividade de milho consorciado com *Urochloa brizantha*, por exemplo (BORGHI; CRUSCIOL, 2007).

Mas se em outros trabalhos tem sido demonstrado que o consórcio é benéfico para o solo conforme afirmam Garcia et al. (2012) e Pariz et al. (2009), e que pode atuar em um sistema de *feedback* positivo para a plantas, de acordo com Bever, Platt e Morton (2012), Ehrenfeld, Ravit e Elgersma (2005b) e Thakur et al. (2021), porque alguns tratamentos neste trabalho apresentam resultados inferiores aqueles em sistema de plantio solteiro? Esta pergunta pode ser respondida recorrendo aos resultados de Borghi e Crusciol (2007), que observaram que quando o sistema de cultivo é o consórcio, seja ele com a forrageira semeada na entrelinha ou na linha mais entrelinha, o primeiro efeito observado nas plantas da cultura principal pode ser a diminuição do estande, seguido por menor índice de espigas, e consequentemente menor produtividade. Assim, uma maior densidade de plantas em um mesmo volume de solo (quando comparado ao plantio solteiro), leva as plantas a competirem e a reduzirem a disponibilidade de recursos limitantes pra outras plantas, podendo induzir a outra espécie ao estresse nutricional. Conforme observado por Craine e Dybzinski (2013) e Tilman e Wedin (1991a, 1991b), o inverso prova-se verdadeiro, pois no sistema de plantio solteiro, em que havendo bom manejo de plantas invasoras, a

competição será mínima, dando assim oportunidade para que a cultura do milho expresse seu máximo potencial.

É possível observar pelos resultados até aqui apresentados, que os tratamentos com remineralizadores de forma geral tiveram desempenho distintos, apesar de alguns tratamentos com fontes de baixa solubilidade não terem sido estatisticamente diferentes daqueles com fontes de alta solubilidade, como RCM, por exemplo. Os experimentos de Boldrin et al. (2019) talvez contenham parte das respostas para este comportamento. Estes autores, estudando várias fontes de K para a cultura do milho com e sem misturas, encontraram melhores resultados naqueles tratamentos em que junto a fontes como fonolito havia uma mistura de resíduo orgânico. Resultados parecidos haviam sido encontrados por Tavares (2017), ao constatar aumentos significativos na disponibilidade não apenas de K, mas também de Si no sistema solo-planta, ao incorporar fonolito ao processo de compostagem.

Com relação ao fornecimento de P por meio de fosfato natural, as condições para melhor eficiência deste insumo não parecem ser muito diferentes daquelas citadas para o fonolito, de modo que Foloni et al. (2008) observaram que a resposta da cultura da soja é totalmente diferente daquela observada no milho, uma vez que é distinta a absorção P de fontes de baixa solubilidade.

Os tratamentos FC, FS e RC na cultura do milho em 2019 tiveram resultados similares, não sendo, portanto, estatisticamente diferentes, ainda que tenham tido resultados inferiores aqueles encontrados nos tratamentos FCM e FSM. Montagna et al. (2009) afirmam que plantas de uma mesma espécie podem responder à adubação fosfatada de forma similar, independente da fonte, para tanto, é imperativo o uso de sucessão no sistema de produção, pois, neste modelo de sistema a produtividade das fontes de baixa solubilidade pode com o passar do tempo equiparar-se aquelas de alta solubilidade. Chioderoli et al. (2012) demonstraram que a agricultura de sistema é muito mais eficiente que a agricultura puramente focada em insumos, pois além de ser um agente biológico de solubilização, plantas de cobertura são capazes de agir como estabilizadoras do sistema, promovendo maiores valores de produtividade na cultura da soja, por exemplo.

Ainda que o uso de microrganismos para solubilização de fosfato seja descrito na literatura como um fator benéfico para a produtividade, este efeito não se refletiu de fato nos tratamentos que estavam nas áreas em que foi aplicado inoculante fonte de microrganismos (KHAN; ZAIDI; AHMAD, 2014; NAHAS, 1996). O benefício desses

microrganismos é atribuído, em grande parte, principalmente ao aumento da disponibilidade do P por meio do uso de ácidos orgânicos (ALAM, 2016; RAWAT et al., 2020).

Mas de maneira geral, essa eficiência depende em grande parte da solubilidade inerente ao substrato (no caso, a rocha triturada), do material e do pH do solo, pois de acordo com o favorecimento ou não dessas variáveis, a disponibilidade de P pode ser muito insipiente, não imprimindo, portanto, efeito significativo na produtividade da cultura (HOSSEINI et al., 2010). Além dos mais, as plantas possuem seus próprios mecanismos e arcabouço de enzimas e exsudados radiculares, por meio dos quais são capazes de solubilizar o P necessário para sua própria nutrição (DAKORA; PHILLIPS, 2002). Neste caso, a produtividade das parcelas em que não houve aplicação de inoculante, pode de fato não diferir daquelas em que foi adicionado este insumo, dando assim a impressão de ineficiência do insumo, quando na verdade faltaram condições.

De maneira geral, levando em conta o cenário atual de preços de fertilizantes e o quanto estes produtos podem onerar o custo de produção, e com base nos resultados apresentados pelos remineralizadores neste trabalho, é prudente afirmar que estes produtos tiveram desempenho satisfatório, uma vez que a produtividade de alguns tratamentos foi equivalente à média geral de algumas regiões. E ainda que em alguns desses tratamentos tenham havido médias menores que aquelas observadas com o uso de fertilizantes industriais, o uso moderado e cauteloso desse materiais pode ser uma alternativa.

5 CONCLUSÃO

O uso de microrganismos, remineralizadores e plantas de cobertura não apresentou efeito para a maioria dos atributos físicos analisados, exceto para diâmetro médio ponderado, diâmetro médio geométrico e agregados com diâmetro maior que 2 mm, no entanto, há a necessidade de um tempo maior para conclusões mais claras sobre como cada manejo pode melhorar (ou não) a estrutura do solo e como isto pode de forma direta ou indireta beneficiar a produtividade.

O uso de remineralizadores pode ser uma alternativa viável para o sistema de produção, no entanto, como técnica isolada, seu efeito pode ser inócuo, havendo neste caso a necessidade de que o uso destes insumos esteja associado ao uso de algum agente do biointemperismo como plantas de cobertura e microrganismos.

O uso de microrganismos pode eventualmente melhorar o desempenho dos remineralizadores em sistemas de produção. Há, no entanto, a necessidade de um tempo relativamente maior para que estes efeitos sejam melhor investigados.

O uso de remineralizadores tem potencial de alcançar produtividades próximas às aquelas apresentadas pelos fertilizantes industrializados, mas ainda não é possível afirmar de que seja capaz de substituir o uso desses produtos em sua totalidade.

REFERÊNCIAS

- AGNIHOTRI, V. P. Solubilization of insoluble phosphates by some soil fungi isolated from nursery seedbeds. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 16, n. 9, p. 877–880, 1970.
- ALAKUKKU, L. et al. Prevention strategies for field traffic-induced subsoil compaction: a review: Part 1. Machine/soil interactions. **Soil and tillage research**, v. 73, n. 1–2, p. 145–160, 2003.
- ALAM, S. Organic Acids Production and Phosphate Solubilization by Phosphate Solubilizing Microorganisms (PSM) Under in vitro Conditions. n. October, 2016.
- ALAOUI, A.; DISERENS, E. Mapping soil compaction--A review. **Current opinion in environmental science & health**, v. 5, p. 60–66, 2018.
- ALOVISI, A. M. T. et al. Soil factors affecting phosphorus adsorption in soils of the Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 22, p. e00298, 2020.
- ALTOMARE, C. et al. Solubilization of phosphates and micronutrients by the plant-growth- promoting and biocontrol fungus *Trichoderma harzianum* Rifai 1295-22. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 65, n. 7, p. 2926–2933, 1999.
- AMUNDSON, R. Soil Formation. **Treatise on Geochemistry**, v. 5–9, n. i, p. 1–35, 2003.
- ANDA, M.; SHAMSHUDDIN, J.; FAUZIAH, C. I. Improving chemical properties of a highly weathered soil using finely ground basalt rocks. **Catena**, v. 124, p. 147–161, 2015.
- ARTHUR, E. et al. Linking particle and pore size distribution parameters to soil gas transport properties. **Soil Science Society of America Journal**, v. 76, n. 1, p. 18–27, 2012.
- ASSIS, L. B. et al. Desafios em soberania e segurança alimentar: a utilização da rochagem como fonte alternativa sustentável. **Anais II Congresso Brasileiro de Rochagem**. Poços de Caldas. Anais...2013.
- AYUKE, F. O. et al. Soil fertility management: Impacts on soil macrofauna, soil aggregation and soil organic matter allocation. **Applied Soil Ecology**, v. 48, n. 1, p. 53–62, 2011.
- AZEVEDO, A. C. DE. USO TECNOLÓGICO DO INTEMPERISMO. III Congresso Brasileiro de Rochagem. Anais...**SciELO** Brasil, 2016.
- BAILEY, V. L. et al. Linking microbial community structure to β -glucosidic function in soil aggregates. **The ISME journal**, v. 7, n. 10, p. 2044–2053, 2013.
- BAKKEN, A. K. et al. Crushed rocks and mine tailings applied as K fertilizers on grassland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 56, n. 1, p. 53–57, 2000.

BAKKEN, L. R.; BØRRESEN, T.; NJØS, A. Effect of soil compaction by tractor traffic on soil structure, denitrification, and yield of wheat (*Triticum aestivum* L.). **Journal of Soil Science**, v. 38, n. 3, p. 541–552, 1987.

BAREA, M.; AZC, R. **Mycorrhizosphere interactions to improve plant fitness and soil quality**. p. 343–351, 2002.

BARRAL, M. T.; ARIAS, M.; GUERIF, J. Effects of iron and organic matter on the porosity and structural stability of soil aggregates. **Soil and Tillage Research**, v. 46, n. 3–4, p. 261–272, 1998.

BARRETO, R. F. Estado nutricional, produtividade do milho e atributos químicos do solo em função da aplicação superficial de gesso e de calcário em sistema de semeadura direta. 2016.

BARROSO, C. B.; NAHAS, E. Solubilização do fosfato de ferro em meio de cultura. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 43, n. 4, p. 529–535, 2008.

BARTHÈS, B. et al. Field-scale run-off and erosion in relation to topsoil aggregate stability in three tropical regions (Benin, Cameroon, Mexico). **European Journal of Soil Science**, v. 51, n. 3, p. 485–495, 2000.

BATEY, T. Soil compaction and soil management--a review. **Soil use and management**, v. 25, n. 4, p. 335–345, 2009.

BENBI, D. K.; BOPARAI, A. K.; BRAR, K. Decomposition of particulate organic matter is more sensitive to temperature than the mineral associated organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 70, p. 183–192, 2014.

BERGMANN, J. et al. The interplay between soil structure, roots, and microbiota as a determinant of plant--soil feedback. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 21, p. 7633–7644, 2016a.

BERGMANN, J. et al. The interplay between soil structure , roots , and microbiota as a determinant of plant – soil feedback. n. August, p. 7633–7644, 2016b.

BEVER, J. D.; PLATT, T. G.; MORTON, E. R. Microbial population and community dynamics on plant roots and their feedbacks on plant communities. **Annual Review of Microbiology**, v. 66, p. 265–283, 2012.

BLANCO-CANQUI, H.; JASA, P. J. Do grass and legume cover crops improve soil properties in the long term? **Soil Science Society of America Journal**, v. 83, n. 4, p. 1181–1187, 2019.

BOLDRIN, P. F. et al. Alternative sources of potassium for maize cultivation. **Ciencia e Agrotecnologia**, v. 43, 2019.

BORGHI, E.; CRUSCIOL, C. A. C. Produtividade de milho, espaçamento e modalidade de consorciação com *Brachiaria brizantha* em sistema plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 2, p. 163–171, 2007.

BORTOLANZA, M. et al. Geoderma Use of cover crops in the southern Amazon region : What is the impact on soil physical quality ? v. 384, n. September 2020, 2021.

BRAGA, F. DE V. A. et al. Propriedades mecânicas e permeabilidade ao ar em topossequência Argissolo-Gleissolo: variação no perfil e efeito de compressão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 1025–1035, 2015.

BRANDAN, C. P. et al. Influence of a tropical grass (*Brachiaria brizantha* cv. Mulato) as cover crop on soil biochemical properties in a degraded agricultural soil. **European Journal of Soil Biology**, v. 83, n. July, p. 84–90, 2017.

BRANDÃO, J. A. V.; LOPES-ASSAD, M. L. R. C.; CECCATO-ANTONINI, S. R. Solubilization of diabase and phonolite dust by filamentous fungus. **Revista Ceres**, v. 61, n. 5, p. 740–745, 2014.

BRELAND, T. A.; HANSEN, S. Nitrogen mineralization and microbial biomass as affected by soil compaction. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 28, n. 4–5, p. 655–663, 1996.

BÜNEMANN, E. K. et al. Soil quality – A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, n. January, p. 105–125, 2018.

BUURMAN, P.; JONGMANS, A. G. Podzolisation and soil organic matter dynamics. **Geoderma**, v. 125, n. 1–2, p. 71–83, 2005.

BUYANOVSKY, G. A.; ASLAM, M.; WAGNER, G. H. Carbon turnover in soil physical fractions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, n. 4, p. 1167–1173, 1994.

CALIMAN, J. P. et al. Maintenance of physical soil fertility under oil palm in humid tropical regions. **Oléagineux**, v. 45, n. 3, p. 103–110, 1990.

CALONEGO, J. C.; ROSOLEM, C. A. Phosphorus and potassium balance in a corn-soybean rotation under no-till and chiseling. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 96, n. 1, p. 123–131, 2013.

CARA, D. V. C. et al. Solubilização Biológica de Potássio. [s.l: s.n.].

CARDINALE, B. J.; PALMER, M. A.; COLLINS, S. L. Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. **Nature**, v. 415, n. 6870, p. 426–429, 2002.

CARMEIS FILHO, A. C. A. et al. Lime and phosphogypsum impacts on soil organic matter pools in a tropical Oxisol under long-term no-till conditions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 241, p. 11–23, 2017.

CARMINATI, A. et al. Water flow between soil aggregates. **Transport in Porous Media**, v. 68, n. 2, p. 219–236, 2007.

CARPENEDO, V.; MIELNICZUK, J. Estado de agregação e qualidade de agregados de Latossolos Roxos, submetidos a diferentes sistemas de manejo. **Bras. Ci. Solo**, v. 14, n. 1, p. 99–105, 1990.

CARVALHO, A. M. X. et al. Plantas, micorrizas e microbiota do solo na disponibilização de nutrientes de pós de rocha. II Congresso Brasileiro de Rochagem. **Anais...**2013.

CARVALHO, A. M. X. DE. Rochagem e suas interações no ambiente solo: contribuições para aplicação em agroecossistemas sob manejo agroecológico. [s.l.] Universidade Federal de Viçosa, 2012a.

CARVALHO, A. M. X. DE. Rochagem e suas interações no ambiente solo: contribuições para aplicação em agroecossistemas sob manejo agroecológico. [s.l.: s.n.].

CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A. L. O teor de carbono orgânico num latossolo roxo distrófico , em função de sistemas de plantio , rotações de culturas e métodos. n. 3, p. 527–538, 1998.

CASTRO, G. S. A. et al. Surface lime and silicate application and crop production system effects on physical characteristics of a Brazilian Oxisol. **Soil Research**, v. 55, n. 8, p. 778, 2017.

CHAMEN, T. et al. Prevention strategies for field traffic-induced subsoil compaction: a review: Part 2. Equipment and field practices. **Soil and tillage research**, v. 73, n. 1–2, p. 161–174, 2003.

CHHONKAR, P. K.; SUBBA-RAO, N. S. Phosphate Solubilization By Fungi Associated. **Canadian journal of microbiology**, v. 13, n. 7, p. 749–753, 1967.

CHIODEROLI, C. A. et al. Atributos físicos do solo e produtividade de soja em sistema de consórcio milho e braquiária Physycal properties of soil and yield of soybeans in corn braquiaria consortium. p. 37–43, 2012.

CHRISTENSEN, B. T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. In: Advances in soil science. [s.l.] **Springer**, 1992. p. 1–90.

CIOTTA, M. N. et al. Matéria orgânica e aumento da capacidade de troca de cátions em solo com argila de atividade baixa sob plantio direto system. p. 19–22, 2003.

CONAB, C. N. DE A. Boletim de monitoramento agrícola.

CORDELL, D.; DRANGERT, J.-O.; WHITE, S. The story of phosphorus: global food security and food for thought. **Global environmental change**, v. 19, n. 2, p. 292–305, 2009.

CORDELL, D.; WHITE, S. Peak phosphorus: Clarifying the key issues of a vigorous debate about long-term phosphorus security. **Sustainability**, v. 3, n. 10, p. 2027–2049, 2011.

- CORREIA, N. M.; LEITE, M. B.; FUZITA, W. E. Consórcio de milho com *Urochloa ruziziensis* e os efeitos na cultura da soja em rotação. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 1, p. 65–76, 2013.
- CORVASCE, M. et al. Characterization of water extractable organic matter in a deep soil profile. v. 62, p. 1583–1590, 2006.
- COSTA, L. M. DA; SILVA, M. F. DE O. E. A indústria química e o setor de fertilizantes. [s.l: s.n.].
- COSTA, N. R. et al. Adubação nitrogenada no consórcio de milho com duas espécies de braquiária em sistema plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 8, p. 1038–1047, 2012.
- CRAINE, J. M.; DYBZINSKI, R. Mechanisms of plant competition for nutrients, water and light. **Functional Ecology**, v. 27, n. 4, p. 833–840, 2013.
- CRUSCIOL, C. A. C. et al. Persistence and nutrients release of forage turnip straw utilized as mulching in no-tillage crop system. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 2, p. 161–168, 2005.
- CRUSH, J. R.; WALLER, J. E.; CARE, D. A. Root distribution and nitrate interception in eleven temperate forage grasses. n. May, p. 385–392, 2005.
- CUNHA, J. F. DA; FRANCISCO, E. A. B.; PROCHNOW, L. I. Balanço de nutrientes na agricultura brasileira no período de 2013 a 2016. **IPNI**, v. 162, n. 19, p. 1–16, 2018.
- CUNHA, J. F.; CASARIN, V.; PROCHNOW, L. I. Balanço de nutrientes na agricultura brasileira. **Informações Agronômicas**, v. 130, n. 19, p. 1–11, 2010.
- CURI, N.; KAMPF, N.; MARQUES, J. J. Mineralogia e formas de potássio em solos brasileiros. Potássio na agricultura brasileira. Piracicaba: **Instituto da Potassa e do Fosfato**, p. 71–86, 2005.
- CURRIE, J. A. Gas diffusion through soil crumbs: the effects of compaction and wetting. **Journal of Soil Science**, v. 35, n. 1, p. 1–10, 1984.
- DA SILVA, I.; MIELNICZUK, J. Ação do sistema radicular de plantas na formação e estabilização de agregados do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, n. 1, p. 113–117, 1997.
- DA SILVA, V. N. et al. Solubility curve of rock powder inoculated with microorganisms in the production of biofertilizers. **Agriculture and Natural Resources**, v. 51, n. 3, p. 142–147, 2017.
- DAKORA, F. D.; PHILLIPS, D. A. Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments. P. 35–47, 2002.
- DALCIN, G. Seleção de micorganismos promotores da disponibilidade de nutrientes contidos em rochas, produtos de rejeitos de mineração. [s.l: s.n.].

DE BANG, T. C. et al. The molecular--physiological functions of mineral macronutrients and their consequences for deficiency symptoms in plants. **New Phytologist**, v. 229, n. 5, p. 2446–2469, 2021.

DEXTER, A. R. Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, v. 120, n. 3–4, p. 201–214, 2004a.

DEXTER, A. R. Soil physical quality Part III : Unsaturated hydraulic conductivity and general conclusions about S-theory. V. 120, p. 227–239, 2004b.

DEXTER, A. R. Soil physical quality : Part II . Friability , tillage , tilth and hard-setting. v. 120, p. 215–225, 2004c.

DEXTER, A. R.; BIRD, N. R. A. Methods for predicting the optimum and the range of soil water contents for tillage based on the water retention curve. **Soil and Tillage Research**, v. 57, n. 4, p. 203–212, 2001.

DIAS, V. P.; FERNANDES, E. Fertilizantes: uma visão global sintética. **Biblioteca_Digital**, p. 1–76, 2005.

DUNBABIN, V.; DIGGLE, A.; RENGEL, Z. Is there an optimal root architecture for nitrate capture in leaching environments ? 2003.

ECHER, F. R. et al. Crescimento inicial e absorção de nutrientes pelo algodoeiro cultivado sobre a palhada de *Brachiaria ruziziensis*. **Planta Daninha**, v. 30, n. 4, p. 783–790, 2012.

EDEN, M. et al. Compaction and rotovation effects on soil pore characteristics of a loamy sand soil with contrasting organic matter content. **Soil use and Management**, v. 27, n. 3, p. 340–349, 2011.

EDWARDS, A. P.; BREMNER, J. M. Microaggregates in soils. **Journal of Soil Science**, v. 18, n. 1, p. 64–73, 1967.

EHRENFELD, J. G.; RAVIT, B.; ELGERSMA, K. Feedback in the plant-soil system. **Annu. Rev. Environ. Resour.**, v. 30, p. 75–115, 2005a.

EHRENFELD, J. G.; RAVIT, B.; ELGERSMA, K. Feedback in the plant-soil system. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 30, p. 75–115, 2005b.

ELLIOTT, E. T.; CAMBARDELLA, C. A. Physical separation of soil organic matter. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 34, n. 1–4, p. 407–419, 1991.

EMBRAPA, E. B. DE P. A. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. [s.l: s.n.].

ESCOBEDO, J. F. et al. Modeling hourly and daily fractions of UV, PAR and NIR to global solar radiation under various sky conditions at Botucatu, Brazil. **Applied Energy**, v. 86, n. 3, p. 299–309, 2009.

FIGUEIREDO FILHO, D. B.; SILVA JÚNIOR, J. A. Desvendando os Mistérios do Coeficiente de Correlação de Pearson (r). **Revista Política Hoje**, v. 18, n. 1, p. 115–146, 2009.

FILHO, A. C. A. C. et al. Lime and phosphogypsum impacts on soil organic matter pools in a tropical Oxisol under long-term no-till conditions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 241, p. 11–23, 2017.

FOLONI, J. S. S. et al. Aplicação de fosfato natural e reciclagem de fósforo por milheto, braquiária, milho e soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, p. 1147–1155, 2008.

FONTE, S. J. et al. Fertilizer and residue quality effects on organic matter stabilization in soil aggregates. **Soil Science Society of America Journal**, v. 73, n. 3, p. 961–966, 2009.

FRANCHINI, J. C. et al. Manejo do solo para redução das perdas de produtividade pela seca. **Embrapa, Documentos 314**, n. 314, p. 39, 2009.

FREITAS, F. C. L. et al. Comportamento de cultivares de milho no consórcio com *Brachiaria brizantha* na presença e ausência de foramsulfuron + iodosulfuron-methyl para o manejo da forrageira. **Planta Daninha**, v. 26, n. 1, p. 215–221, 2008.

FRIEDMANN, E. I. Endolithic microorganisms in the Antarctic cold desert. **Science**, v. 215, n. 4536, p. 1045–1053, 1982.

GALDOS, M. V. et al. *Brachiaria* species influence nitrate transport in soil by modifying soil structure with their root system. **Scientific reports**, v. 10, n. 1, p. 1–11, 2020a.

GALDOS, M. V. et al. *Brachiaria* species influence nitrate transport in soil by modifying soil structure with their root system. **Scientific reports**, v. 10, n. 1, p. 1–11, 2020b.

GAN, Y. et al. Diversifying crop rotations with pulses enhances system productivity. **Nature Publishing Group**, p. 1–14, 2013.

GAO, Y. et al. Distribution of roots and root length density in a maize/soybean strip intercropping system. **Agricultural Water Management**, v. 98, n. 1, p. 199–212, 2010.

GARCIA, C. M. DE P. et al. Análise econômica da produtividade de grãos de milho consorciado com forrageiras dos gêneros *Brachiaria* e *Panicum* em sistema plantio direto. **Revista Ceres**, v. 59, n. 2, p. 157–163, 2012.

GARCIA, R. A.; LI, Y.; ROSOLEM, C. A. Soil Organic Matter and Physical Attributes Affected by Crop Rotation Under No-till. **Soil Science Society of America Journal**, v. 77, n. 5, p. 1724, 2013.

GEMTOS, T. A.; LELLIS, T. Effects of Soil Compaction, Water and Organic Matter Contents on Emergence and Initial Plant Growth of Cotton and Sugar Beet. p. 121–134, 1997.

- GOLCHIN, A.; BALDOCK, J. A.; OADES, J. M. A model linking organic matter decomposition, chemistry, and aggregate dynamics. In: Soil processes and the carbon cycle. [s.l.] **CRC Press**, 2018. p. 245–266.
- GRABLE, A. R.; SIEMER, E. G. Effects of bulk density, aggregate size, and soil water suction on oxygen diffusion, redox potentials, and elongation of corn roots. **Soil Science Society of America Journal**, v. 32, n. 2, p. 180–186, 1968.
- GREGORICH, E. G. et al. Chemical and Biological Characteristics of Physically Uncomplexed Organic Matter. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, n. 3, p. 975–985, 2006.
- GROHMANN, F. Distribuição e tamanho de poros em três tipos de solos do Estado de São Paulo. **Bragantia**, v. 19, p. 319–328, 1960.
- GUPTA, S. C.; SHARMA, P. P.; DEFRANCHI, S. A. Compaction effects on soil structure. **Advances in Agronomy**, v. 42, p. 311–338, 1989.
- HARLEY, A. D.; GILKES, R. J. Factors influencing the release of plant nutrient elements from silicate rock powders: A geochemical overview. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 56, n. 1, p. 11–36, 2000.
- HASSINK, J.; WHITMORE, A. P.; KUBÁT, J. Size and density fractionation of soil organic matter and the physical capacity of soils to protect organic matter. **Developments in Crop Science**, v. 25, n. C, p. 245–255, 1997.
- HAZRA, A.; GOGTAY, N. Biostatistics Series Module 6: Correlation and Linear Regression. **Indian journal of dermatology**, v. 61, n. 6, p. 593–601, 2016.
- HEMWALL, J. B. The Fixation of Phosphorus by Soils. **Advances in Agronomy**, v. 9, n. C, p. 95–112, 1957.
- HEUZÉ, V. et al. Congo grass (*Brachiaria ruziziensis*). Disponível em: <<https://www.feedipedia.org/node/484>>.
- HILLEL, D. 3. - SOIL FORMATION. In: HILLEL, D. B. T.-S. IN THE E. (Ed.). **San Diego: Academic Press**, 2008. p. 15–26.
- HINSINGER, P. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review Philippe. **Plant and soil**, v. 237, n. 2, p. 173–195, 2001.
- HIROSHI, J. et al. Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180224890011>. 2012.
- HOCHHOLDINGER, F. et al. From weeds to crops: Genetic analysis of root development in cereals. **Trends in Plant Science**, v. 9, n. 1, p. 42–48, 2004.
- HOSSEINI, H. M. et al. Study of the effects of rock phosphate application with phosphate solubilizing bacteria on P availability for corn. 2010.

HUSSON, O. et al. *Brachiaria* sp. *B. ruziziensis*, *B. brizantha*, *B. decumbens*, *B. humidicola*. Fiches techniques plantes de couverture : Graminées pérennes. Caractéristiques générales des brachiarias, v. V, p. 1–20, 2008.

IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). Levantamento Sistemático da Produção Agrícola - LSPA. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9201-levantamento-sistemico-da-producao-agricola.html?=&t=o-que-e>>. Acesso em: 6 maio. 2019.

IFA - INTERNATIONAL FERTILIZER ASSOCIATION. Executive Summary Fertilizer Outlook 2019-2023 IFA Annual Conference. [s.l: s.n.].

JOCHNER, S. et al. Nutrient status: a missing factor in phenological and pollen research? **Journal of experimental botany**, v. 64, n. 7, p. 2081–2092, abr. 2013.

KAMERLIN, S. C. L. et al. Why nature really chose phosphate. [s.l.] **NIH Public Access**, 2013. v. 46

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size Distribution of Aggregates. Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical properties, including statistics of measurement and sampling, n. *methods of soil analysis*, p. 499–510, 1965.

KHAN, S.; ZAIDI, A.; AHMAD, E. Mechanism of Phosphate Solubilization and Physiological Functions of Phosphate-Solubilizing Microorganisms. [s.l: s.n.].

KLAIC, R. et al. A novel combined mechanical-biological approach to improve rock phosphate solubilization. **International Journal of Mineral Processing**, v. 161, p. 50–58, 2017.

KOEPPEN, W. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. 1948.

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, n. 11–12, p. 1485–1498, 2000.

LAREEN, A.; BURTON, F.; SCHÄFER, P. Plant root-microbe communication in shaping root microbiomes. **Plant Molecular Biology**, v. 90, n. 6, p. 575–587, 2016.

LATIF, M. A. et al. Effects of legumes on soil physical quality in a maize crop. **Plant and Soil: An International Journal on Plant-Soil Relationships**, v. 140, n. 1, p. 15–23, 1992.

LEBEIS, S. L. et al. Salicylic acid modulates colonization of the root microbiome by specific bacterial taxa. v. 349, n. 6250, p. 1678–1681, 2015.

LEHMANN, J.; KLEBER, M. Perspective The contentious nature of soil organic matter. p. 0–8, 2015.

LEONARDOS, O. H.; FYFE, W. S.; KRONBERG, B. I. Rochagem: O método de aumento da fertilidade em solos lixiviados e arenosos. **Congresso Brasileiro de Geologia. Anais...**1976.

LEONARDOS, O. H.; FYFE, W. S.; KRONBERG, B. I. The use of ground rocks in laterite systems: an improvement to the use of conventional soluble fertilizers? **Chemical Geology**, v. 60, n. 1–4, p. 361–370, 1987.

LEYVAL, C.; BERTHELIN, J. Comparison between the utilization of phosphorus from insoluble mineral phosphates by ectomycorrhizal fungi and rhizobacteria [Achromabacter sp., Agrobacterium radiobacter; Laccaria laccata, Paxillus involutus, Scleroderma aurantium, Hebeloma crustulinifo. Physiological and Genetical Aspects of Mycorrhizae. Aspects physiologiques et genetiques des mycorrhizes. Dijon (France). 1-5 Jul 1985. **Anais...**1986.

LI, B. et al. Root exudates drive interspecific facilitation by enhancing nodulation and N₂ fixation. **Proceedings of the national Academy of Sciences**, v. 113, n. 23, p. 6496–6501, 2016.

LI, L. et al. Interspecific facilitation of nutrient uptake by intercropped maize and faba bean. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 65, n. 1, p. 61–71, 2003.

LINQUIST, B. A. et al. Aggregate size effects on the sorption and release of phosphorus in an Ultisol. **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, n. 1, p. 160–166, 1997.

LIPIEC, J.; WOJCIGA, A.; HORN, R. Hydraulic properties of soil aggregates as influenced by compaction. **Soil and Tillage Research**, v. 103, n. 1, p. 170–177, 2009.

LIU, X. J. A. et al. Labile carbon input determines the direction and magnitude of the priming effect. **Applied Soil Ecology**, v. 109, p. 7–13, 2017.

LOPES-ASSAD, M. L. et al. Solubilização de pó-de-rocha por *Aspergillus niger*. **Espaço & Geografia**, v. 9, n. 1, p. 1–17, 2006.

LOPES-ASSAD, M. L. et al. The solubilization of potassium-bearing rock powder by *Aspergillus niger* in small-scale batch fermentations. **Canadian journal of microbiology**, v. 56, n. 7, p. 598–605, 2010.

MANNING, D. A. C. Mineral sources of potassium for plant nutrition. A review. *Agronomy for sustainable development*, v. 30, n. 2, p. 281–294, 2010.

MARSCHNER, B. et al. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? **Journal of plant nutrition and soil science**, v. 171, n. 1, p. 91–110, 2008.

MARTINS, E. DE S. et al. Materiais silicáticos como fontes regionais de nutrientes e condicionadores de solos. **CETEM/MCT.**, 2010.

MASLE, J.; PASSIOURA, J. B. The effect of soil strength on the growth of young wheat plants. **Functional Plant Biology**, v. 14, n. 6, p. 643–656, 1987.

MCDONALD, J. H. Handbook of Biological Statistics - Paired t-test. **Sparky House Publishing**, p. 180–185, 2014.

- MELO, R. O. et al. Susceptibilidade à compactação e correlação entre as propriedades físicas de um Neossolo sob vegetação de caatinga. **Revista Caatinga**, v. 21, n. 5, 2008.
- MELO, V. F. et al. Doses de basalto moído nas propriedades químicas de um Latossolo Amarelo distrófico da savana de Roraima. **Acta Amazonica**, v. 42, n. 4, p. 471–476, 2012.
- MELVIN, S. W. Tractive device effects on soil physical properties *. v. 22, p. 41–53, 1992.
- MENDES, L. W. et al. Taxonomical and functional microbial community selection in soybean rhizosphere. **ISME Journal**, v. 8, n. 8, p. 1577–1587, 2014.
- MENDES, R.; GARBEVA, P.; RAAIJMAKERS, J. M. The rhizosphere microbiome: Significance of plant beneficial, plant pathogenic, and human pathogenic microorganisms. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 37, n. 5, p. 634–663, 2013.
- MENDONÇA, V. Z. DE et al. Avaliação dos atributos físicos do solo em consórcio de forrageiras e milho em sucessão com soja em região de cerrados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 251–259, 2013a.
- MENDONÇA, V. Z. DE et al. Avaliação dos atributos físicos do solo em consórcio de forrageiras e milho em sucessão com soja em região de cerrados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 251–259, 2013b.
- MILLER, R. M.; JASTROW, J. D. Hierarchy of root and mycorrhizal fungal interactions with soil aggregation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, n. 5, p. 579–584, 1990.
- MIRANDA, C. C. B. et al. Desenvolvimento de *Urochloa brizantha* adubada com fonolito e inoculada com bactérias diazotróficas solubilizadoras de potássio. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 41, n. 3, p. 41–50, 2018.
- MONTAGNA, J. et al. Eficiência agrônômica de superfosfato triplo. p. 727–734, 2009.
- MORAES, M. H. Qualidade física do solo: métodos de estudo: sistema de preparo e manejo do solo. [s.l.] **Funep**, 2002.
- MORAIS, K. D. B. DE. Fontes alternativas de nutrientes em associação com plantas de cobertura e manejo agrícola. [s.l.: s.n.].
- NAHAS, E. Factors determining rock phosphate solubilization by microorganisms isolated from soil. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 12, n. 6, p. 567–572, 1996.
- NAWAZ, M. F.; BOURRIÉ, G. Soil compaction impact and modelling . A review. p. 291–309, 2013.

NESET, T.-S. S.; CORDELL, D. Global phosphorus scarcity: identifying synergies for a sustainable future. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 92, n. 1, p. 2–6, 2012.

OADES, J. M. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. **Plant and soil**, v. 76, n. 1, p. 319–337, 1984.

OADES, J. M. et al. Interactions of soil organic matter and variable-charge clays. Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems, v. 3, p. 69–96, 1989.

OADES, J. M.; WATERS, A. G. Aggregate hierarchy in soils. **Soil Research**, v. 29, n. 6, p. 815–828, 1991.

OLIVEIRA, V. S. et al. Compactação de um Argissolo Amarelo distrocoeso submetido a diferentes manejos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 914–920, 2010.

PACKER, I. J.; HAMILTON, G. J.; KOEN, T. B. Runoff, soil loss and soil physical property changes of light textured surface soils from long term tillage treatments. **Soil Research**, v. 30, n. 5, p. 789–806, 1992.

PANAYIOTOPOULOS, K. P.; PAPADOPOULOU, C. P.; HATJIOANNIDOU, A. Compaction and penetration resistance of an Alfisol and Entisol and their influence on root growth of maize seedlings. **Soil and Tillage Research**, v. 31, n. 4, p. 323–337, 1994.

PARIZ, C. M. et al. DESEMPENHOS TÉCNICOS E ECONÔMICOS DA CONSORCIAÇÃO DE MILHO COM FORRAGEIRAS DOS GÊNEROS *Panicum* E *Brachiaria* EM SISTEMA DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA. **Pesquisa Agropecuária Tropical (Agricultural Research in the Tropics)**, v. 39, n. 4, p. 360–370, 2009.

PARIZ, C. M. et al. Production and Soil Responses to Intercropping of Forage Grasses with Corn and Soybean Silage. n. July, 2016.

PÉREZ-JARAMILLO, J. E.; MENDES, R.; RAAIJMAKERS, J. M. Impact of plant domestication on rhizosphere microbiome assembly and functions. **Plant Molecular Biology**, v. 90, n. 6, p. 635–644, 2016.

PHILIPPOT, L. et al. Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere. **Nature Reviews Microbiology**, v. 11, n. 11, p. 789–799, 2013.

PIETERSE, C. M. J.; DE JONGE, R.; BERENDSEN, R. L. The Soil-Borne Supremacy. **Trends in Plant Science**, v. 21, n. 3, p. 171–173, 2016.

POLYNOV, B. B. Pervye stadii pochvoobrazovaniya na masivno-kristalicheskikh porodah. *Pochvovedenie*, 1945.

PRODHAN, M. A.; FINNEGAN, P. M.; LAMBERS, H. How Does Evolution in Phosphorus-Impoverished Landscapes Impact Plant Nitrogen and Sulfur Assimilation? **Trends in Plant Science**, v. 24, n. 1, p. 69–82, 2019.

RAAIJMAKERS, J. M.; MAZZOLA, M. Soil immune responses. **Science**, v. 352, n. 6292, p. 1392–1393, 2016.

RAGHAVAN, G. S. V; MCKYES, E.; BEAULIEU, B. Prediction of clay soil compaction. **Journal of Terramechanics**, v. 14, n. 1, p. 31–38, 1977.

RAIJ, B. VAN. A capacidade de troca de cátions das frações orgânica e mineral em solos. **Bragantia**, v. 28, p. 85–112, 1969.

RAIJ, B. VAN et al. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. Campinas: Instituto Agrônômico & Fundação IAC, 1996. 285p. **Boletim técnico**, v. 100, 1996.

RAWAT, P. et al. Phosphate-Solubilizing Microorganisms : Mechanism and Their Role in Phosphate Solubilization and Uptake Phosphate-Solubilizing Microorganisms : Mechanism and Their Role in Phosphate Solubilization and Uptake. n. October, 2020.

REGELINK, I. C. et al. Geoderma Linkages between aggregate formation , porosity and soil chemical properties. **Geoderma**, v. 247–248, p. 24–37, 2015.

REID, J. B.; GOSS, M. J. Effect of living roots of different plant species on the aggregate stability of two arable soils. **Journal of Soil Science**, v. 32, n. 4, p. 521–541, 1981.

RENAULT, P.; STENGEL, P. Modeling oxygen diffusion in aggregated soils: I. Anaerobiosis inside the aggregates. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, n. 4, p. 1017–1023, 1994.

RESENDE, M. et al. Pedologia: Base para distinção de ambientes, eds. **Editores UFLA**, 2014.

RIVERO, S. et al. Pecuária e desmatamento: Uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. **Nova Economia**, v. 19, n. 1, p. 41–66, 2009.

ROCHA, K. F. et al. Geoderma Cover crops affect the partial nitrogen balance in a maize-forage cropping system. **Geoderma**, v. 360, n. June 2019, p. 114000, 2020.

ROCHA NETO, A. R. DA. Solubilização de pó de fonolito em latossolo vermelho distroférico por ação de poáceas cultivadas como plantas de cobertura. [s.l: s.n.].

ROSA-MAGRI, M. M. et al. Release of potassium from rock powder by the yeast *Torulaspora globosa*. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 55, n. 4, p. 577–582, 2012.

RUNGE-METZGER, A. Closing the cycle: obstacles to efficient P management for improved global food security. **Scope-Scientific Committee on Problems of the Environment International Council of Scientific Unions**, v. 54, p. 27–42, 1995.

SAAB, A. A.; PAULA, R. D. A. O mercado de fertilizantes no Brasil Diagnósticos e. **Revista de Política Agrícola**, v. 17, n. 2, p. 5–24, 2008.

SANCHEZ, P. A.; UEHARA, G. Management Considerations for Acid Soils with High Phosphorus Fixation Capacity. **The Role of Phosphorus in Agriculture**, p. 471–514, 2015.

SANTANA, E. B.; MARQUES, E. L. S.; DIAS, J. C. T. Effects of phosphate-solubilizing bacteria, native microorganisms, and rock dust on *Jatropha curcas* L. growth. **Genetics and Molecular Research**, v. 15, n. 4, 2016.

SANTOS, G. G. Impacto De Sistemas De Integração Lavoura-Pecuária Na Qualidade Física Do Solo. [s.l: s.n.].

SATTARI, S. Z. et al. Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 16, p. 6348–6353, 2012.

SCHATZ, A. Chelation in nutrition, Soil Microorganisms and Soil Chelation. The Pedogenic Action of Lichens and Lichen Acids. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 11, n. 2, p. 112–118, 1963.

SCHJØNNING, P. et al. Turnover of organic matter in differently textured soils: I. Physical characteristics of structurally disturbed and intact soils. **Geoderma**, v. 89, n. 3–4, p. 177–198, 1999.

SHAH, A. N. et al. Soil compaction effects on soil health and cropproductivity: an overview. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 11, p. 10056–10067, 2017.

SHAMSHUDDIN, J.; KAPOK, J. R. Effect of Ground Basalt on Chemical Properties of an Ultisol and Oxisol in Malaysia. **Pertanika J. Trop. Agric. Sci**, v. 33, n. 1, p. 7–14, 2010.

SILVA FILHO, G. N.; VIDOR, C. Solubilização de fostatos por microrganismos na presença de fontes de carbono. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 2, p. 311–319, 2000.

SILVA, U. C. et al. Biossolubilização De Fonolito Por Microrganismos Do Solo Solubilizadores De Potássio. **Congresso Brasileiro de Ciências do Solo**, n. 1, p. 3–6, 2008.

SILVA, U. C. et al. Biossolubilização de fonolito influenciada pelos microrganismos do solo solubilizadores de potássio. Solos nos biomas brasileiros: sustentabilidade e mudanças climáticas, n. 1, p. 3–6, 2015a.

SILVA, U. C. et al. Biossolubilização de fonolito influenciada pelos microrganismos do solo solubilizadores de potássio. Solos nos biomas brasileiros: sustentabilidade e mudanças climáticas, n. 1, p. 3–6, 2015b.

SILVA, U. C. et al. Biossolubilização de potássio in vitro a partir da rocha fonolito por microrganismos do solo. **Embrapa Milho e Sorgo-Documents (INFOTECA-E)**, 2015c.

SIX, J. et al. Measuring and Understanding Carbon Storage in Afforested Soils by Physical Fractionation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 66, n. 6, p. 1981–1987, 2002.

SIX, J. et al. A history of research on the link between (micro) aggregates , soil biota , and soil organic matter dynamics &. **Soil & Tillage Research**, v. 79, p. 7–31, 2004a.

SIX, J. et al. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil and Tillage Research**, v. 79, n. 1, p. 7–31, 2004b.

SOHALSCHA, E. B.; APPELT, H.; SCHATZ, A. Chelation as a weathering mechanism-I. Effect of complexing agents on the solubilization of iron from minerals and granodiorite. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 31, n. 4, p. 587–596, 1967.

SOUZA, M. D. B. DE; FONTANETTI, A.; LOPES-ASSAD, M. L. R. C. Efeito de remineralizador, vinhaça e plantas de cobertura nos atributos químicos do solo. **Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente**, v. 5, n. 1, p. 1–7, 2017.

SPERBER, J. I. Solution of apatite by soil microorganisms producing organic acids. **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 9, n. 6, p. 782–787, 1958.

SSSA. Glossary of soil science terms 2008. [s.l.] **ASA-CSSA-SSSA**, 2008.

STEPNIEWSKI, W.; GLIŃSKI, J.; BALL, B. C. Effects of Compaction on Soil Aeration Properties. **Developments in Agricultural Engineering**, v. 11, n. C, p. 167–189, 1994.

STEVENSON, F. J. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. [s.l.] **John Wiley & Sons**, 1994.

STOLF, R. Teoria e teste experimental de fórmulas de transformação dos dados de penetrômetro de impacto em resistência de solo. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 15, n. 3, p. 229–235, 1991.

STOLF, R. et al. PENETRÔMETRO DE IMPACTO STOLF - PROGRAMA COMPUTACIONAL DE DADOS EM EXCEL-VBA. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 1, p. 774–782, 2014.

STOLF, R.; FERNANDES, J.; FURLANI NETO, V. L. Recomendação para o uso do penetrômetro de impacto modelo IAA/Planalsucar-Stolf. Universidade Federal de São Carlos CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, Brasil., p. 13, 1983.

STONE, L. F.; SILVEIRA, P. M. Efeitos do sistema de preparo e da rotação de culturas na porosidade e densidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 2, p. 395–401, 2001.

STRAATEN, P. V. A. N. Farming with rocks and minerals : challenges and opportunities. v. 78, p. 731–747, 2006.

SUN, F.; LU, S. Biochars improve aggregate stability, water retention, and pore-space properties of clayey soil. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 177, n. 1, p. 26–33, 2014.

SUZUKI, L. E. A. S. et al. Grau de compactação, propriedades físicas e rendimento de culturas em Latossolo e Argissolo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 1159–1167, 2007.

TAIZ, L. et al. Plant physiology and development. [s.l.] **Sinauer Associates Incorporated**, 2015.

TAO, J. et al. Vertical distribution of ammonia-oxidizing microorganisms across a soil profile of the Chinese Loess Plateau and their responses to nitrogen inputs. **Science of The Total Environment**, v. 635, p. 240–248, 2018.

TAVARES, L. D. F. REMINERALIZADOR PELO PROCESSO DE COMPOSTAGEM. [s.l: s.n.].

TEIXEIRA, P. C. et al. Manual de métodos de análise de solo. [s.l: s.n.].

TEIXEIRA, W. et al. Decifrando a Terra. In: Decifrando a Terra. [s.l: s.n.]. p. 135.

THAKUR, M. P. et al. Plant–Soil Feedbacks and Temporal Dynamics of Plant Diversity–Productivity Relationships. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 36, n. 7, p. 651–661, 2021.

THEODORO, S. A Fertilização da Terra pela Terra: Uma Alternativa de Sustentabilidade para o Pequeno Produtor Rural. [s.l.] Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável)-Universidade de Brasília~..., 2000.

THEODORO, S. H. et al. A Importância de uma Rede Tecnológica de Rochagem para a Sustentabilidade em Países Tropicais. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 06, p. 1275–1291, 2013.

THEODORO, S. H.; LEONARDOS, O. H. ROCHAGEM : UMA QUESTÃO DE SOBERANIA NACIONAL. p. 337–340, 2009.

THEODORO, S. H.; LEONARDOS, O. H. Rochagem : Uma Questão De Soberania Nacional. **XII Congresso Brasileiro de Geoquímica - III Simpósio de Geoquímica dos Países do Mercosul**, p. 337–340, 2011.

TILMAN, D.; WEDIN, D. Plant traits and resource reduction for five grasses growing on a nitrogen gradient. **Ecology**, v. 72, n. 2, p. 685–700, 1991a.

TILMAN, D.; WEDIN, D. Dynamics of nitrogen competition between successional grasses. **Ecology**, v. 72, n. 3, p. 1038–1049, 1991b.

TISDALL, J. M. Possible role of soil microorganisms in aggregation in soils. p. 115–121, 1994.

TISDALL, J. M. Formation of soil aggregates and accumulation of soil organic matter. In: Structure and organic matter storage in agricultural soils. [s.l.] **CRC Press**, 2020. p. 57–96.

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

TORRES GONZÁLEZ, A. M.; MORTON, C. M. Molecular and morphological phylogenetic analysis of *Brachiaria* and *Urochloa* (Poaceae). **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 37, n. 1, p. 36–44, 2005.

TUBEILEH, A. et al. Effect of soil compaction on photosynthesis and carbon partitioning within a maize-soil system. **Soil and Tillage Research**, v. 71, n. 2, p. 151–161, 2003.

TWERDOFF, D. A. et al. Impacts of forage grazing and cultivation on near-surface relative compaction. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 79, n. 3, p. 465–471, 1999.

UTEAU, D. et al. Root and time dependent soil structure formation and its influence on gas transport in the subsoil. **Soil and Tillage Research**, v. 132, p. 69–76, 2013.

VAN DIJK, K. C.; LESSCHEN, J. P.; OENEMA, O. Phosphorus flows and balances of the European Union Member States. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 1078–1093, 2016.

VERCHOT, L. V et al. Geoderma Organic matter stabilization in soil aggregates : Understanding the biogeochemical mechanisms that determine the fate of carbon inputs in soils. **Geoderma**, v. 161, n. 3–4, p. 182–193, 2011.

VERNETTI JUNIOR, F. DE J.; GOMES, A. DA S.; SCHUCH, L. O. B. Sustentabilidade de sistemas de rotação e sucessão de culturas em solos de várzea no Sul do Brasil. **Ciência Rural**, v. 39, n. 6, p. 1708–1714, 2009.

VITAL, D.; RESCK, S. LABILE AND STABLE FRACTIONS OF SOIL ORGANIC MATTER UNDER MANAGEMENT SYSTEMS AND. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 1, p. 907–916, 2010.

VOMOCIL, J. A.; FLOCKER, W. J. Effect of soil compaction on storage and movement of soil air and water. **Trans. Am. Soc. Agric. Eng.**, v. 4, 1961.

WALTER, R.; RAJASHEKHARA RAO, B. K.; BAILEY, J. S. Distribution of potassium fractions in sweet potato (*Ipomoea batatas*) garden soils in the Central Highlands of Papua New Guinea and management implications. **Soil Use and Management**, v. 27, n. 1, p. 77–83, 2011.

WANG, X.; YOST, R. S.; LINQUIST, B. A. Soil aggregate size affects phosphorus desorption from highly weathered soils and plant growth. **Soil Science Society of America Journal**, v. 65, n. 1, p. 139–146, 2001.

WATERS, A. G.; OADES, J. M. Organic matter in water-stable aggregates. *Advances in soil organic matter research: The impact on agriculture and the environment*, v. 90, p. 163–174, 1991.

WERLE, R.; GARCIA, R. A.; ROSOLEM, C. A. LIXIVIAÇÃO DE POTÁSSIO EM FUNÇÃO DA TEXTURA E DA DISPONIBILIDADE DO NUTRIENTE NO SOLO (1). n. 1, p. 2297–2305, 2008.

WHALLEY, W. R.; DUMITRU, E.; DEXTER, A. R. Biological effects of soil compaction. **Soil and Tillage research**, v. 35, n. 1–2, p. 53–68, 1995.

WILLIAMS, S. M.; WEIL, R. R. Crop cover root channels may alleviate soil compaction effects on soybean crop. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, n. 4, p. 1403–1409, 2004.

WITHERS, P. J. A. et al. Transitions to sustainable management of phosphorus in Brazilian agriculture. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–13, 2018.

YODER, R. E. A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses 1. **Agronomy Journal**, v. 28, n. 5, p. 337–351, 1936.

ZHANG, H. Organic matter incorporation affects mechanical properties of soil aggregates. **Soil and Tillage Research**, v. 31, n. 2–3, p. 263–275, 1994.

ZHANG, H.; HARTGE, K. H.; RINGE, H. Effectiveness of Organic Matter Incorporation in Reducing Soil Compactibility. 1997.

ZHONG, Y.; YAN, W.; SHANGGUAN, Z. Catena Soil carbon and nitrogen fractions in the soil profile and their response to long-term nitrogen fertilization in a wheat field. **Catena**, v. 135, p. 38–46, 2015.

ZHOU, M. et al. Soil aggregates stability and storage of soil organic carbon respond to cropping systems on Black Soils of Northeast China. p. 1–13, 2020.

ZOBIOLE, L. H. S. et al. Marcha de absorção de macronutrientes na cultura do girassol. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, p. 425–434, 2010.

APÊNDICE A – Resultados de propriedades físicas do solo

Tabela A1 - Porosidade total (Pt), microporosidade (Mip), macroporosidade (Map), capacidade de campo (CC), densidade do solo (Ds) e Resistência à penetração nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade, em um Latossolo Vermelho (LV), Botucatu, SP, 2021, em função do manejo, fonte de nutrientes e uso de microrganismos

Tratamentos	Pt	Mip	Map	CC	Densidade	RP
	------(cm³ cm⁻³)-----				(g cm⁻³)	(Mpa)
0 a 10 cm						
Fertilizantes solúveis						
FC	0,429	0,388	0,041	0,348	1,251	1,251
FCM	0,421	0,383	0,038	0,356	1,300	1,3
FS	0,428	0,407	0,021	0,353	1,331	1,331
FSM	0,457	0,417	0,04	0,375	1,395	1,395
Remineralizadores						
RC	0,407	0,365	0,041	0,329	1,243	1,243
RCM	0,443	0,378	0,065	0,347	1,238	1,238
RS	0,428	0,381	0,047	0,335	1,271	1,271
RSM	0,437	0,407	0,03	0,365	1,365	1,365
Testemunhas						
TC	0,439	0,388	0,051	0,344	1,273	1,273
TCM	0,441	0,397	0,044	0,368	1,302	1,302
TS	0,42	0,381	0,039	0,318	1,254	1,254
TSM	0,433	0,387	0,046	0,345	1,300	1,3
CV(%)	6,540	5,350	5,350	6,880	6,850	43,160
P>F	0,308	0,054	0,071	0,087	0,311	0,997
10-20 cm						
Fertilizantes solúveis						
FC	0,42	0,388	0,032	0,347	1,347	2,847
FCM	0,429	0,407	0,022	0,381	1,405	3,144
FS	0,418	0,4	0,018	0,353	1,35	2,777
FSM	0,424	0,393	0,031	0,351	1,338	2,734
Remineralizadores						
RC	0,424	0,379	0,045	0,344	1,318	2,842
RCM	0,432	0,398	0,033	0,37	1,369	2,85
RS	0,422	0,379	0,043	0,343	1,306	2,632
RSM	0,427	0,397	0,03	0,359	1,334	2,843
Testemunhas						
TC	0,424	0,39	0,034	0,351	1,316	3,16
TCM	0,429	0,396	0,033	0,367	1,339	3,265
TS	0,425	0,396	0,029	0,344	1,339	2,649
TSM	0,428	0,387	0,041	0,353	1,279	2,901

(Continua)

Tabela A1 (Continuação)

CV(%)	4,080	4,000	4,01	4,940	3,990	16,560
P>F	0,267	0,548	0,5039	0,089	0,260	0,718
20-40 cm						
Fertilizantes solúveis						
FC	0,419	0,396	0,022	0,364	1,351	3,286
FCM	0,432	0,407	0,025	0,38	1,345	4,073
FS	0,406	0,398	0,008	0,356	1,412	3,715
FSM	0,458	0,438	0,02	0,408	1,31	3,969
Remineralizadores						
RC	0,426	0,4	0,026	0,368	1,35	3,181
RCM	0,428	0,387	0,041	0,356	1,296	4,143
RS	0,425	0,401	0,024	0,37	1,37	3,718
RSM	0,428	0,411	0,017	0,379	1,315	4,571
Testemunhas						
TC	0,424	0,41	0,014	0,376	1,351	3,489
TCM	0,446	0,426	0,019	0,401	1,372	4,71
TS	0,412	0,389	0,024	0,345	1,343	3,634
TSM	0,454	0,429	0,024	0,401	1,367	4,398
CV(%)	4,380	4,210	21,710	6,410	4,240	19,020
P>F	0,330	0,113	0,159	0,054	0,335	0,107
40-60 cm						
Fertilizantes solúveis						
FC	0,442	0,424	0,018	0,383	1,263	3,81
FCM	0,448	0,415	0,033	0,385	1,261	4,027
FS	0,414	0,408	0,005	0,366	1,28	4,893
FSM	0,449	0,429	0,02	0,387	1,236	4,768
Remineralizadores						
RC	0,435	0,409	0,026	0,369	1,244	3,315
RCM	0,461	0,423	0,038	0,389	1,265	4,323
RS	0,448	0,418	0,03	0,382	1,245	4,651
RSM	0,442	0,414	0,028	0,385	1,313	5,757
Testemunhas						
TC	0,429	0,401	0,029	0,35	1,191	3,739
TCM	0,456	0,425	0,031	0,389	1,261	5,071
TS	0,423	0,411	0,012	0,362	1,304	4,126
TSM	0,455	0,429	0,025	0,39	1,22	4,892
CV(%)	3,660	3,880	3,880	4,560	4,040	29,000
P>F	0,102	0,343	0,294	0,052	0,095	0,377

⁽¹⁾ CV: coeficiente de variação (%); Fertilizante industrial em sistema convencional (FC); fertilizante industrial em sistema convencional + microrganismos (FCM); fertilizante industrial em sistema de plantio solteiro (FS); fertilizante industrial em sistema de plantio solteiro + microrganismos (FSM); remineralizadores em sistema convencional (RC); remineralizadores em sistema convencional + microrganismos (RCM); remineralizadores em sistema de plantio solteiro (RS); remineralizadores em sistema de plantio solteiro + microrganismos (RSM); testemunha em coórcio (TC); testemunha em coórcio + microrganismos (TCM); testemunha em plantio solteiro (TS) e testemunha em plantio solteiro + microrganismos (TSM).

APÊNDICE B – Resultados de análise de agregados

Tabela B1 - Estabilidade de agregados em função das camadas 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade, em Latossolo Vermelho, Botucatu, 2021, em função do manejo, fonte de nutrientes e uso de microrganismos.

Tratamentos	DMP	DMG	IEA	> 2mm
	------(mm)-----	------(mm)-----	------(%)-----	------(%)-----
0 a 10 cm				
Fertilizantes solúveis				
FC	3,332b	2,041b	90,398	61,468b
FCM	2,896b	1,815b	87,583	51,49b
FS	3,636a	2,467b	91,917	68,798a
FSM	2,724b	2,008b	87,613	49,403b
Remineralizadores				
RC	3,349a	1,997b	90,937	64,55a
RCM	3,548a	2,349b	90,947	66,445a
RS	3,463b	2,241b	92,346	64,088a
RSM	3,194a	2,158b	89,79	57,96b
Testemunhas				
TC	3,881b	2,983a	94,268	73,815a
TCM	3,037a	2,266b	88,601	56,588b
TS	3,775a	2,673a	92,666	71,395a
TSM	3,891b	3,058a	94,542	74,168a
CV(%)	10,26	11,68	4,11	12,47
P>F	0,001	0,001	0.163	0.001
10-20 cm				
Fertilizantes solúveis				
FC	2,965c	1,565d	90,214	70,468b
FCM	2,721c	1,5d	87,452	49,79d
FS	3,381b	2,239c	93,472	63,078c
FSM	4,179a	3,342a	90,423	76,688a
Remineralizadores				
RC	3,499b	2,121c	92,57	64,728c
RCM	3,13b	1,928c	89,066	58,628c
RS	4,07a	3,08a	96,354	77,715a
RSM	3,43b	1,837d	87,536	63,398c
Testemunhas				
TC	3,947a	3,066a	94,505	80,393a
TCM	2,868c	1,474d	88,17	48,308d
TS	3,547b	2,412c	91,767	68,233b
TSM	3,763a	2,726b	95,264	70,165b
CV(%)	9,30	10,63	4,61	8,38
P>F	0,001	0.001	0,0635	0.001

(Continua)

Tabela A2 (Continuação)

20-40 cm				
Fertilizantes solúveis				
FC	2,348b	1,365c	86,026	37,983b
FCM	1,793c	0,856b	79,862	31,13b
FS	2,902a	1,835a	90,553	50,59a
FSM	2,876a	2,112a	89,176	52,448a
Remineralizadores				
RC	2,572b	1,5b	86,414	42,945b
RCM	2,356b	1,374b	83,994	43,11b
RS	3,163a	2,076a	92,819	56,585a
RSM	2,543b	1,422b	87,662	46,375a
Testemunhas				
TC	2,757a	1,846a	87,52	51,883a
TCM	2,753a	1,802a	85,803	48,88a
TS	2,905a	1,734a	93,961	54,463a
TSM	2,369b	1,311b	89,219	43,583b
CV(%)	13,20	13,93	6,09	14,37
P>F	0,001	0,001	0,0547	0,001
40-60 cm				
Fertilizantes solúveis				
FC	1,887b	0,779d	78,965	31,108d
FCM	2,375a	0,733d	77,437	24,495e
FS	2,379a	1,298a	85,919	38,44c
FSM	2,76a	0,656d	81,749	52,228a
Remineralizadores				
RC	1,937b	1,004c	83,09	29,79d
RCM	2,508a	1,276a	83,16	41,665b
RS	2,183b	1,133b	87,206	36,255c
RSM	2,291b	1,22b	82,916	37,518c
Testemunhas				
TC	2,221b	0,992c	79,999	33,968c
TCM	2,068b	1,108b	78,34	37,585c
TS	2,825a	1,428a	87,727	46,04b
TSM	2,562a	1,246a	85,382	40,75b
CV(%)	12,22	10,35	8,81	10,64
P>F	0,001	0,001	0,5445	0,001

Letras iguais nas colunas indicam médias que não diferiram estatisticamente entre si, dentro de cada profundidade (Scott- Knott, $p < 0,05$) ⁽¹⁾ CV: coeficiente de variação (%).

APÊNDICE C – Resultados de matéria orgânica do solo

Tabela C1 - Efeito do uso de microrganismos, plantas de cobertura e microrganismos no teor de carbono orgânico total (COT), carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico associado aos minerais (COAM), relação C:N, estoque de carbono (EC) e estoque de N no solo (EN) nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade, em função do manejo, fonte de nutrientes e uso de microrganismos

Tratamentos	COT -----(g dm^{-3})-----	COP	COAM	C:N	EC -----(t ha^{-1})-----	EN
0 a 10 cm						
Fertilizantes solúveis						
FC	18,650	8,820	9,830	9,974	23,315	2,338
FCM	19,450	10,028	9,422	10,151	25,338	2,500
FS	18,925	10,523	8,402	9,985	25,284	2,531
FSM	18,125	10,451	7,674	9,927	25,261	2,539
Remineralizadores						
RC	19,000	8,822	10,178	10,284	23,710	2,307
RCM	20,525	13,756	6,769	10,067	25,333	2,520
RS	16,475	7,825	8,650	9,707	20,970	2,164
RSM	18,500	10,453	8,047	9,859	25,199	2,553
Testemunhas						
TC	21,250	12,141	9,109	10,685	27,139	2,547
TCM	19,400	9,418	9,982	9,831	25,261	2,567
TS	22,425	9,210	10,550	10,019	28,841	2,856
TSM	18,825	10,193	8,632	9,728	24,509	2,524
CV(%)	12,10	22,38	16,30	4,23	14,46	12,53
P>F	0,109	0,0678	0,0572	0,1467	0,3685	0,3404
10-20 cm						
Fertilizantes solúveis						
FC	16,925	7,085	9,840	9,556	22,801	2,379
FCM	19,800	9,402	10,398	10,523	27,722	2,639
FS	15,700	5,847	9,853	9,554	21,215	2,215
FSM	17,825	9,336	10,619	9,597	23,853	2,477
Remineralizadores						
RC	17,525	6,449	11,076	10,072	23,075	2,277
RCM	18,500	6,880	11,620	9,873	25,295	2,567
RS	16,625	6,399	10,226	9,597	21,674	2,261
RSM	17,975	8,306	9,669	9,939	23,900	2,401
Testemunhas						
TC	18,900	8,455	10,445	10,277	24,851	2,434
TCM	18,350	8,050	10,300	9,964	24,595	2,473

TS	17,238	6,569	10,669	9,501	21,976	2,401
----	--------	-------	--------	-------	--------	-------

(Continua)

Tabela A3 (Continuação)

TSM	17,250	8,475	8,775	9,688	22,029	2,275
CV(%)	11,33	25,92	11,83	6,44	11,35	8,36
P>F	0,330	0,174	0,2144	0,43	0,072	0,1329
20-40 cm						
Fertilizantes solúveis						
FC	12,15	3,464	8,686	8,267	32,758	3,958
FCM	14,125	4,956	9,169	8,733	36,878	4,198
FS	12,475	3,913	8,562	8,066	35,189	4,375
FSM	13,2	4,651	8,549	8,663	35,324	4,087
Remineralizadores						
RC	12,913	3,641	9,272	8,921	35,895	4,020
RCM	12,625	5,178	7,447	9,075	35,575	3,904
RS	12,950	4,055	8,895	9,199	35,474	3,856
RSM	12,375	4,207	8,168	8,559	32,537	3,806
Testemunhas						
TC	13,050	3,628	9,422	9,497	35,246	3,779
TCM	12,800	4,324	8,476	9,116	35,048	3,856
TS	13,025	3,629	9,396	9,496	36,119	3,253
TSM	12,925	4,113	8,812	8,651	35,308	4,078
CV(%)	9,93	25,08	9,30	8,22	11,00	12,99
P>F	0,8093	0,3776	0,0693	0,1713	0,9344	0,34
40-60 cm						
Fertilizantes solúveis						
FC	12,18	4,39	7,79	9,18	30,69	3,35
FCM	11,10	3,65	7,45	8,37	27,98	3,35
FS	11,14	3,73	7,41	8,23	28,59	3,47
FSM	12,65	4,34	8,31	9,54	31,16	3,27
Remineralizadores						
RC	11,80	3,23	8,57	9,41	29,30	3,12
RCM	12,03	4,21	7,84	9,21	30,44	3,31
RS	11,85	3,42	8,43	9,11	29,47	3,23
RSM	12,40	4,05	8,35	9,10	32,65	3,60
Testemunhas						
TC	13,15	4,54	8,61	9,55	31,26	3,34
TCM	12,55	5,04	7,51	10,25	31,64	3,12
TS	10,95	3,42	7,53	6,85	28,55	3,46
TSM	12,35	5,52	6,83	8,85	30,10	3,42
CV(%)	10,18	22,60	11,20	11,40	9,95	10,99
P>F	0,3046	0,0505	0,1366	0,059	0,5609	0,8126

⁽¹⁾ CV: coeficiente de variação (%); ⁽²⁾: não significativo a 5 % de probabilidade pelo teste F (Scott- Knott, $p>0,05$).

APÊNDICE D – Resultados de produtividades de soja e milho

Tabela D1 - Produtividade média de soja e milho nos anos de 2019 e 2020

Tratamentos	Soja 2019	Soja 2020	Milho 2019	Milho 2020
	------(kg ha ⁻¹)-----			
Fertilizantes solúveis				
FC	5029,5 a	4929,5 a	5499 b	6653 a
FCM	5525,25 a	5364,25 a	5831,75 a	6988,75 a
FS	4947,5 b	4741,5 b	5582 b	6433,75 a
FSM	5244 a	5106,25 a	6052,5 a	6949 a
Remineralizadores				
RC	4724,75 b	4531,25 b	5484,5 b	5617,75 b
RCM	5220,75 a	5092,25 a	5747,25 a	5924,5 b
RS	4603,00 b	4415,5 b	4714 d	4723 c
RSM	5133,25 a	5027,75 a	5036,75 c	5261,75 b
Testemunhas				
TC	3857,75 c	3754,5 c	3506,5 e	2919,5 d
TCM	4161,25 c	3995,75 c	4103,75 e	3286,75 d
TS	3789 c	3487,25 c	3813,5 e	3013,5 d
TSM	4088,5 c	3848,5 c	4460 d	3493,5 d
CV(%)	5,45	6,45	6,15	6,96
P>F	0,001	0,001	0,001	0,001

Letras iguais nas colunas indicam médias que não diferiram estatisticamente entre si, dentro de cada profundidade (Scott- Knott, $p<0,05$) ⁽¹⁾ CV: coeficiente de variação (%).