

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

Movimento de água e solutos na rizosfera

**Aline Martineli Batista**

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

Piracicaba  
2022

**Aline Martineli Batista**  
**Engenheira Agrônoma**

**Movimento de água e solutos na rizosfera**

versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:

Prof. Dr. **PAULO LEONEL LIBARDI**

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

**Piracicaba**  
**2022**

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

Batista, Aline Martineli

Movimento de água e solutos na rizosfera / Aline Martineli Batista. - -  
versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - -  
Piracicaba, 2022.

97 p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de  
Queiroz".

1. Deslocamento miscível 2. Curva *breakthrough* 3. Estabilidade de  
agregados 4. Atividade microbiológica I. Título

*Dedico este trabalho aos grandes professores e pesquisadores pelos quais eu tive a honra de ser orientada ao longo da minha jornada acadêmica:*

*Dr.<sup>a</sup> Flávia França Teixeira (Embrapa Milho e Sorgo);*

*Dr. José Carlos Cruz (in memoriam) (Embrapa Milho e Sorgo);*

*Dr. Ivanildo Evódio Marriel (Embrapa Milho e Sorgo);*

*Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria Ligia de Souza Silva (Universidade Federal de Lavras);*

*Prof. Dr. Bruno Montoani Silva (Universidade Federal de São João del-Rei);*

*Prof. Dr. Álvaro Pires da Silva (in memoriam) (Universidade de São Paulo);*

*Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Silvia del Carmen Imhoff (Universidad Nacional del Litoral);*

*Prof. Dr. Pablo Javier Ghiberto (Universidad Nacional del Litoral);*

*Prof. Dr. Paulo Leonel Libardi (Universidade de São Paulo).*

*Vocês foram fundamentais em minha formação acadêmica!*

## AGRADECIMENTOS

Início agradecendo à Deus por ter tanto à agradecer.

À minha família, em especial minha mãe, meu irmão e minha cunhada (Angela, Alisson e Naiara), por serem pontos de apoio fundamentais.

Aos amigos de fora da academia que me auxiliaram nesta jornada como apoiadores, mesmo que a distância, em especial à Isabella Cristina Lopes de Assis e Ana Paula Assis.

Aos amigos que dividiram copa no Departamento de Engenharia de Biosistemas (Camila, Laiane, Ismael, Cezar, Gabriela, Thaís, Tamires, Evellyn, Janderson, Ícaro, Jorge e o técnico Francisco, vulgo Chiquinho), aos amigos que dividiram residência comigo durante o doutorado (Rubmara, Mariana, Yasmin, Antônio, Fábio, Thaís, Tamires e Rosemary) e aos demais amigos de Piracicaba que dividiram comigo momentos incríveis e muitos cafés, em especial à Verônica Marques e à Marina Luciana Melo.

Aos amigos que fiz durante meu intercâmbio na *Facultad de Ciencias Agrarias da Universidad Nacional del Litoral* (FCA-UNL), em Esperanza, Argentina. Em especial, Inma Quevedo e Omar Sánchez, por toda companhia na residência de estrangeiros; Ivana Rosa, por ser minha “tutora” neste período; e Eugenia Oggero e Ariana Avila, por todo auxílio no laboratório. Nunca pensei que em três meses construiria amizades tão incríveis. *Gracias por todo! Los extraño mucho!*

A Dra. Débora Pantojo de Souza, por compartilhar sua área experimental comigo, cedendo-me informações do histórico da área; ao Prof. Dr. Fernando Campos Mendonça, por permitir essa parceria, cedendo todos os insumos necessários a semeadura e adubações; à Danielle, vulga Dani, por todas as caronas para a área experimental; aos alunos de iniciação científica do Departamento de Engenharia de Biosistemas, ao esposo da Débora e ao Fábio Prativiera que auxiliaram no plantio e na condução do experimento.

Ao Grupo de Pesquisa e Extensão em Produção Vegetal e Plantas Daninhas (PRO HORT), por ceder o herbicida usado no controle de plantas daninhas na área experimental.

Ao técnico Reginaldo Natalino Nogueira, nosso querido Rossi, e a estagiária Julia Pires, por todo auxílio nas análises físicas do solo conduzidas no Pavilhão da Agricultura da ESALQ/USP.

Aos técnicos Luis Fernando Baldesin e Denise L. C. Mescolotti, vulgos Fernandinho e Dê, por terem me auxiliado nas análises microbiológicas; ao Prof. Dr. Fernando Dini Andreote, por oportunizar-me a condução destas análises, cedendo-me espaço físico, reagentes e vidrarias necessários; e aos meus colegas microbiologistas do solo, Ms. Yasmin Florentino Rodrigues e Ms. Antonio Marcos Miranda Silva, que me apoiaram e auxiliaram no Laboratório de Microbiologia do Solo.

Ao colega Jorge Pozzani, quem cortou os anéis de acrílico durante a pandemia do COVID-19, permitindo-me a condução da análise da curva de retenção de água mesmo durante o isolamento social.

Ao Prof. Dr. Marcelo Eduardo Alves, por sua colaboração na condução de algumas análises químicas. Ao técnico Leandro, pela ajuda nas análises mineralógicas; ao Prof. Dr. Antonio Carlos de Azevedo e à Thairis de Souza, pela ajuda na interpretação dos difratogramas de raios-X.

Ao Dr. Ismael Meurer, ao Ms. Leonardo Inforsato e a Dra. Thaís Nascimento Pessoa, pelas análises de radiação gama realizadas no CENA (Centro de Energia Nuclear na Agricultura); e ao Prof. Dr. Quirijn de Jong van Lier por oportunizar a condução desta análise, cedendo-me o uso do equipamento.

À técnica Paulinha, à Ms. Tamires Teles de Souza, à Dra. Thaís Nascimento Pessoa, ao Dr. Cezar Rebouças e ao Jorge Nascimento Gustavo Junior, pelo auxílio nas análises de deslocamento miscível.

Aos Professores Pablo Javier Ghiberto e Silvia del Carmen Imhoff, pela orientação e co-orientação, e aos Professores Jonicélia Araújo, Marcos Derita, Fernando Delbino, Gonzalo Berhongaray, María Celeste Miretti, Roberto Paulo Marano e Guillermo Walker, por todo auxílio e boas conversas durante meu intercâmbio na FCA-UNL. Obrigada por serem tão queridos!

Ao querido Prof. Dr. Paulo Leonel Libardi, pela orientação ímpar e amizade. Foi uma honra poder ser orientada pelo senhor!

Ao Programa Ponte-Solo na Escola por oportunizar que, juntamente ao Doutorado, eu pudesse desenvolver atividades de extensão em Educação em Solos.

Ao Departamento de Ciência do Solo da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ) pela oportunidade de tornar-me Doutora em tão renomada universidade e pelo apoio financeiro para revisão de artigos, participação de eventos e realização do intercâmbio na Argentina.

Aos docentes da ESALQ que ministraram as disciplinas que cursei, pois formaram valiosas pontes de conhecimento e questionamentos relevantes ao futuro da Ciência do Solo.

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudo (código de Financiamento 001).

À Fundação Agrisus, pela concessão de recurso financeiro para a condução deste estudo (Projeto nº PA 3047/21).

*Muito obrigada!*

*“We know more about the movement of celestial  
bodies than about the soil underfoot”*

*“Nós sabemos mais sobre o movimento de corpos  
celestes do que sobre o solo abaixo de nossos pés”*

*(Leonardo da Vinci)*

## SUMÁRIO

|  |    |
|--|----|
| RESUMO.....  | 9  |
| ABSTRACT.....  | 10 |
| LISTA DE FIGURAS.....  | 11 |
| LISTA DE TABELAS.....  | 13 |
| LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....  | 14 |
| LISTA DE SÍMBOLOS.....   | 16 |
| 1. INTRODUÇÃO.....   | 19 |
| 2. REVISÃO DE LITERATURA.....  | 21 |
| 2.1. Azevém anual.....   | 21 |
| 2.2. Rizosfera.....  | 22 |
| 2.3. Atividade microbiológica na rizosfera.....  | 23 |
| 2.4. Agregação do solo na rizosfera.....   | 24 |
| 2.5. Movimento e retenção da água na rizosfera.....  | 24 |
| 2.6. Movimento de solutos na rizosfera.....  | 25 |
| 2.7. Os íons potássio e cloreto.....   | 26 |
| 3. MATERIAL E MÉTODOS.....   | 27 |
| 3.1. Área sob cultivo do azevém anual.....   | 27 |
| 3.2. Coleta do solo.....   | 28 |
| 3.3. Análises laboratoriais.....   | 30 |
| 3.4. Análise dos resultados.....   | 52 |
| 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....   | 53 |
| 4.1. Granulometria e propriedades químicas e eletroquímicas das amostras de solo.....            | 53 |
| 4.2. Atividade microbiológica.....   | 59 |
| 4.3. Estabilidade de agregados e sua relação com as propriedades químicas e microbiológicas..... | 62 |
| 4.4. Retenção de água e distribuição de poros.....   | 65 |
| 4.5. Deslocamento miscível ( <i>DM</i> ).....  | 71 |
| 5. CONCLUSÃO.....  | 79 |
| REFERÊNCIAS.....   | 81 |

## RESUMO

**Movimento de água e solutos na rizosfera**

As raízes das plantas exercem grande influência sobre as propriedades físico-hídricas do solo, podendo refletir em alterações no deslocamento miscível (*DM*) de solutos no solo, as quais são muito pouco conhecidas. Existem poucos, mas significativos, estudos que comprovam as melhorias promovidas pelo azevém anual (*Lolium multiflorum*) na agregação e estruturação do solo. Portanto, esta cultura constitui-se num bom modelo para estudos de movimento de água e solutos em agregados rizosféricos. Visando desenvolver o primeiro estudo sobre *DM* em agregados de solo rizosférico (*SRZ*), o objetivo deste trabalho foi avaliar o *DM* dos íons potássio ( $K^+$ ) e cloreto ( $Cl^-$ ) no *SRZ* do azevém anual, em comparação com o solo entre plantas (*SEP*) e o solo sem cobertura (*SSC*), além de avaliar algumas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo destes três ambientes para auxiliar na interpretação das *breakthrough curves* (*BTC*) determinadas com o experimento de *DM*. O azevém anual foi cultivado em campo, sob um Nitossolo Vermelho Eutroférico latossólico. Como *SRZ* coletou-se o solo aderidos às raízes, como *SEP* coletou-se o solo entre duas plantas e como *SSC* utilizou-se o solo de uma área mantida sem cobertura. Foram determinadas propriedades químicas e eletroquímicas do solo, frações de argila dispersas em água, atividades de enzimas e outras propriedades microbiológicas, curva de retenção da água no solo e distribuição de poros e o *DM* dos íons  $K^+$  e  $Cl^-$  em condições de saturação com experimento em pulso utilizando colunas acondicionadas com agregados de solo. Em relação do *DM*, determinaram-se as propriedades do solo e do fluxo dentro da coluna de agregados, como a densidade do solo ( $\rho$ ) e a velocidade média de solução no poro ( $v_m$ ), e os parâmetros de transporte da *BTC*. Os resultados demonstraram que a qualidade do solo seguiu a sequência: *SRZ* > *SEP* > *SSC*, evidenciando que o azevém anual é uma cultura excelente na promoção da melhoria nas propriedades física, química e biológica do solo e que o *SEP* sofre certa influência das raízes, apresentando também boa qualidade. Uma vez que as análises foram conduzidas até dois anos após a coleta do solo, verifica-se a persistência da estabilidade dos agregados induzida pelas raízes do azevém anual no solo. Porém, o efeito da mucilagem, relatado na literatura por outros autores, não pôde ser detectado na ausência das raízes ativas. A  $v_m$  foi o principal fator que influenciou nos resultados da análise do *DM*. Ela foi influenciada pela estabilidade estrutural, porosidade total e  $\rho$ , impossibilitando a maior retenção de íons no *SRZ* devido a alta  $v_m$  deste ambiente, que resultou em pouco tempo de reação. Entretanto, os parâmetros de transporte evidenciaram maior interação da solução com as partículas do solo para este ambiente, o que reflete em maior capacidade de sorção de íons. As piores qualidades do *SSC* evitaram maior sorção de  $K^+$  neste ambiente, mesmo sob baixa  $v_m$ . O *DM* do  $Cl^-$  e os resultados dos teores de K no solo após a análise do *DM* indicam provável ocorrência de alta fração de fase imóvel da solução no solo.

Palavras-chave: Deslocamento miscível, Curva *breakthrough*, Estabilidade de agregados, Atividade microbiológica

## ABSTRACT

**Water and solutes movement in the rhizosphere**

Plant roots exert a great influence on the physical-hydric properties of the soil, that may reflect changes in the miscible displacement (*MD*) of solutes in the soil, which are very little known. There are few, but significant, studies that prove the improvements promoted by annual ryegrass (*Lolium multiflorum*) in soil aggregation and structuring. Therefore, this culture constitutes a good model for studies of water and solute movement in rhizospheric aggregates. Aiming to develop the first study on *MD* in rhizospheric soil aggregates (*RZS*), the objective of this work was to evaluate the *MD* of potassium ( $K^+$ ) and chloride ( $Cl^-$ ) ions in *RZS* of annual ryegrass, compared to soil between plants (*SBP*) and bare soil (*BAS*), in addition to evaluating some physical, chemical and biological properties of the soil of these three environments to assist in the interpretation of breakthrough curves (*BTC*) determined with the *MD* experiment. The annual ryegrass was cultivated in the field, under a Kandiuialfic Eutrudox. The soil adhered to the roots was collected as *RZS*, the soil between two plants was collected as *SBP* and the soil from an area kept without cover was used as *BAS*. Chemical and electrochemical properties of the soil, clay fractions dispersed in water, enzyme activities and other microbiological properties, soil water retention curve and pore distribution and the *MD* of  $K^+$  and  $Cl^-$  ions were determined under saturation conditions with pulse experiment, using columns packed with soil aggregates. In relation to the *MD*, the properties of the soil and the flow within the aggregate columns were determined, such as bulk density ( $\rho$ ) and mean velocity of solution in the pore ( $v_m$ ), and the transport parameters of *BTC*. The results showed that the soil quality followed the sequence: *RZS* > *SBP* > *BAS*, showing that the annual ryegrass is an excellent crop in promoting the improvement of the physical, chemical and biological properties of the soil and that the *SBP* is influenced by the roots, also showing good quality. Once the analyzes were carried out up to two years after the soil sampling, the persistence of aggregates stability induced by the annual ryegrass roots in the soil was verified. However, the mucilage effect, reported in the literature by other authors, could not be detected in the absence of active roots. The main factor that influenced the results of the *DM* analysis was  $v_m$ . It was influenced by structural stability, total porosity and  $\rho$ , avoiding greater retention of ions in the *SRZ* due to the high  $v_m$  of this environment, which resulted in little reaction time. However, the transport parameters showed greater interaction of the solution with the soil particles for this environment, which reflects in a greater capacity for sorption of ions. The worst qualities of *BAS* avoid greater  $K^+$  sorption in this environment, even under low  $v_m$ . The *DM* of  $Cl^-$  and the results of K contents in the soil after the *DM* analysis indicate the probable occurrence of a high fraction of immobile phase of soil solution.

Keywords: Miscible displacement, Breakthrough curve, Aggregates stability, Microbial activity

## LISTA DE FIGURAS

|   |    |
|---|----|
| Figura 1. Azevém anual (cv. BRS Ponteio).....   | 21 |
| Figura 2. Área cultivada com azevém anual na ESALQ/USP, em Piracicaba - SP.....   | 27 |
| Figura 3. Climograma associado ao desenho esquemático do ciclo fenológico do azevém e os cortes ao qual a cultura foi submetida, representados pelas tesouras, de abril a outubro de 2019, isto é, do período de semeadura até a coleta do solo. ....   | 28 |
| Figura 4. Azevém no dia da coleta, em final de ciclo.....   | 29 |
| Figura 5. Coleta dos ambientes <i>SRZ</i> (a), <i>SEP</i> (b) e <i>SSC</i> (c). ....  | 29 |
| Figura 6. Agregados rizosféricos (a) e sua remoção por escovação (b). ....  | 30 |
| Figura 7. Desenho esquemático da coleta do <i>SRZ</i> , <i>SEP</i> e <i>SSC</i> . ....  | 30 |
| Figura 8. Análise granulométrica pelo método da pipeta. ....  | 31 |
| Figura 9. Fracionamento da areia do solo.....   | 31 |
| Figura 10. Torrão de solo de tamanho entre 4 a 7 cm preso em um fio (a), parafinação do torrão (b), pesagem do torrão parafinado (c) e pesagem do torrão parafinado imerso na água (d). ....  | 32 |
| Figura 11. Picnometro da Micromeritics, modelo AccuPyc 1330.....  | 33 |
| Figura 12. Sistema Miniflex II, Difrátômetro de Raios-X de bancada. ....  | 34 |
| Figura 13. Leitura da fosfatase ácida e da $\beta$ -glucosidade em espectrofotômetro, a 410 nm.....   | 35 |
| Figura 14. Amostras para determinação da atividade da enzima desidrogenase. ....  | 36 |
| Figura 15. Titulação para determinar o <i>CBM</i> . ....  | 36 |
| Figura 16. Amostras para determinação da GFE.....   | 37 |
| Figura 17. Turbidímetro modelo HACH 2100AN. ....  | 38 |
| Figura 18. Células do turbidímetro com amostras dos colóides em suspensão de <i>APDA</i> , <i>AMDA-30 min</i> e <i>AMDA-3 h</i> , nos tratamentos <i>SRZ</i> , <i>SEP</i> e <i>SSC</i> . ....   | 38 |
| Figura 19. Acondicionamento da TFSA nos anéis acrílicos. ....   | 39 |
| Figura 20. Funis de Haines (a) e câmaras de pressão de Richards (b) utilizadas para determinação das CRAS...  | 40 |
| Figura 21. Representação esquemática do experimento de deslocamento miscível. ....  | 43 |
| Figura 22. Materiais utilizados para montagem das colunas: hastes metálicas rosqueadas, arruelas e porcas-borboleta para fixar a coluna às bases acrílicas, a coluna propriamente dita, as telas de metal e as bases acrílicas com os “o-rings” para evitar vasamento de líquido (a) e detalhe do papel de filtro encaixado na tela de metal (b). ....  | 44 |
| Figura 23. Acondicionamento do solo dentro das colunas de acrílico.....   | 44 |
| Figura 24. Determinação da $\rho$ por atenuação de radiação gama.....   | 45 |
| Figura 25. Início da saturação da coluna de solo (a) e coluna de solo completamente saturada (b).....   | 46 |
| Figura 26. Lavagem da coluna de solo (a) e colocação do pulso de KCl e passagem do pulso de KCl através da coluna de solo (b). ....   | 47 |
| Figura 27. Determinações do $K^+$ (a) e do $Cl^-$ (b) em solução. ....  | 48 |
| Figura 28. Seção do solo retitado da coluna em três partes de 0,05 m cada. ....   | 49 |
| Figura 29. Amostras mantidas a temperatura ambiente na sombra para secagem ao ar. ....  | 49 |
| Figura 30. Correlação de Pearson ( $r'$ ) entre algumas variáveis químicas, físicas e microbiológicas avaliadas. As correlações positivas são exibidas em azul e as correlações negativas em vermelho. A intensidade da cor e o tamanho do círculo são proporcionais aos coeficientes de correlação ( $r'$ ). No lado direito do correlograma, a legenda mostra os coeficientes de correlação correspondentes as cores. <i>DS</i> : desidrogenase, <i>FA</i> : fosfatase ácida, <i>BG</i> : $\beta$ -glucosidase..... | 56 |

|   |    |
|---|----|
| Figura 31. <i>DRX</i> das frações areia (a), silte (b) e argila aquecidos a 25, 300 e 550°C (c) para os tratamentos <i>SRZ</i> , <i>SEP</i> e <i>SSC</i> , e <i>DDRx</i> obtido a partir da diferença entre o <i>DRX</i> desferrificado (sem óxidos) e o <i>DRX</i> com óxidos para a fração argila do tratamento <i>SSC</i> (d). Qz: quartzo, Rt: rutilo, Mag: magnetita, Kln: caulinita, Gbs: gibbsita, Hem: hematita, Gth: goethita, Ilm: ilmenita. ....   | 58 |
| Figura 32. GFE (a), CBM (b) e atividades das enzimas $\beta$ -glucosidase (c), desidrogenase (d) e fosfatase ácida (e) para os tratamentos <i>SRZ</i> , <i>SEP</i> e <i>SSC</i> . Letras apresentam diferenças entre os tratamentos ao nível de 5% de significância pelo teste t. Dados são média $\pm$ erro padrão. $n = 5$ . ....   | 60 |
| Figura 33. Frações de argila dispersa em água nos <i>SRZ</i> , <i>SEP</i> e <i>SSC</i> . Letras minúscula apresentam diferenças entre os tratamentos para cada fração de argila dispersa em água e letras maiúsculas apresentam diferenças entre as frações de argila dispersa em água para cada tratamento ao nível de 5% de significância pelo teste t. Dados são média $\pm$ erro padrão. $n = 5$ . ....   | 63 |
| Figura 34. <i>CRAS</i> para os tratamentos <i>SRZ</i> , <i>SEP</i> e <i>SSC</i> . Dados são média $\pm$ intervalo de confiança com 95% de confiança, $n = 3$ . ....   | 67 |
| Figura 35. $\theta$ na <i>CC</i> , no <i>PMP</i> e <i>disp</i> para os tratamentos <i>SRZ</i> , <i>SEP</i> e <i>SSC</i> . Letras apresentam diferenças entre os tratamentos ao nível de 5% de significância pelo teste t. Dados são média $\pm$ erro padrão, $n = 3$ . ....   | 68 |
| Figura 36. Distribuição de poros (a) e porosidades (b) nos tratamentos <i>SRZ</i> , <i>SEP</i> e <i>SSC</i> . Letras minúscula apresentam diferenças entre os tratamentos para cada fração de poros (a) ou porosidade (b) e letras maiúsculas apresentam diferenças entre as frações de poros (a) ou porosidade (b) para cada tratamento ao nível de 5% de significância pelo teste t. Dados são média $\pm$ erro padrão, $n = 3$ . ....  | 69 |
| Figura 37. Curvas de função de frequência de raio para os tratamentos <i>SRZ</i> , <i>SEP</i> e <i>SSC</i> . ....   | 70 |
| Figura 38. Densidade do solo, $\rho$ , ao longo das colunas de solo utilizadas no experimento do <i>DM</i> para os tratamentos <i>SRZ</i> , <i>SEP</i> e <i>SSC</i> , avaliada pelo método da atenuação de radiação gama. ....  | 71 |
| Figura 39. <i>PCA</i> das variáveis contribuintes relacionadas à agregação do solo ( <i>APDA</i> , <i>AMDA-30 min</i> e <i>AMDA-3 h</i> ), à atividade microbiana [desidrogenase ( <i>DS</i> ), $\beta$ -glucosidase ( <i>BG</i> ), fosfatase ácida ( <i>FA</i> ), <i>CBM</i> e <i>EEG</i> ], às propriedades químicas e eletroquímicas (Ca, Mg, K, P, <i>CTC</i> , pH, <i>PCZ</i> , $\Delta$ pH), aos parâmetros que caracterizam a disposição de agregados e o movimento de solutos dentro das colunas de <i>DM</i> ( $P_t$ , $q$ , $Q$ , $\Delta_t$ , $v_m$ e $K_0$ ) e aos parâmetros de transporte ( $R$ , $P_e$ , $K_d$ , $D$ e $\lambda$ ) para os tratamentos <i>SRZ</i> , <i>SEP</i> e <i>SSC</i> nas <i>BTC</i> dos íons $\text{Cl}^-$ (a) e $\text{K}^+$ (b). .... | 73 |
| Figura 40. <i>BTC</i> dos íons $\text{Cl}^-$ (a) e $\text{K}^+$ (b) para os tratamentos <i>SRZ</i> , <i>SEP</i> e <i>SSC</i> . ....   | 75 |
| Figura 41. Concentração de K no <i>SRZ</i> , no <i>SEP</i> e no <i>SSC</i> ao final do <i>DM</i> , nas camadas 0,00 - 0,05; 0,05 - 0,10 e 0,10 - 0,15 m de profundidade de solo. Letras minúscula apresentam diferenças entre os tratamentos para cada profundidade do solo e letras maiúsculas apresentam diferenças entre as profundidades do solo para cada tratamento ao nível de 5% de significância pelo teste t. Setas indicam incremento ( $\uparrow$ ) ou redução ( $\downarrow$ ) significativa em relação ao conteúdo de K no solo antes do início do experimento do <i>DM</i> . Dados são médias $\pm$ erro padrão, $n = 3$ . ....  | 77 |

## LISTA DE TABELAS

|  |    |
|--|----|
| Tabela 1. Datas dos ciclos de corte do azevém anual.....   | 28 |
| Tabela 2. Frações granulométricas e propriedades físicas, químicas e eletroquímicas do <i>SRZ</i> , <i>SEP</i> e <i>SSC</i> .....  | 53 |
| Tabela 3. Parâmetros da <i>CRAS</i> para os tratamentos <i>SRZ</i> , <i>SEP</i> e <i>SSC</i> . Dados são média $\pm$ erro padrão, $n = 3$ .....                                    | 66 |
| Tabela 4. Parâmetros que caracterizam a disposição de agregados e o movimento da solução nas colunas do <i>DM</i> para os tratamentos <i>SRZ</i> , <i>SEP</i> e <i>SSC</i> . ..... | 71 |
| Tabela 5. Contribuição (%) das variáveis consideradas na análise da <i>PCA</i> nas <i>PC1</i> e <i>PC2</i> . .....   | 74 |
| Tabela 6. Parâmetros de transporte da <i>BTC</i> para os tratamentos <i>SRZ</i> , <i>SEP</i> e <i>SSC</i> . .....  | 75 |

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

|                        |  |
|------------------------|--|
| <i>AMDA</i>            | argila mecanicamente dispersa em água  |
| <i>AMDA-3 h</i>        | argila mecanicamente dispersa em água com agitação de três horas             |
| <i>AMDA-30 min</i>     | argila mecanicamente dispersa em água com agitação de 30 <i>min</i>          |
| <i>APDA</i>            | argila prontamente dispersa em água  |
| <i>BG</i>              | $\beta$ -glucosidase   |
| <i>BTC</i>             | <i>breakthrough curve</i>  |
| <i>CBM</i>             | carbono da biomassa microbiana   |
| <i>CC</i>              | capacidade de campo  |
| <i>COD</i>             | <i>Cystalographic Open Database</i>  |
| <i>COS</i>             | carbono orgânico do solo   |
| <i>CRAS</i>            | curva de retenção da água do solo  |
| <i>CRAS</i>            | curva de retenção da água no solo  |
| <i>CTC</i>             | capacidade de troca de cátions   |
| <i>CV</i>              | coeficiente de variação  |
| <i>DAS</i>             | dias após semeadura  |
| <i>DCB</i>             | ditionito-citrato-bicarbonato  |
| <i>DDR<sub>x</sub></i> | difratograma diferencial de óxidos   |
| <i>DM</i>              | deslocamento miscível  |
| <i>DRX</i>             | difratogramas de raios-X   |
| <i>DS</i>              | deshidrogenase   |
| ESALQ/USP              | Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” / Universidade de São Paulo |
| <i>FA</i>              | fosfatase ácida  |
| <i>FIA</i>             | análise por injeção em fluxo   |
| <i>Gbs</i>             | gibbsita   |
| <i>GFE</i>             | glomalina facilmente extraível   |
| <i>Gth</i>             | goethita   |
| <i>HCl</i>             | ácido clorídrico   |
| <i>Hem</i>             | hematita   |
| <i>Ilm</i>             | ilmenita   |
| <i>KCl</i>             | cloreto de potássio  |
| <i>Kln</i>             | caulinita  |
| <i>Mag</i>             | magnetita  |
| <i>Mg</i>              | magnésio   |
| <i>NaOH</i>            | hidróxido de sódio   |
| <i>NTU</i>             | unidades de turbidez nefelométrica   |

|                                      |                                 |
|--------------------------------------|---------------------------------|
| <i>P<sub>atm</sub></i>               | pressão atmosférica             |
| <i>PCZ</i>                           | ponto de carga zero             |
| <i>pH<sub>CaCl<sub>2</sub></sub></i> | pH em cloreto de cálcio         |
| <i>pH<sub>H<sub>2</sub>O</sub></i>   | pH em água                      |
| <i>pH<sub>KCl</sub></i>              | pH em cloreto de potássio       |
| <i>PMP</i>                           | ponto de murcha permanente      |
| <i>PNF</i>                           | p-nitrofenil fosfato de sódio   |
| <i>PNG</i>                           | p-nitrofenil-β-D-glicoranosídeo |
| <i>Qz</i>                            | quartzo                         |
| <i>RMSE</i>                          | erro quadrático médio           |
| <i>Rt</i>                            | rutilo                          |
| <i>SB</i>                            | soma de bases                   |
| <i>SEP</i>                           | solo entre plantas              |
| <i>SRZ</i>                           | solo rizosférico                |
| <i>SSC</i>                           | solo sem cobertura              |
| <i>STANMOD</i>                       | STudio of ANalytical MODels     |
| <i>TFSA</i>                          | terra fina seca ao ar           |
| <i>THAM</i>                          | Tris-Hidroximetil-Amino-Metano  |
| <i>TN</i>                            | turbidez normalizada            |
| <i>TTC</i>                           | Trifeniltetrazólio Cloreto      |

## LISTA DE SÍMBOLOS

|               |  |
|---------------|--|
| $\gamma$      | ângulo de contato entre a solução e a parede do poro                       |
| $\bar{\mu}_s$ | coeficiente de atenuação de massa dos sólidos médio                        |
| $\mu_a$       | coeficiente de atenuação de massa da água                                  |
| $A$           | área da secção transversal   |
| $A_w$         | clima tropical seco  |
| $C$           | concentração   |
| $C/C_0$       | concentração relativa  |
| $C_0$         | concentração inicial   |
| $Ca$          | cálcio   |
| $CaCl_2$      | cloreto de cálcio  |
| $Cl$          | cloreto  |
| $Cl^-$        | íon cloreto  |
| $D$           | coeficiente dispersivo-difusivo, ou coeficiente de dispersão               |
| $disp$        | disponível   |
| $disp$        | disponível   |
| $g$           | aceleração da gravidade  |
| $h$           | carga hidráulica ou potencial de pressão no topo da amostra                |
| $h'$          | comprimento da coluna de solo  |
| $H+Al$        | acidez potencial   |
| $I$           | intensidade do feixe atenuado, ou feixe emergente                          |
| $I'$          | intensidade do feixe atenuado para a amostra sem a presença de água        |
| $I_0$         | intensidade do feixe incidente   |
| $K$           | potássio   |
| $K^+$         | íon potássio   |
| $K_0$         | condutividade hidráulica saturada  |
| $K_d$         | coeficiente de distribuição  |
| $L$           | comprimento ou altura  |
| $\log r$      | logarítmo do raio  |
| $m$           | parâmetro empírico do modelo utilizado por van Genuchten <sup>(1980)</sup> |
| $m_s$         | massa de solo seco   |
| $n$           | parâmetro empírico do modelo utilizado por van Genuchten <sup>(1980)</sup> |
| $P$           | fósforo  |
| $P_e$         | número de Peclet   |

|              |  |
|--------------|--|
| $P_t$        | porosidade total   |
| $Q$          | vazão  |
| $R$          | fator de retardamento  |
| $r$          | raio equivalente do poro   |
| $r'$         | coeficiente da correlação de Pearson   |
| $R'$         | raio de curvatura  |
| $r''$        | raio interno da coluna   |
| $R^2$        | coeficiente de determinação  |
| $r_{max}$    | raio de máxima frequência  |
| $t$          | tempo  |
| $T$          | turbidez   |
| $t_f$        | tempo final  |
| $v$          | velocidade média de escoamento   |
| $V$          | volume da coluna de solo   |
| $V\%$        | saturação por bases  |
| $V_a$        | volume de água   |
| $V_e$        | volume de solução efluente   |
| $v_m$        | velocidade média de solução no poro  |
| $V_p$        | volume de poros  |
| $z$          | distância até a superfície do solo (profundidade)  |
| $\alpha$     | parâmetro empírico do modelo utilizado por van Genuchten <sup>(1980)</sup>               |
| $\Delta t$   | intervalo de tempo   |
| $\Delta x$   | espessura que o material atravessou  |
| $\theta$     | conteúdo volumétrico de água no solo   |
| $\theta_0$   | conteúdo volumétrico inicial da água no solo   |
| $\theta_r$   | conteúdo volumétrico de água no solo correspondente ao $\Psi_m$ de - 1500 kPa (residual) |
| $\theta_s$   | conteúdo volumétrico de água na saturação  |
| $\lambda$    | dispersividade   |
| $\rho$       | densidade do solo  |
| $\rho_p$     | densidade de partículas  |
| $\rho_{sol}$ | densidade da solução no solo   |
| $\sigma$     | tensão superficial da solução  |
| $\Psi_m$     | potencial mátrico  |



## 1. INTRODUÇÃO

A rizosfera é definida como a região do solo ao redor das raízes das plantas sujeito à intensa influência delas. É atribuída a ela importância crucial no desenvolvimento das plantas, visto que os nutrientes e a água que são absorvidos pelas plantas passam por ela (Czarnes *et al.*, 2000). Ademais, as raízes das plantas auxiliam no ciclo da água, na manutenção da matriz biofísica do solo e no bom desempenho do ecossistema do solo, podendo exercer uma grande influência no controle das propriedades hidráulicas do solo e, conseqüentemente, no balanço e na dinâmica da água na zona vadosa (Bengough, 2012).

As propriedades do solo da rizosfera são bastante distintas daquelas do solo não rizosférico. Embora investigações sobre suas propriedades bioquímicas e disponibilidade de nutrientes para as plantas sejam frequentes, o conhecimento sobre os aspectos biofísicos da rizosfera, principalmente no que respeita o transporte de água e nutrientes, é ainda bastante incipiente (Zarebanadkouki *et al.*, 2019). Todavia, o solo da rizosfera, pela sua natureza dinâmica, apresenta alterações estruturais pelo rearranjo de suas partículas modificando seus agregados e até mesmo a estrutura deles, para a captação e dinâmica da água e dos solutos nela dissolvidos, as trocas gasosas e o conteúdo de água na rizosfera (Batista *et al.*, 2020; Bengough, 2012; Carminati *et al.*, 2010; Grassmann *et al.*, 2020; Jon R. Helliwell *et al.*, 2019; Kroener *et al.*, 2018; Paporisch *et al.*, 2021; Zarebanadkouki *et al.*, 2019).

O principal fator que reflete nas mudanças das propriedades físico-hídricas do solo da rizosfera é a exsudação de substâncias orgânicas da raiz, principalmente a mucilagem, que consiste em um gel polimérico liberado pela maioria das raízes das plantas (Carminati *et al.*, 2010, 2016; Chen *et al.*, 2019; Cruz *et al.*, 2017; van Veelen *et al.*, 2018; Zarebanadkouki *et al.*, 2016). Assim, processos como a retenção e o movimento de água e, portanto, a condutividade hidráulica são alteradas na rizosfera (Ahmed *et al.*, 2017, 2014; Benard *et al.*, 2019; Kroener *et al.*, 2018, 2014; Whalley *et al.*, 2005). Um fenômeno muito interessante, devido à histerese no solo da rizosfera, ocorre durante o processo de secagem e umedecimento. Durante o processo de secagem do solo, a mucilagem permite que a rizosfera permaneça úmida por um período mais longo e, quando o solo é umedecido, a mucilagem se reidrata a uma taxa menor do que o solo, reduzindo temporariamente a reidratação do solo da rizosfera (Ahmed *et al.*, 2016, 2014; Kroener *et al.*, 2014; Zarebanadkouki *et al.*, 2018, 2014).

Compreender as interações do sistema radicular com o solo e com o ambiente hidrológico levará a uma melhoria da eficiência do uso de recursos, o que, por sua vez, levará a um gerenciamento agrícola e ambiental sustentável, garantindo a segurança alimentar e reduzindo o desperdício de recursos limitados (Lazarovitch *et al.*, 2018). Assim, uma melhor compreensão e controle dos processos na rizosfera auxiliará no enfrentamento do crescimento populacional e das mudanças climáticas (McNear, 2013).

A hipótese presente neste trabalho é que há um gradiente de qualidade química, física e biológica do solo entre os ambientes em estudo, no qual o solo da rizosfera (SRZ) do azevém anual

(*Lolium multiflorum*) apresenta qualidade superior ao solo entre plantas (*SEP*) e este, por sua vez, é superior ao solo sem cobertura (*SSC*) e a melhor qualidade do *SRZ* reflete em maior interação entre solutos e a fase sólida do solo, resultado em maior sorção de  $K^+$  nesse ambiente, enquanto a retenção de  $Cl^-$  é mínima em todos os ambientes, devido a baixa interação deste ânion com a matriz dos solos em que predominam cargas negativas. Portanto, visando desenvolver o primeiro estudo sobre deslocamento miscível (*DM*) em agregados de solo rizosférico, o objetivo deste trabalho foi avaliar o *DM* dos íons potássio ( $K^+$ ) e cloreto ( $Cl^-$ ) no *SRZ* do azevém anual, em comparação com o *SEP* e *SSC*, além de avaliar algumas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo destes três ambientes para auxiliar na interpretação das curvas *breakthrough* determinadas com o experimento de *DM*.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1. Azevém anual

O azevém anual, também chamado de azevém Italiano ou apenas azevém (Figura 1), é uma gramínea muito utilizada na região sul do país como forrageira de inverno e, atualmente, vem sendo empregada em regiões de clima mais quente durante o período de inverno, em consórcio com braquiária, visando aumentar a massa aérea disponível para forragem nesta época do ano.



**Figura 1.** Azevém anual (cv. BRS Ponteio).

Esta forrageira tem alto valor nutritivo, apresenta maior produção de forragem verde dentre as forrageiras de inverno e, além disso, oportuniza pastejos de meados do inverno à primavera, compondo pastagens anuais com outras espécies (Fontaneli *et al.*, 2012).

Esta cultura está amplamente relacionada às melhorias na agregação do solo por várias razões. Dentre elas, destacam-se a arquitetura do sistema radicular extenso e com raízes finas, o alto teor de polissacarídeos e a elevada população de hifas micorrízicas em comparação com outras gramíneas (Liu *et al.*, 2005; Naveed *et al.*, 2017; Tisdall e Oades, 1979, 1982). Além disso, as raízes do azevém anual liberam exudados ricos em carbono orgânico que atuam como agentes cimentantes (Matocha *et al.*, 2018). Portanto, esta cultura é recomendada para prevenir erosão, adicionar matéria orgânica, melhorar a estrutura e drenagem do solo, além de suprimir ervas daninhas e ciclar nutrientes (SARE, 2012).

Já foi demonstrado que após a senescência do azevém e adição deste material vegetal ao solo, ocorre um aumento gradual dos agregados estáveis em água, que persiste por vários meses (Tisdall e Oades, 1982). A relação desta cultura e sua rizosfera com a estabilidade de agregados foi também demonstrada: dentre outras cinco culturas de cobertura cultivadas sob Latossolo Vermelho distrófico no

estado do Paraná, Brasil, o azevém anual foi a cultura que resultou em maior estabilidade de agregados na rizosfera (Batista *et al.*, 2020).

Ao alterar a estabilidade dos agregados do solo são modificadas também as propriedades hidráulicas, principalmente na rizosfera, onde há influência dos exsudados radiculares (Carminati *et al.*, 2016; Daly *et al.*, 2015; Jotisankasa e Sirirattanachat, 2017; van Veelen *et al.*, 2018). No entanto, as informações ainda são escassas no que se refere às alterações físico-hídricas promovidas pela influência do sistema radicular do azevém anual no solo. Todavia, partindo-se dos benefícios promovidos à estrutura e agregação do solo, é esperado que esta cultura seja eficiente também em melhorar as propriedades hidráulicas do solo.

## 2.2. Rizosfera

As alterações promovidas pelas plantas ao solo são decorrentes da interação raiz-solo, a qual vem sendo foco de diversos estudos (van Veelen *et al.*, 2018). Esta interação é extremamente complexa e envolve uma série de propriedades do solo que são modificadas na interface raiz-solo (Czarnes *et al.*, 2000; Holz *et al.*, 2019; McCully, 1999; Whalley *et al.*, 2005). Desta forma, o solo adjacente à raiz de uma planta, sofrendo influência e interagindo intensamente com ela, é chamado de solo rizosférico e a região por ele ocupada é chamada de rizosfera (Baudoin *et al.*, 2002; Guo *et al.*, 2016; Moreno-Espíndola *et al.*, 2007; Shi *et al.*, 2011; Smalla *et al.*, 2001; Whalley *et al.*, 2005; Yanai *et al.*, 2003).

Para alguns autores a espessura da rizosfera é delimitada em cerca de 1 ou 2 mm (ex. Hallett *et al.*, 2003; Yanai *et al.*, 2003). No entanto, este limite é bastante heterogêneo e complexo, pois o raio das raízes incluindo a rizosfera no seu entorno pode alterar-se espacial e temporalmente em função da propriedade que está sendo considerada (Gregory, 2006; Kuzyakov e Razavi, 2019; McNear, 2013).

As diferenças entre as propriedades do solo rizosférico e do solo fora da rizosfera ou não-rizosférico são apontadas por vários autores (Ahmed *et al.*, 2017; Batista *et al.*, 2020; Carminati *et al.*, 2010; Daly *et al.*, 2015; Gregory, 2006; Hallett *et al.*, 2003; Holz *et al.*, 2019; Stirzaker *et al.*, 1996; Whalley *et al.*, 2005; Zarebanadkouki *et al.*, 2019). Estas diferenças derivam de diversos processos dinâmicos que ocorrem na interface raiz-solo alterando as propriedades físicas, químicas e biológicas da rizosfera (Czarnes *et al.*, 2000; Gregory, 2006).

A natureza dinâmica da rizosfera resulta em alterações estruturais que influenciam o rearranjo das partículas do solo, as trocas gasosas, a captação de água e nutrientes e o conteúdo de água na rizosfera (Helliwell *et al.*, 2019). Todavia, a rizosfera, embora muito se tenha a estudá-la em relação a todas as áreas da Ciência do Solo, a maioria dos estudos já publicados sobre ela abordam alterações nas propriedades biológicas e químicas na rizosfera, ao passo que os processos físicos mediados pela raiz têm recebido consideração limitada (Fu *et al.*, 2020; Gregory e Hinsinger, 1999; Zarebanadkouki *et al.*, 2019). Ressalta-se, portanto, a importância de ampliar os estudos sobre as propriedades físico-hídricas do solo rizosférico, uma vez que as raízes das plantas contribuem para o bom desempenho do ecossistema do solo, atuando na manutenção da matriz biofísica do solo e no ciclo da água (Bengough, 2012).

### 2.3. Atividade microbiológica na rizosfera

Os compostos liberados pelas raízes alteram as propriedades químicas e físicas do solo e estimulam o crescimento de diversos organismos, alterando também as propriedades microbiológicas do solo rizosférico (Gregory, 2006). Os exsudados liberados pelas raízes, constituídos principalmente de compostos orgânicos de baixo peso molecular, consistem na principal entrada de carbono na rizosfera e são prontamente utilizados pelos microrganismos da rizosfera para realizar funções vitais, como crescimento e respiração (Kuzyakov *et al.*, 2007). Portanto, é na rizosfera que o carbono liberado pelas plantas é transferido ao solo e também aos microrganismos (Mueller *et al.*, 2019).

A quantidade e a diversidade de microrganismos diferem entre o solo rizosférico e o solo não rizosférico (Shi *et al.*, 2011). Na rizosfera, estes microrganismos promovem vários processos dinâmicos que auxiliam na ciclagem de nutrientes e na agregação do solo (Daly *et al.*, 2015). Assim, a atividade microbiana na rizosfera é um fator importante que determina a disponibilidade de nutrientes para as plantas e tem influência significativa na manutenção da qualidade do solo (Caravaca *et al.*, 2005).

Os microrganismos podem aumentar a estabilidade dos agregados de várias formas e atuam principalmente na formação de microagregados (Blankinship *et al.*, 2016; Cosentino *et al.*, 2006; Kuzyakov *et al.*, 2007). O aumento da entrada de carbono orgânico na rizosfera, por meio da exsudação, pode aumentar a abundância dos microrganismos decompositores, que levam a uma maior estabilidade de agregados (Cosentino *et al.*, 2006; Sharma *et al.*, 2015). Além disso, a associação das raízes com fungos também auxilia o processo de agregação do solo (Demenois *et al.*, 2018).

No caso de associação das raízes com os fungos micorrízicos, formando as hifas micorrízicas, observa-se incremento da agregação do solo devido à liberação da glomalina, uma glicoproteína que atua na estabilização dos agregados do solo (Demenois *et al.*, 2018; Wright *et al.*, 1996; Wright e Upadhyaya, 1998). Embora alguns resultados tendem a demonstrar que nem sempre há relação entre a estabilidade de agregados e a glomalina, para o azevém anual esta relação já foi evidenciada, sendo a grande quantidade de associações com fungos micorrízicos associada à boa estabilização de agregados promovida por esta cultura (Tisdall e Oades, 1979; Wu *et al.*, 2014).

As raízes são capazes de regular a comunidade microbiana da rizosfera por meio da exsudação de diversas substâncias e a associação das plantas com os microrganismos favorece a estabilização dos agregados rizosféricos em resposta a maior atividade microbiana (Demenois *et al.*, 2018; Hosseini *et al.*, 2015; Kumar *et al.*, 2017; Kuzyakov e Razavi, 2019; Walker *et al.*, 2003). Esta atividade é frequentemente avaliada por meio de parâmetros biológicos e bioquímicos, como o carbono da biomassa microbiana (CBM) e a atividade das enzimas (Caravaca *et al.*, 2005). Tais parâmetros são a expressão direta da comunidade microbiana do solo às necessidades metabólicas e aos nutrientes disponíveis, estando amplamente relacionados às propriedades físico-químicas do solo (Xiang *et al.*, 2018). As enzimas microbiológicas, por exemplo, podem fornecer informações importantes para analisar a sustentabilidade das atividades de manejo do solo e respondem rapidamente às alterações (Marcos *et al.*, 2019; Paz-Ferreiro e Fu, 2016).

Ao considerar a biodiversidade como um fator causal na agregação do solo, abordagens físico-químicas precisam considerar a importância dos organismos do solo, sua diversidade e interações, principalmente no que respeita os microrganismos (Lehmann *et al.*, 2017).

#### **2.4. Agregação do solo na rizosfera**

As raízes e sua rizosfera desempenham papéis cruciais na agregação do solo, influenciando de forma considerável a estabilização dos agregados (Liu *et al.*, 2019). Alguns estudos indicam que a estrutura dos agregados do solo rizosférico, os quais estão associados aos pelos radiculares, é diferente da estrutura dos agregados do solo não-rizosférico (Fortuna, 2012; Han *et al.*, 2015; Moreno-Espíndola *et al.*, 2007; Stirzaker *et al.*, 1996; Whalley *et al.*, 2005).

Polissacarídeos extracelulares, mucilagem liberada pelas raízes e hifas de fungos são exemplos de agentes cimentantes que atuam na rizosfera (Fortuna, 2012). Uma forte relação entre a comunidade microbiana do solo, a qual é regulada na rizosfera pelas plantas por meio da liberação de exsudados, e a estabilidade de agregados é relatada (Kumar *et al.*, 2017; Merino-Martín *et al.*, 2021; Walker *et al.*, 2003). A mucilagem exsudada pelas raízes, associada aos ciclos de umedecimento e secagem, que são frequentes na rizosfera devido a absorção de água pelas plantas, atuam como forças coesiva na interface solo-raiz (Bronick e Lal, 2005; Chen *et al.*, 2019; Cruz *et al.*, 2017; Czarnes *et al.*, 2000; van Veelen *et al.*, 2018).

Todavia, uma vez que, plantas de espécies distintas ou mesmo de mesma espécie mas, cultivadas em solos distintos, apresentam diferenças quantitativas e qualitativas na exsudação radicular, afetando a composição da microbiota da rizosfera, as influências das raízes sobre a agregação do solo pode variar (Demenois *et al.*, 2018; Graham e Strauss, 2021; Kuzyakov e Razavi, 2019). Embora pouco frequente, sob determinadas condições, pode ocorrer até mesmo desestabilização dos agregados na rizosfera (Batista *et al.*, 2020; Naveed *et al.*, 2017). Isto porque, dependendo da idade da planta, da espécie cultivada e dos estresses abióticos e bióticos, as substâncias liberadas pelas raízes podem flocular ou dispersar o solo (Naveed *et al.*, 2017). Todavia, como já abordado anteriormente, especialmente para a cultura do azevém, a estabilidade dos agregados é maior na rizosfera (Batista *et al.*, 2020).

Embora os efeitos frequentemente positivos na agregação do solo rizosférico sejam amplamente aceitos e observa-se um crescente número de estudos sobre o processo de estabilização dos agregados do solo rizosférico, o processo de estabilização dos agregados rizosféricos permanece pouco compreendido, especialmente em um contexto tropical (Bronick e Lal, 2005; Demenois *et al.*, 2018).

#### **2.5. Movimento e retenção da água na rizosfera**

As raízes modificam também as propriedades hidráulicas do solo no seu entorno (Carminati *et al.*, 2010; Daly *et al.*, 2015; Hallett *et al.*, 2003; Jotisankasa e Sirirattanachat, 2017; Whalley *et al.*, 2005; Zarebanadkouki *et al.*, 2016). Isso ocorre em decorrência da redução da condutividade hidráulica do solo na rizosfera (Benard *et al.*, 2019). Neste caso, ela deixa de ser dependente do tamanho das partículas do

solo devido a presença da mucilagem, que se liga de forma parcial à matriz do solo, gerando uma rede polimérica e aumentando a resistência ao fluxo da água dentro dos poros (Kroener *et al.*, 2018). Assim, a mucilagem pode facilitar a captação de água pela raiz, sendo que este efeito pode perdurar por pelo menos um dia após sua exsudação (Ahmed *et al.*, 2014).

Desta forma, a mucilagem liberada pelas raízes é considerada como a principal responsável pelas alterações dinâmicas das propriedades hidráulicas do solo rizosférico (Benard *et al.*, 2019). Esta mucilagem modifica a tensão superficial do líquido e o seu ângulo de contato com o sólido, alterando o menisco e, conseqüentemente, a velocidade de fluxo dentro do poro que contém mucilagem (Kroener *et al.*, 2018; Whalley *et al.*, 2005).

Todavia, não há uma relação única entre o conteúdo de água ( $\theta$ ) e o potencial mátrico ( $\Psi_m$ ) da água do solo rizosférico e essa relação varia de acordo com os ciclos de umedecimento e secagem do solo ao longo do tempo (Kroener *et al.*, 2014). Durante o processo de secagem do solo, a mucilagem permite que a rizosfera permaneça úmida por mais tempo e, quando o solo é umedecido, a mucilagem se reidrata a uma taxa inferior ao solo, reduzindo temporariamente a reidratação do solo rizosférico (Ahmed *et al.*, 2016, 2014; Kroener *et al.*, 2014; Zarebanadkouki *et al.*, 2018, 2014). Isto porque a mucilagem aumenta o  $\theta$  do solo rizosférico quando ela se encontra em equilíbrio com o  $\Psi_m$ , mas se não for reidratada, ela pode reduzir o  $\theta$  do solo rizosférico (Kroener *et al.*, 2014). Entretanto, utilizando um surfactante como agente de reidratação, Zarebanadkouki *et al.* (2018) conseguiram reduzir a repelência de água da rizosfera do tremoço-branco (*Lupinus albus*) após o molhamento, aumentando a taxa de reidratação.

Fica assim, evidente que o sistema radicular das plantas exerce influência importante nas propriedades hidráulicas do solo (Bengough, 2012). Compreender a dinâmica da água na rizosfera pode auxiliar na adoção de práticas que melhorem seu aproveitamento pelas plantas, o que é economicamente interessante, pois qualquer absorção extra de água no período de enchimento de grãos, pode aumentar o rendimento (Ahmed *et al.*, 2018; Lazarovitch *et al.*, 2018).

## 2.6. Movimento de solutos na rizosfera

O movimento de solutos através de um meio poroso é o processo de deslocamento de íons em solução sob condições não saturadas ou saturada deste meio (Nielsen e Biggar, 1961). O estudo desse movimento permite prever o comportamento futuro dos solutos no perfil do solo (Oliveira *et al.*, 2004a).

Estudos do deslocamento miscível de um determinado soluto no solo são de grande importância, visto que fornecem uma explicação física dos fenômenos que ocorrem durante, por exemplo, o movimento e a lixiviação de fertilizantes no solo, os processos de troca e sorção de íons e outros processos (Nielsen e Biggar, 1961).

Apesar do movimento de solutos em um solo ser resultado de fenômenos complexos que não podem ser totalmente previstos por qualquer abordagem teórica baseada em suposições simplificadoras, as interações dos processos podem ser verificadas comparando dados reais com modelos simplificados (Nielsen e Biggar, 1962). Os modelos físico-matemáticos são desenvolvidos para descrever o transporte

de solutos no solo e consistem de ferramentas valiosas no estudo do transporte de solutos no solo, sendo que o sucesso deles depende do grau de confiabilidade das variáveis de transporte envolvidas (Oliveira *et al.*, 2004a).

Não obstante de toda importância atribuída ao solo rizosférico, que apresenta diversos íons em sua solução, e do fato de as raízes alterarem dinamicamente as propriedades hidráulicas do solo rizosférico, é pouco estudado o transporte de nutrientes neste solo (Benard *et al.*, 2019; Nietfeld *et al.*, 2017; Paporisch *et al.*, 2021; Zarebanadkouki *et al.*, 2019). Aparentemente, a literatura permanece ainda ausente de estudos do deslocamento miscível em agregados de solo oriundos da rizosfera.

Ao que tudo indica, apenas dois estudos anteriores abordaram o *DM* na rizosfera (Paporisch *et al.*, 2021; Zarebanadkouki *et al.*, 2019). Todavia, Zarebanadkouki *et al.* (2019) utilizaram mucilagem extraída da semente de chia (*Salvia hispanica*), um análogo da mucilagem da raiz amplamente utilizado (ex. Benard *et al.*, 2019; Kroener *et al.*, 2018, 2014; van Veelen *et al.*, 2018), adicionado ao quartzo puro e Paporich *et al.* (2021) utilizaram, além da mucilagem extraída da semente de chia, mucilagem coletada de mudas de trigo (*Triticum aestivum*), como uma representação mais realista de exsudatos de raízes de plantas, adicionada ao solo arenoso (88% de areia, 4% de silte e 8% de argila) e ao quartzo puro. Assim, observa-se que a avaliação do transporte de nutrientes em solos rizosféricos argilosos considerando agregados retirados diretamente da rizosfera ainda permanece desconhecida.

## 2.7. Os íons potássio e cloreto

Escolheu-se estudar o movimento de um cátion e um ânion, sendo eles o  $K^+$  e  $Cl^-$ , respectivamente. Justifica-se esta escolha pela importância do potássio (K) na agricultura e ao fato de o cloreto (Cl) ser considerado um íon traçador, que não apresenta interação com o solo, além de que ambos não sofrem transformações no solo e são móveis, facilitando o desenvolvimento deste estudo inicial.

O K é o segundo nutriente essencial mais absorvido pelas plantas e o mais abundante nelas, com teores na massa seca variando de 1% a 5% (Alves *et al.*, 2021). Ele ativa mais de 60 enzimas, desempenhando um papel crucial em diversos processos fisiológicos vitais para o crescimento, rendimento, qualidade e resistência ao estresse de todas as culturas (Oliveira *et al.*, 2004b; Zörb *et al.*, 2014). Ele se move no solo principalmente por difusão, mas em solos com alta concentração de K na solução, o fluxo de massa pode dar uma contribuição significativa (Ruiz *et al.*, 1999). O teor de K trocável no solo rizosférico está relacionado ao teor de K no solo, com depleção ou acúmulo em condições de baixa ou alta disponibilidade de K no solo (Guo *et al.*, 2016; Volf *et al.*, 2018; Whalley *et al.*, 2005).

O  $Cl^-$  é um micronutriente necessário às plantas, sendo sua necessidade suprida pelas chuvas, de forma que, deficiência de Cl nos vegetais são raras (White e Broadley, 2001). Todavia, no estudo do *DM*, o  $Cl^-$  é essencial para compreender o fluxo da água. Por não apresentar interação com solos, ele atua como rastreador para a água que flui nas colunas de solo, sendo a sua distribuição medida no efluente explicada pela geometria dos poros e taxas de difusão, sorção e troca (Biggar e Nielsen, 1962).

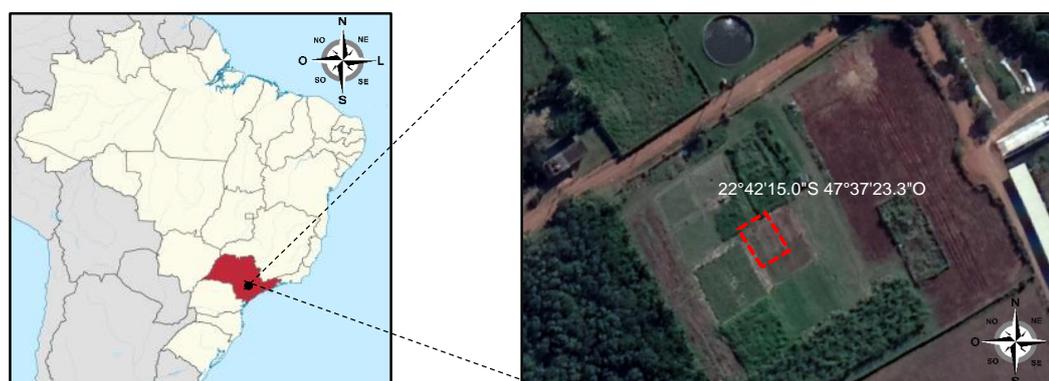
### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Área sob cultivo do azevém anual

A área onde a cultura de azevém foi implantada pertence ao Departamento de Engenharia de Biossistemas da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” / Universidade de São Paulo (ESALQ/USP), localizada em Piracicaba - SP, sob as coordenadas geográficas de 22°42'15.0"S 47°37'23.3"O e altitude de 564 m. O solo desta área foi classificado como Nitossolo Vermelho Eutroférico latossólico, de textura argilosa (Santos *et al.*, 2018) ou Kandiualfic Eutradox de acordo com o *Soil Taxonomy* (USDA, 2014). O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é tropical com inverno seco (Aw) (Dias *et al.*, 2017).

A área cultivada com azevém anual possuía 10,8 × 8,0 m<sup>2</sup> (Figura 2) e foi mantida com braquiária durante longos anos. No inverno de 2018, plantou-se azevém, que foi mantido na área até novembro de 2018. Depois disto, a área permaneceu em pousio com sucessivas aplicações do herbicida Roundup para controle de plantas invasoras. Em fevereiro de 2019, foi realizada uma calagem em área total (910 kg ha<sup>-1</sup>) e, em abril de 2019, foi feita a semeadura manual do azevém avaliado neste estudo (cv. BRS Ponteio) (Figura 1). Duas semanas após o plantio foi realizada adubação potássica, com cloreto de potássio (KCl) (80 kg ha<sup>-1</sup>) e, posteriormente, adubação nitrogenada, com Ureia (50 kg ha<sup>-1</sup>). O controle das plantas daninhas foi realizado manualmente toda semana, sendo que em junho de 2019 aplicou-se o herbicida Heat (70 g ha<sup>-1</sup>) para auxiliar neste controle.

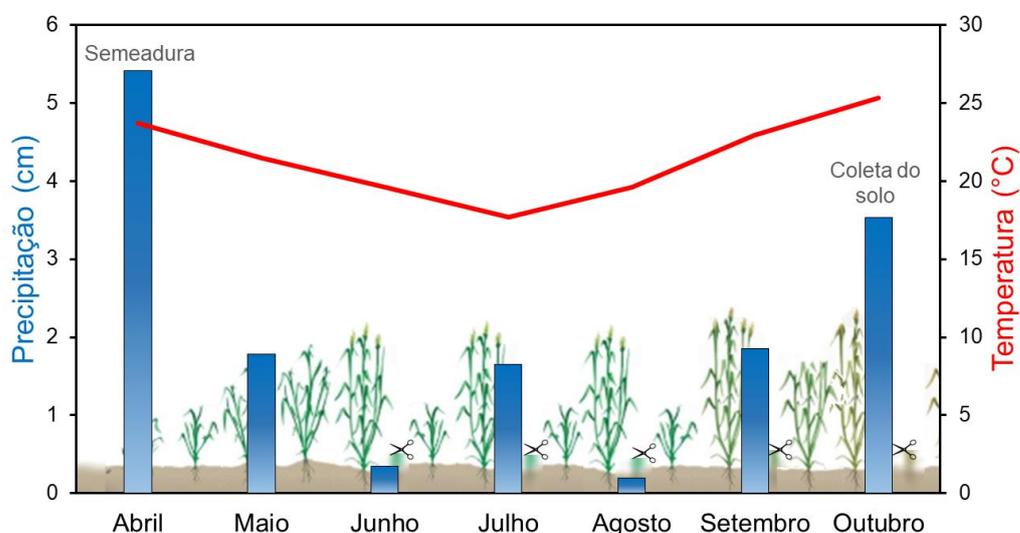
O experimento foi manejado por ciclos de cortes (Tabela 1) em que, ao final de cada ciclo produtivo, toda a área era rebaixada com roçadeira costal e o material vegetal retirado para fora da área. Um climograma associado ao desenho esquemático do ciclo fenológico do azevém anual e os cortes ao qual a cultura foi submetida desde o período de semeadura até a coleta é apresentado na Figura 3.



**Figura 2.** Área cultivada com azevém anual na ESALQ/USP, em Piracicaba - SP.

**Tabela 1.** Datas dos ciclos de corte do azevém anual.

| Ciclos | Datas do ciclo |                    | Intervalo entre cortes (dias) | Dias após sementeira |
|--------|----------------|--------------------|-------------------------------|----------------------|
|        | Início         | Fim (dia do corte) |                               |                      |
| 1      | 28/04          | 28/06              | 60                            | 60                   |
| 2      | 29/06          | 25/07              | 26                            | 86                   |
| 3      | 26/07          | 22/08              | 27                            | 119                  |
| 4      | 23/08          | 20/09              | 28                            | 148                  |
| 5      | 21/09          | 18/10              | 27                            | 176                  |

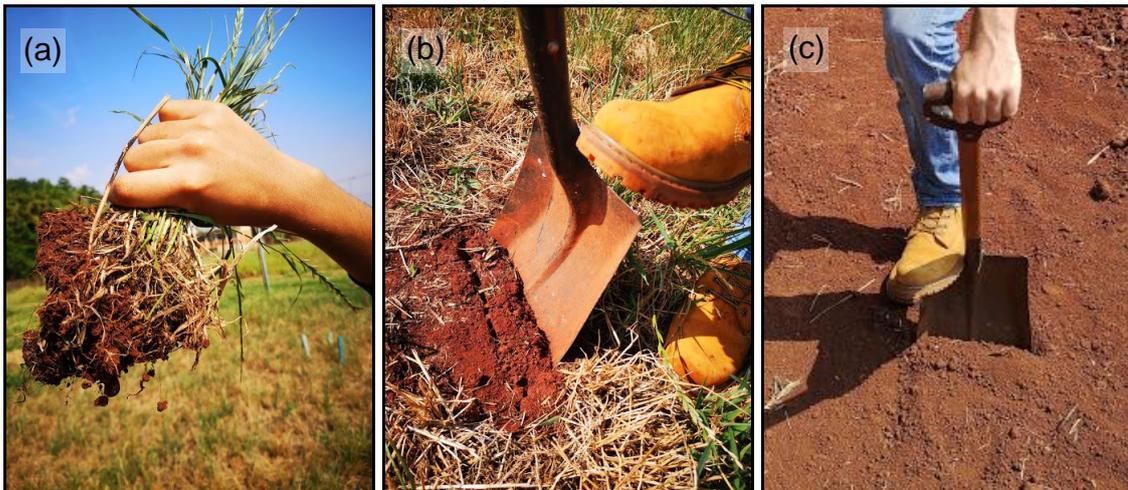
**Figura 3.** Climograma associado ao desenho esquemático do ciclo fenológico do azevém e os cortes ao qual a cultura foi submetida, representados pelas tesouras, de abril a outubro de 2019, isto é, do período de sementeira até a coleta do solo.

### 3.2. Coleta do solo

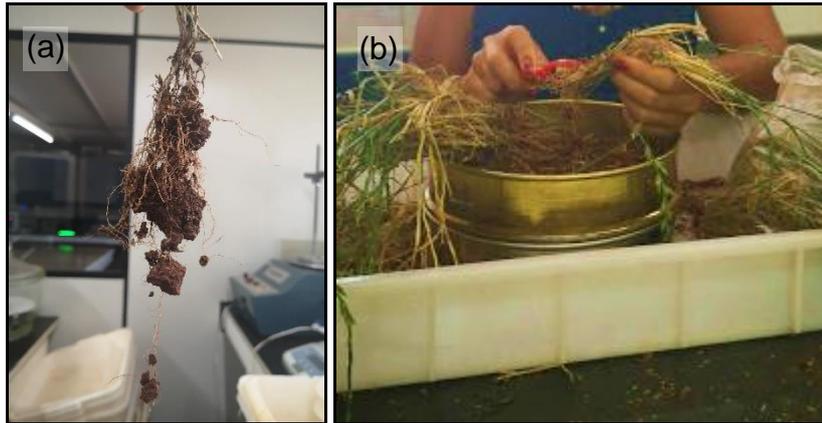
Os tratamentos consistiram em *SRZ*, *SEP* e *SSC*. A coleta do solo foi realizada em outubro de 2019, no final do ciclo do azevém (Figura 4), na camada superficial (0,00 - 0,10 m), por ser a faixa onde estava concentrada a maior porcentagem de raízes. Como *SRZ*, foi considerado o solo aderido às raízes após serem agitadas com as mãos (Figura 5a e 6a), cujos agregados foram cuidadosamente removidos por escovação (Figura 6b) (Batista *et al.*, 2020; Guo *et al.*, 2016; Shi *et al.*, 2011; Whalley *et al.*, 2005; Yanai *et al.*, 2003). O *SEP* foi coletado com auxílio de uma pá (Figura 5b) e o *SSC* também foi coletado com o auxílio de uma pá (Figura 5c) em uma área adjacente que foi mantida sem cobertura desde a instalação do experimento. A Figura 7 representa, esquematicamente, como a amostragem dos diferentes solos foi feita. Este procedimento de amostragem foi previamente validado em um estudo anterior (Batista *et al.*, 2020).



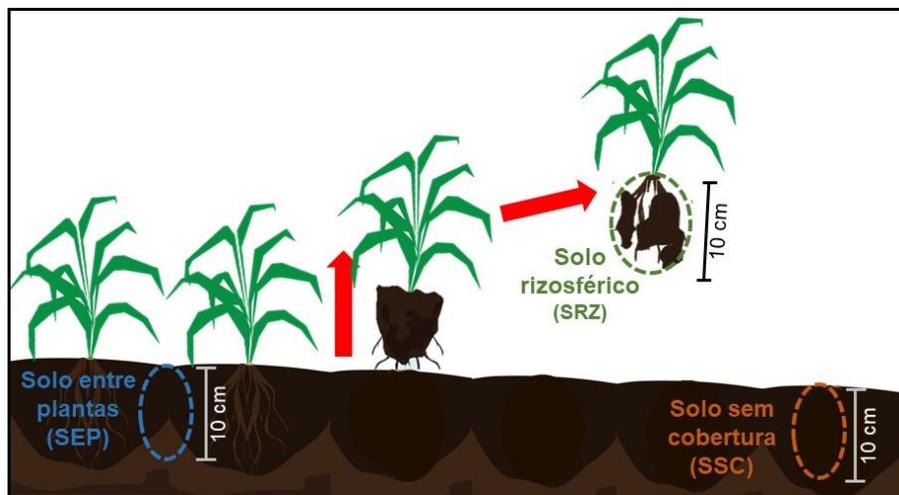
**Figura 4.** Azevém no dia da coleta, em final de ciclo.



**Figura 5.** Coleta dos ambientes *SRZ* (a), *SEP* (b) e *SSC* (c).



**Figura 6.** Agregados rizosféricos (a) e sua remoção por escovação (b).



**Figura 7.** Desenho esquemático da coleta do SRZ, SEP e SSC.

### 3.3. Análises laboratoriais

As amostras foram preparadas e processadas nos Laboratórios de Física, de Química e de Microbiologia do Solo da ESALQ/USP, conforme descrito a seguir. As análises microbiológicas foram processadas imediatamente após a coleta do solo, com o conteúdo de água volumétrico ( $\theta$ ) de campo preservado. Para as demais análises, o solo foi seco ao ar e passado em peneira com abertura de malha de 2 mm, para obtenção de terra fina seca ao ar (TFSA).

#### 3.3.1. Caracterização física, química e mineralógica do solo

##### 3.3.1.1. Granulometria

A separação das frações argila, silte e areia do solo foi realizada pelo método da pipeta (Figura 8) utilizando uma solução de hexametáfosfato de sódio  $0,038 \text{ mol L}^{-1}$  mais hidróxido de sódio  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  ( $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7 \text{ Na}_{(n+2)}\text{PnO}_{(3n+1)} + \text{NaOH}$ ) como dispersante (Teixeira *et al.*, 2017). A fração areia foi

separada nas frações areia muito grossa (2 - 1 mm), areia grossa (1 - 0,5 mm), areia média (0,5 - 0,25 mm), areia fina (0,25 - 0,105 mm) e areia muito fina (0,105 - 0,053 mm) utilizando um conjunto de peneiras com diferentes aberturas de malha (Figura 9).



**Figura 8.** Análise granulométrica pelo método da pipeta.



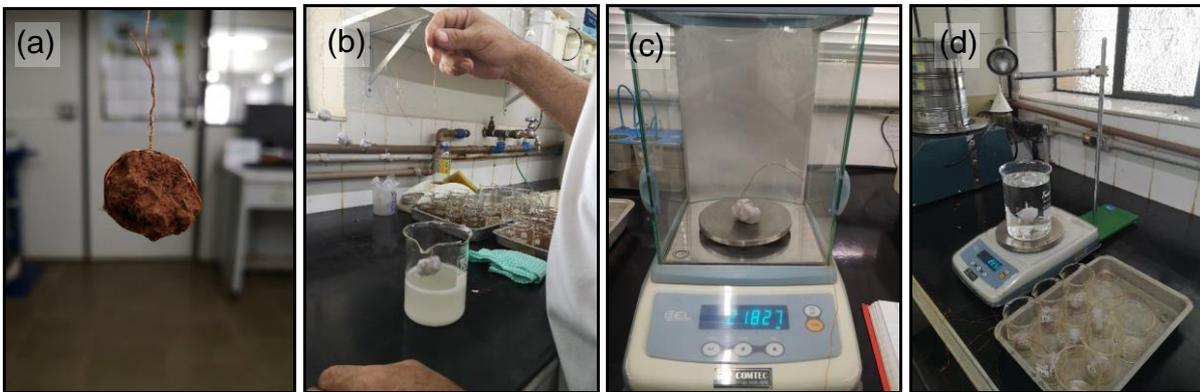
**Figura 9.** Fracionamento da areia do solo.

### 3.3.1.2. Densidade do solo

A densidade do solo ( $\rho$ ) (Equação 1) foi determinada pelo método do torrão parafinado (Teixeira *et al.*, 2017). Torrões de solo de cerca de 4 a 7 cm secos ao ar foram (*i*) pesados e amarrados em

um fio (Figura 10a), (ii) mergulhados em parafina fundida até serem totalmente recobertos (Figura 10b), (iii) pesados após a parafina voltar a fase sólida (Figura 10c) e (iv) pesados imersos na água (Figura 10d) para obtenção do volume ( $V$ ), conhecida a densidade da parafina. Outros torrões de tamanhos semelhantes foram pesados antes e depois de secos em estufa a  $105^{\circ}\text{C}$  por  $24\text{ h}$  para determinação do  $\theta$  residual da amostra para correção da massa de solo seco ( $m_s$ ) dos torrões utilizados inicialmente.

$$\rho = \frac{m_s}{V} \quad (1)$$



**Figura 10.** Torrão de solo de tamanho entre 4 a 7 cm preso em um fio (a), parafinagem do torrão (b), pesagem do torrão parafinado (c) e pesagem do torrão parafinado imerso na água (d).

### 3.3.1.3. Densidade de partículas

A densidade de partículas ( $\rho_p$ ) (Equação 2) foi determinada por um picnômetro por deslocamento de gás da Micromeritics, modelo AccuPyc 1330, apresentado na Figura 11 (Flint e Flint, 2002). Foi utilizado o deslocamento de gás hélio para medir  $\rho_p$ .

$$\rho_p = \frac{m_p}{V_p} \quad (2)$$



**Figura 11.** Picnometro da Micromeritics, modelo AccuPyc 1330.

#### 3.3.1.4. Propriedades químicas e eletroquímicas

Foram determinados o pH em água ( $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ ), em cloreto de potássio (KCl) ( $1 \text{ mol L}^{-1}$ ) ( $\text{pH}_{\text{KCl}}$ ), em cloreto de cálcio ( $\text{CaCl}_2$ ). O  $\Delta\text{pH}$  foi calculado pela diferença entre  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$  e  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  e o ponto de carga zero (PCZ) pela fórmula  $\text{PCZ} = 2 \text{ pH}_{\text{KCl}} - \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$  (Gillman e Uehara, 1980; Mekarú e Uehara, 1972). O pH medido em  $\text{CaCl}_2$  foi adotado como a medida de pH neste trabalho por ser a forma de medida adotada no estado de São Paulo e que reduz a influência de sais sobre a leitura do pH (Prezotti e Guarçoni, 2013).

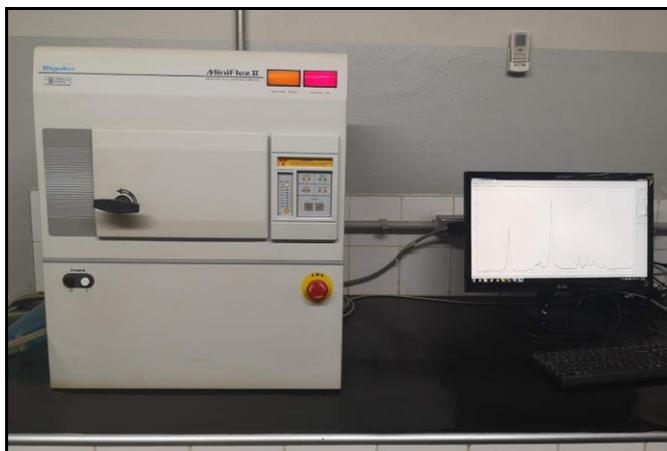
As concentrações de cálcio (Ca) e magnésio (Mg), foram determinadas por absorção após extração com KCl ( $1 \text{ mol L}^{-1}$ ); a acidez potencial (H+Al) foi determinada por titulação com hidróxido de sódio (NaOH), utilizando-se fenolftaleína como indicador, após extração com acetato de cálcio; as concentrações de fósforo (P) e potássio (K) foram determinados por colorimetria e espectrofotometria de emissão atômica, respectivamente, após extração com Mehlich 1; e o conteúdo de COS foi determinado via úmida, pela oxidação com o dicromato de potássio (Teixeira *et al.*, 2017). Também conforme Teixeira *et al.* (2017), foram calculadas a soma de bases (SB), a capacidade de troca de cátions no pH 7,0 (CTC) e a saturação por bases (V%).

#### 3.3.1.5. Mineralogia

A mineralogia das frações areia, silte e argila foram qualitativamente avaliadas por difratometria de raio-X (Teixeira *et al.*, 2017). As amostras foram submetidas aos pré-tratamentos de remoção da matéria orgânica, separação das frações mineralógicas e saturação da fração argila com  $\text{K}^+$ , sendo a difração realizada após aquecimentos a 25, 300 e 550°C.

A varredura das amostras foi realizada no intervalo de 3° a 60° (2 $\theta$ ), com passo de 0,02° por segundo, em um Difrátometro de Raios-X de bancada, Sistema Miniflex II, fabricado pela RIGAKU, utilizando radiação  $\text{CuK}\alpha$  (0,1540562 nm), operando a uma energia de irradiação de 15 mA e 30 kV, com

filtro de Ni para supressão de  $K\beta$ , e detecção com um cintilador de NaI e janela de Be (Figura 12). As análises foram realizadas no intervalo de 3 ou 4 a  $60^\circ 2\theta$ , *step*  $0,02^\circ 2\theta$ , 1 s *step*-1.



**Figura 12.** Sistema Miniflex II, Difratorômetro de Raios-X de bancada.

Para identificação dos óxidos de Fe e Al presentes no solo, utilizou-se a amostra de SSC, pois, como será observado nos resultados, a mineralogia não diferiu entre os tratamentos para nenhuma das frações, não justificando a realização da determinação dos óxidos para todos os tratamentos. A partir da amostra de argila, com a matéria orgânica removida, foi realizada a extração dos elementos contidos nos óxidos pedogénicos, com cristalinidade de curto e longo alcance, isto é, a desferrificação da amostra, pelo método do ditionito-citrato-bicarbonato (*DCB*), conforme descrito por Mehra e Jackson <sup>(1960)</sup>. Desta forma, obtém-se um difratograma sem a presença dos óxidos de Fe e Al. Assim, a partir da sua diferença do difratograma com a presença dos óxidos, obtém-se o difratograma diferencial de óxidos (*DDR<sub>x</sub>*), conforme proposto por Schulze (1981).

Os difratogramas de raios-X (*DRX*) obtidos foram interpretados com base na lista de fases de candidatas geradas pela última versão disponível da base *Cristallographic Open Database (COD)* através da interface do *software Match! (Crystal Impact, Alemanha, versão 3.13)*. Também foram consultados Brindley e Brown (1980) e Moore e Reynolds (1997). A identificação dos minerais nos *DRX* foi realizada conforme Whitney e Evans (2010).

### **3.3.2. Propriedades microbiológicas**

#### **3.3.2.1. Enzimas microbiológicas**

Foram determinadas as atividades de duas enzimas do solo relacionadas ao ciclo do carbono,  $\beta$ -glucosidase e desidrogenase, e uma relacionada ao ciclo do fósforo, a fosfatase ácida.

### 3.3.2.1.1. Fosfatase ácida

Adicionou-se a 1 g de solo, 4 mL do tampão MUB pH 6,5 e 1 mL da solução p-nitrofenil fosfato de sódio (*PNF*) 0,05 M. Após agitação, a solução foi incubada por uma hora a 37°C. Posteriormente, adicionaram-se 1 mL de CaCl<sub>2</sub> 0,5 M e 4 mL de NaOH 0,5 M. Após nova agitação, a solução foi filtrada em papel de filtro faixa azul (Ø 12,50 ± 0,10 cm) e efetuou-se a leitura em espectrofotômetro, a 410 nm (Figura 13). O conteúdo de *PNF* foi calculado pela curva padrão (Tabatabai e Bremner, 1969).



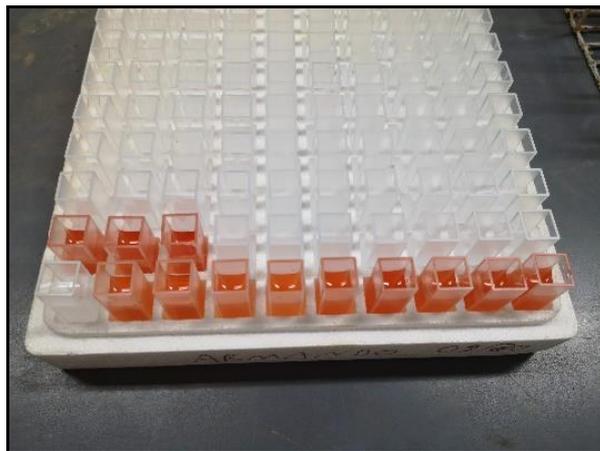
**Figura 13.** Leitura da fosfatase ácida e da β-glucosidase em espectrofotômetro, a 410 nm.

### 3.3.2.1.2. β-glucosidase

Adicionou-se a 1 g de solo, 4 mL do tampão MUB pH 6,0 e 1 mL do substrato p-nitrofenil-β-D-glicoranosídeo (*PNG*) 0,025M. Após agitação, a solução foi incubada por uma hora a 37°C. Posteriormente, adicionaram-se 1 mL de CaCl<sub>2</sub> 0,5M e 4 mL de Tris-Hidroximetil-Amino-Metano (*THAM*) 0,1M, pH 12,0. Após nova agitação, a solução foi filtrada em papel de filtro faixa azul (Ø 12,50 ± 0,10 cm) e efetuou-se a leitura em espectrofotômetro, a 410 nm (Figura 13). O conteúdo de *PNG* foi calculado pela curva padrão (Tabatabai, 1994).

### 3.3.2.1.3. Desidrogenase

Adicionou-se a 5 g de solo, 5 mL da solução 2,3,5 Trifeniltetrazólio Cloreto (*TTC*) a 1% ou 1,55% e, após agitação, a solução foi incubada por 24 h a 37°C. Decorrido este tempo, adicionaram-se 10 mL de metanol e misturou-se por 1 min. Após decantação, o sobrenadante foi centrifugado por 10 min a 3400 rpm. A intensidade da cor avermelhada (Figura 14) foi mensurada em espectrofotômetro, a 435 nm. O conteúdo de *TTC* foi calculado pela curva padrão (Casida *et al.*, 1964).



**Figura 14.** Amostras para determinação da atividade da enzima desidrogenase.

### 3.3.2.2. Carbono da biomassa microbiana (CBM)

O *CBM* foi obtido pelo método indireto da fumigação-extração (Vance *et al.*, 1987). Adicionaram-se 10 g de solo em frascos, sendo dois frascos para cada amostra. Metade das amostras foram fumigadas por 24 h com clorofórmio. Após 30 min de agitação a 200 oscilações por minuto, a solução foi filtrada em papel de filtro faixa azul ( $\varnothing 12,50 \pm 0,10$  cm). 2 mL de dicromato e 15 mL de ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$   $H_3PO_4$ ) foram adicionados a 8 mL da amostra filtrada. As amostras foram agitadas e permaneceram em banho maria a 100°C por 30 min. Depois de esfriar, adicionaram-se 25 mL de água e procedeu-se à titulação com ácido clorídrico (HCl) 0,5 N, utilizando sulfato ferroso como indicador (Figura 15).



**Figura 15.** Titulação para determinar o *CBM*.

### 3.3.2.3. Glomalina facilmente extraível

Para determinar a glomalina facilmente extraível (*GFE*) adicionaram-se em 8 mL de citrato de sódio 20  $\mu$ M em 1 g de solo. Posteriormente as amostras foram agitadas por 3 a 5 s em vórtex e levadas para a autoclave por 30 min. Em seguida, elas foram centrifugadas a 5000 rpm por 5 min e o sobrenadante foi retirado para leitura em espectrofotômetro a 595 nm (Figura 16) (Bradford, 1976; Wright e Upadhyaya, 1998).



**Figura 16.** Amostras para determinação da GFE.

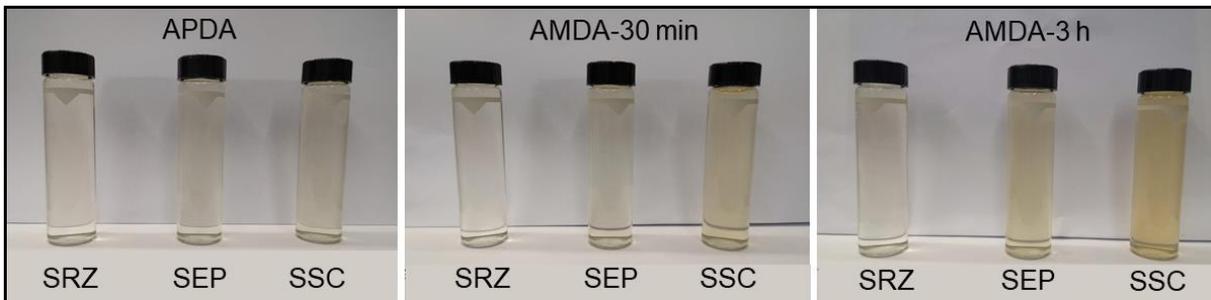
### 3.3.3. Estabilidade de agregados

A fim de verificar a estabilidade dos agregados, avaliou-se a dispersão de argila em água, pelo método da turbidimetria, tendo sido avaliadas as argila prontamente dispersa em água (*APDA*) e argila mecanicamente dispersa em água (*AMDA*), com agitação de 30 min (*AMDA-30 min*) e de três horas (*AMDA-3 h*) (Dexter *et al.*, 2011; Nunes *et al.*, 2018).

Em frascos plásticos com tampa e capacidade para 150 mL, foram adicionados cerca de 5 g de *TFSA* e, posteriormente, 125 mL de água deionizada. Os frascos foram agitados (i) manualmente, invertendo-os de forma padrão por quatro vezes (cada inversão foi de cerca de 5 s) (*APDA*) e (ii) por meio de agitação mecânica horizontal, a 120 oscilações por minuto, durante 30 min (*AMDA-30 min*) e durante três horas (*AMDA-3 h*). Em seguida, as amostras foram deixadas em repouso por 16 h. Decorrido este tempo, pipetou-se uma alíquota de 30 mL da suspensão do centro do frasco e adicionou-se à célula de medição do turbidímetro modelo HACH 2100AN (Figura 17), com o qual foi realizada a leitura, por meio de dispersão de luz, em unidades de turbidez nefelométrica (*NTU*), sendo que os valores da turbidez são diretamente proporcionais a quantidade de colóides em suspensão, no caso, argila (Figura 18). O  $\theta$  residual da amostra foi determinado para correção da  $m_s$ .



**Figura 17.** Turbidímetro modelo HACH 2100AN.



**Figura 18.** Células do turbidímetro com amostras dos colóides em suspensão de *APDA*, *AMDA-30 min* e *AMDA-3 h*, nos tratamentos *SRZ*, *SEP* e *SSC*.

A turbidez foi normalizada para a concentração de  $1 \text{ g L}^{-1}$ , considerando os efeitos dos diferentes teores de água iniciais e as diferenças de massa inicial de solo úmido, utilizando-se a equação abaixo:

$$TN = \frac{T}{1000 \cdot \frac{m_s}{125}} \quad (3)$$

em que, *TN* é turbidez normalizada ( $\text{NTU/g L}^{-1}$ ), *T* é turbidez (*NTU*),  $m_s$  é massa de solo seco; 125 é quantidade de água utilizada na análise (*mL*), 1000 é fator de correção para transformar *mL* em *L*.

### 3.3.4. Curva de retenção da água do solo (CRAS)

#### 3.3.4.1. Preparo das amostras

A *TFSA* foi alocada em anéis de acrílico com dimensões de 0,07 m de diâmetro interno e 0,03 m de altura. Para segurar o solo dentro dos anéis, permitindo passagem apenas de água, um filtro de papel (filtragem lenta, com gramatura de 85 g m<sup>-2</sup> e porosidade de 2,0 micras) foi colado na base de cada anel. A *TFSA* foi acondicionada cuidadosa e lentamente dentro de cada anel de acrílico utilizando um funil de haste relativamente longa. Para este acondicionamento, com o intuito de evitar a segregação das partículas da *TFSA* dentro do anel, um anel adicional foi fixado com fita adesiva na parte superior do anel (principal) obtendo-se assim um anel composto (anel principal+anel adicional). Com a haste do funil introduzida dentro deste anel, adicionava-se a *TFSA* dentro do funil, o qual era ao mesmo tempo levantado lentamente em movimento circular e com suaves compressões com a própria haste sobre a superfície da *TFSA* à medida que esta era transferida para o anel composto (Figura 19). Após o completo preenchimento do anel composto, o acondicionamento do solo era finalizado batendo-se levemente nele com um martelo de borracha. Posteriormente, o anel adicional era desconectado e arrastado para a lateral, descartando-se a *TFSA* que estava dentro dele e mantendo a superfície da *TFSA* rente à superfície do anel principal. Determinou-se a  $\rho$  da *TFSA* dentro do anel principal, a partir dos valores conhecidos do conteúdo de água a base de massa da *TFSA* e da massa de *TFSA* dentro do anel principal.



Figura 19. Acondicionamento da *TFSA* nos anéis acrílicos.

#### 3.3.4.2. Determinação das CRAS

As amostras foram levadas para determinação da curva de retenção da água no solo (*CRAS*) selecionando os potenciais mátricos  $\Psi_m$  de -0,5; -1,0; -2,0; -4,0; -6,0 e -10 kPa em funis de Haines (Figura 20a), e de -30, -100, -500 e -1500 kPa em câmaras de Richards (Figura 20b). Antes da aplicação de cada  $\Psi_m$  as amostras foram saturadas por meio de elevação gradual do nível de água nos funis de

Haines até o topo das amostras, mantendo-as assim por 24 h e, nas Câmara de Richards, o conjunto placa porosa e amostras foram saturados por elevação gradual de uma lâmina de água em bandejas, mantendo-as assim também por 24 h. Foi utilizada água destilada e desaerada. Quando completamente saturadas, as amostras foram pesadas para estimar o conteúdo de água na saturação ( $\theta_s$ ). Após atingir o equilíbrio hidráulico em cada  $\Psi_m$ , as amostras foram pesadas e, posteriormente, secas em estufa a 105°C por 24 h para quantificar o  $\theta$ , em  $m^3 m^{-3}$ , associado a cada  $\Psi_m$ . Esta metodologia está descrita em maiores detalhes em Libardi (2018).



**Figura 20.** Funis de Haines (a) e câmaras de pressão de Richards (b) utilizadas para determinação das CRAS.

### 3.3.4.3. Modelagem das curvas de retenção de água

Os dados das CRAS, que associa os valores de  $\theta$  obtidos no equilíbrio com os respectivos  $\Psi_m$ , foram ajustados ao modelo utilizado por van Genuchten<sup>(1980)</sup>, descrito abaixo (Equação 4) com a restrição de Mualem ( $m=1-(1/n)$ ), utilizando o *software* RETC (Van Genuchten *et al.*, 1991).

$$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{[1 + (\alpha |\Psi_m|)^n]^m} \quad (4)$$

em que,  $\theta$  é o conteúdo de água no solo ( $m^3 m^{-3}$ ),  $\Psi_m$  é potencial mátrico da água no solo ( $kPa$ ),  $\theta_r$  é o conteúdo de água no solo correspondente ao  $\Psi_m$  de  $-1500 kPa$  (conteúdo de água residual) ( $m^3 m^{-3}$ ),  $\theta_s$  é o conteúdo de água no solo saturado ( $m^3 m^{-3}$ ),  $\alpha$  ( $kPa^{-1}$ ),  $m$  e  $n$  são parâmetros empíricos do modelo, sendo que  $m$  foi obtido considerando a restrição de Mualem.

A partir dos dados da *CRAS*, obteve-se o  $\theta$  na capacidade de campo (*CC*), o  $\theta$  no ponto de murcha permanente (*PMP*) e o  $\theta$  disponível às plantas (*disp*), sendo este último igual a diferença entre o  $\theta$  na *CC* e o  $\theta$  no *PMP*.

### 3.3.5. Distribuição e frequência de raios por intervalo de logaritmo do raio

A partir da *CRAS*, foi calculada a distribuição dos raios dos poros com base na teoria da capilaridade, a partir da equação (2), conforme descrito abaixo (Libardi, 2018; Pessoa e Libardi, 2022; Silva *et al.*, 2018).

As interfaces solução-ar nos poros do solo são caracterizadas pelo seu raio de curvatura ( $R'$ ), o qual pode ser definido por:

$$R' = \frac{r}{\cos \gamma} \quad (5)$$

em que,  $r$  é o raio equivalente do poro ( $m$ ) e  $\gamma$  é o ângulo de contato entre a solução e a parede do poro.

Conforme o modelo da distribuição dos poros a partir da teoria da capilaridade, pelo qual o ângulo de contato da equação da capilaridade de Laplace, é igual a zero, obtém-se a equação (6) que relaciona  $|\Psi_m|$  com  $r$ :

$$|\Psi_m| = \frac{2 \sigma}{\rho_{sol} g r} \quad (6)$$

em que,  $\sigma$  é a tensão superficial da solução ( $0,07194 N m^{-1}$ , a  $25^\circ C$ ),  $\rho_{sol}$  é a densidade da solução no solo ( $1000 kg m^{-3}$ ) e  $g$  é a aceleração da gravidade ( $9,8 m s^{-2}$ ).

A classificação dos poros utilizada foi a proposta por Koorevaar *et al.* <sup>(1983)</sup>, segundo a qual: poros com raio menor que  $15 \mu m$  (correspondente ao  $\Psi_m$  de a  $-10 kPa$  na *CRAS*) foram considerados microporos, aqueles com raio entre  $15$  e  $50 \mu m$  ( $\Psi_m$  entre  $-3$  e  $-10 kPa$  na *CRAS*) foram considerados mesoporos e aqueles com raio maior que  $50 \mu m$  (correspondente ao  $\Psi_m$  de  $-3 kPa$  na *CRAS*) foram considerados macroporos.

Para obtenção da equação (9), isto é, equação da frequência de raios por intervalo de logaritmo do raio ( $\log r$ ), a equação (4) foi modificada nela substituindo  $|\Psi_m|$  pelo segundo membro da equação (6) obtendo-se a equação (7), a qual sendo diferenciada com relação ao  $\log r$ , resulta na equação (9):

$$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{\left[1 + \left(\frac{B}{r}\right)^n\right]^m} \quad (7)$$

em que

$$B = \frac{2 \sigma \alpha}{\rho_{sol} g} \quad (8)$$

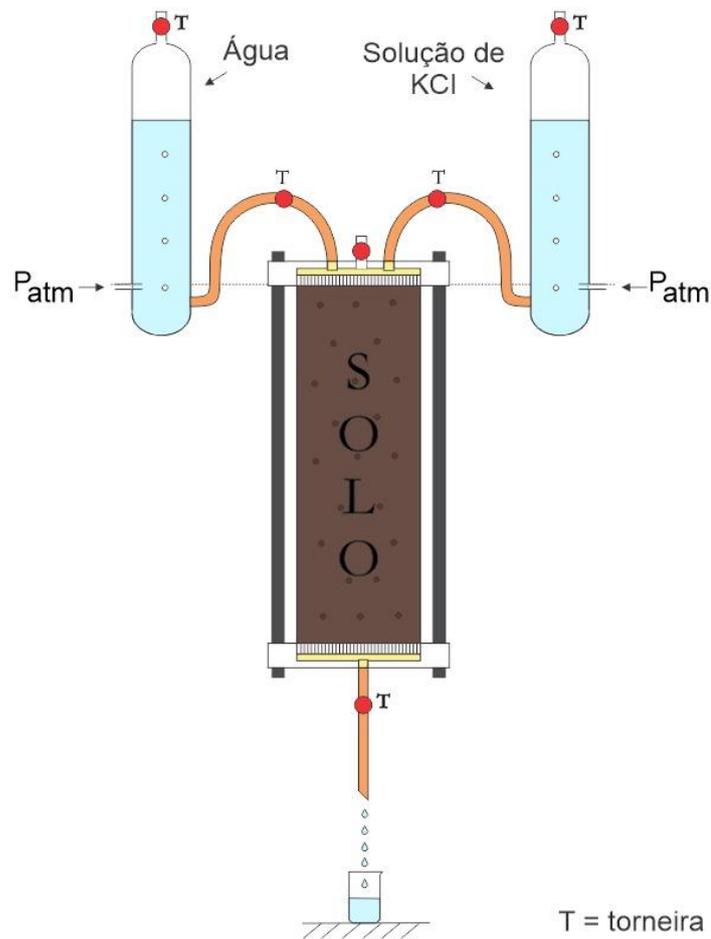
$$\frac{d\theta}{d\log(r)} = \frac{(\theta_s - \theta_r)}{\theta_s} m n (B)^n r^{-n} [1 + (B)^n r^{-n}]^{-m-1} \quad (9)$$

Igualando a equação a zero resultante da diferenciação da equação (9) com relação a  $\log r$ , foi obtido o valor do  $r$  de máxima frequência ( $r_{max}$ ):

$$r_{max} = B \left(\frac{1}{n}\right)^{-\frac{1}{n}} \quad (10)$$

### 3.3.6. Deslocamento miscível

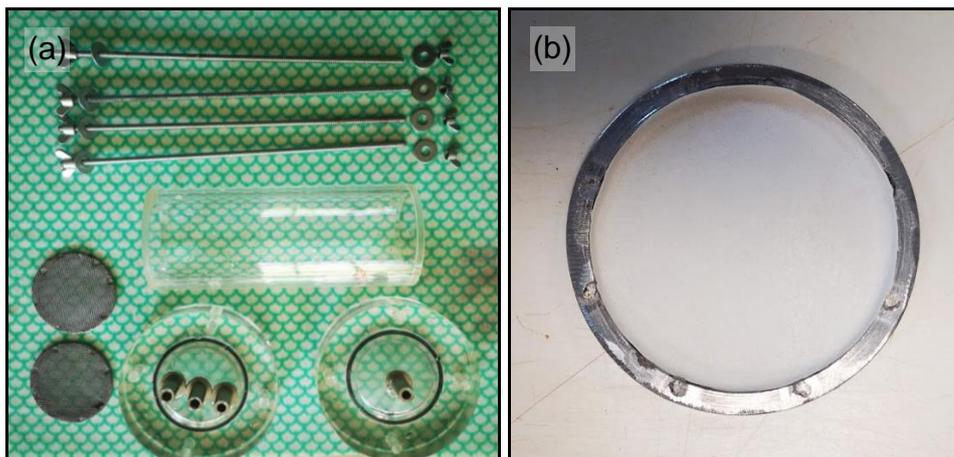
O *DM* foi avaliado empregando-se o procedimento experimental desenvolvido por Nielsen e Biggar (1961), no qual se obtém *breakthrough curves* (*BTC*), conforme descrito a seguir. O esquema básico é apresentado na Figura 21.



**Figura 21.** Representação esquemática do experimento de deslocamento miscível.

### 3.3.6.1. Preparo das colunas

A *TFSA* foi alocada em colunas de acrílico com dimensões de 0,15 m de altura e 0,05 m de diâmetro interno. Para segurar o solo e permitir passagem apenas de água através das colunas, estas foram munidas de uma tela de metal com papel filtro em suas extremidades. Os materiais utilizados para montagem das colunas estão apresentados na Figura 22. A base acrílica superior continha três aberturas, enquanto a inferior, apenas uma abertura.



**Figura 22.** Materiais utilizados para montagem das colunas: hastes metálicas rosqueadas, arruelas e porcas-borboleta para fixar a coluna às bases acrílicas, a coluna propriamente dita, as telas de metal e as bases acrílicas com os “o-rings” para evitar vazamento de líquido (a) e detalhe do papel de filtro encaixado na tela de metal (b).

A *TFSA* foi adicionada dentro das colunas de acrílico da mesma forma descrita para os anéis de acrílico utilizados para determinar a *CRAS* (item 3.3.4.1, Figura 19), conforme apresentado na Figura 23.



**Figura 23.** Acondicionamento do solo dentro das colunas de acrílico.

As colunas de solo foram analisadas por atenuação de radiação gama, para determinação da  $\rho$  a cada centímetro ao longo do seu comprimento (Figura 24). Aceitou-se um coeficiente de variação (*CV*) máximo de até 5% para realização do experimento de *DM*.



**Figura 24.** Determinação da  $\rho$  por atenuação de radiação gama.

Para calcular a densidade do solo pelo método da atenuação da radiação gama, utilizou-se a equação apresentada abaixo baseada na Lei de atenuação de Lambert-Beer.

$$I = I_0 e^{-\Delta x (\bar{\mu}_s \rho + \mu_a \theta_0)} \quad (14)$$

em que:  $I$  é a intensidade do feixe atenuado, ou feixe emergente ( $cps$ );  $I_0$  é a intensidade do feixe incidente ( $cps$ );  $\Delta x$  é a espessura do material atravessado pelo feixe ( $L$ );  $\bar{\mu}_s$  é o coeficiente de atenuação de massa dos sólidos médio ( $L^2 M^{-1}$ ), determinado em triplicata a partir de amostras de solo seco;  $\mu_a$  é o coeficiente de atenuação de massa da água ( $0,0834 \text{ cm}^2 \text{ g}^{-1}$ ); e  $\theta_0$  é o conteúdo volumétrico inicial da água no solo, que corresponde ao  $\theta_r$ .

Explicitando  $\rho$  da equação 14, tem-se:

$$\rho = \frac{\ln\left(\frac{I_0}{I}\right) - \mu_a \theta_0 \Delta x}{\bar{\mu}_s \Delta x} \quad (15)$$

Para determinação do  $\bar{\mu}_s$ , utilizaram-se amostras preparadas em anéis de acrílico com as mesmas dimensões e da mesma forma descrita para a CRAS (item 3.3.4.1, Figura 19). Entretanto, o solo utilizado foi previamente seco em estufa a  $105^\circ\text{C}$ , por 24 h. Após a montagem dos anéis, as amostras foram mantidas em dessecador até o momento da determinação da  $\rho$  ao longo das colunas, pelo método da

atenuação de radiação gama (Figura 24), para evitar umedecimento da amostra de solo. Para estas amostras secas em estufa, a equação 14 pode ser simplificada para:

$$I' = I_0 e^{-\Delta x \bar{\mu}_s \rho} \quad (15)$$

em que:  $I'$  é a intensidade do feixe atenuado, ou feixe emergente, para a amostra sem a presença de água (*cps*).

Assim, explicitando  $\bar{\mu}_s$  da equação 15, temos:

$$\bar{\mu}_s = \frac{\ln\left(\frac{I_0}{I'}\right)}{\rho \Delta x} \quad (16)$$

### 3.3.6.2. Procedimento experimental

Inicialmente, a coluna foi saturada por capilaridade conectando, com uma mangueira de latex, uma bureta de Mariotte contendo água destilada à extremidade inferior da coluna (Figura 25a). Neste momento, é crucial que a abertura de entrada da pressão atmosférica ( $P_{atm}$ ) da bureta de Mariotte esteja levemente acima da base da coluna e que o encaixe seja realizado rapida e cuidadosamente, sem permitir entrada de ar, para evitar a formação de bolhas dentro da coluna. Em seguida, a bureta de Mariotte foi erguida lentamente até que sua abertura de entrada da  $P_{atm}$  atingisse a parte superior da coluna. Para completa saturação, manteve-se a bureta de Mariotte levemente acima dessa parte superior por 24 h (Figura 25b).



**Figura 25.** Início da saturação da coluna de solo (a) e coluna de solo completamente saturada (b).

Realizou-se, então, a inversão do sentido do fluxo. A mangueira de borracha latex ligada à extremidade inferior da coluna foi fechada e cortada desconectando a bureta de Mariotte. Conectou-se a seguir um frasco de Mariotte contendo água destilada a uma das aberturas da extremidade superior da coluna (Figura 26a). As demais aberturas superiores foram mantidas fechadas e reabriu-se a abertura inferior para a coleta do efluente. Visando eliminar os íons adsorvidos às partículas do solo, fez-se a lavagem das colunas de solo com água mantendo uma carga hidráulica constante de 15 *hPa* na superfície do solo nas colunas (Figura 26a).

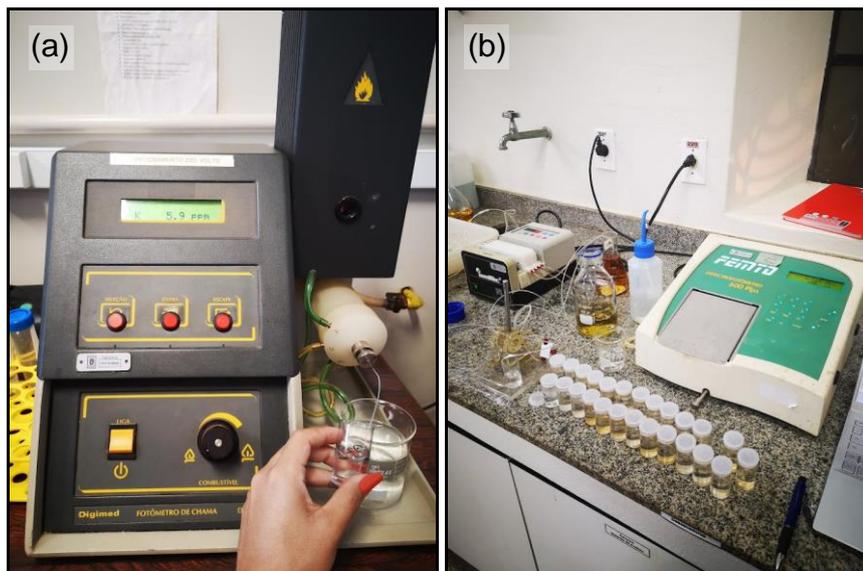


**Figura 26.** Lavagem da coluna de solo (a) e colocação do pulso de KCl e passagem do pulso de KCl através da coluna de solo (b).

Em seguida, o frasco de Mariotte foi rebaixado até a abertura da  $P_{am}$  ficar 0,05 *m* acima da superfície da coluna, mantendo uma pressão hidrostática de 5 *hPa*. Mediu-se a vazão até obter-se um valor constante, isto é, a condição de equilíbrio dinâmico. Este valor constante foi considerado para o cálculo do intervalo de coleta, o qual foi definido pela vazão de cada solo visando a coleta de amostras de 15 *mL* do efluente.

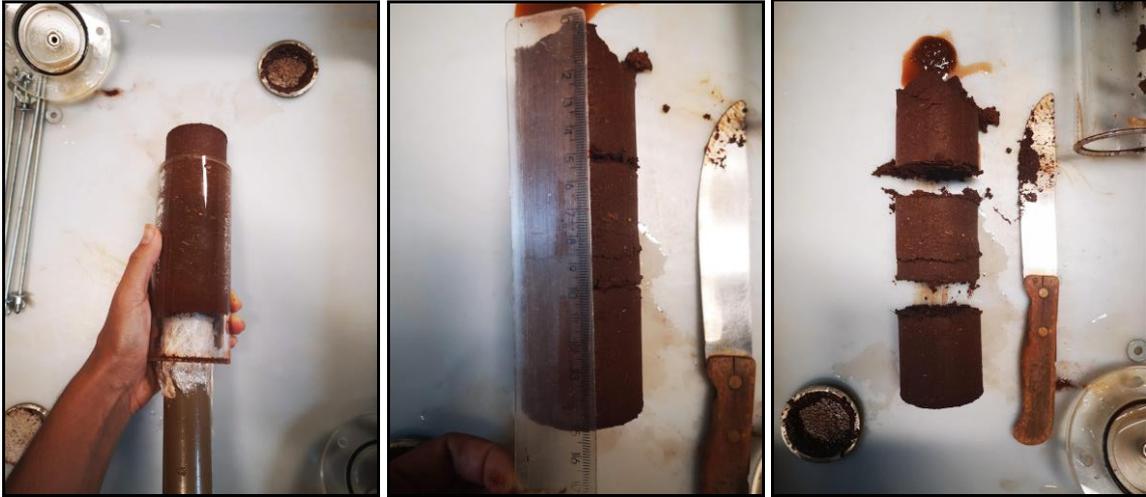
Para aplicação do pulso 250 *mL* do fluido deslocador, isto é, da solução de KCl, contendo 300  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{K}^+$  e 150  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{Cl}^-$  (concentração inicial,  $C_0$ ), a abertura inferior da coluna foi fechada, e a entrada de água na coluna, por uma das aberturas superiores, foi cessada. Em outra abertura superior, com cuidado para não haver formação de bolhas, conectou-se uma bureta de Mariotte contendo a solução de KCl, reabriu-se a abertura inferior e iniciou-se a coleta contínua de amostras do efluente nos intervalos de tempo ( $\Delta t$ ) pré-definidos (Figura 26b). Observou-se que, durante a passagem do pulso, houve pequeno aumento da vazão, portanto, o tempo de amostragem foi recalculado e registrado para tais amostras. Ao fim do experimento, calculou-se a velocidade média da solução no poro ( $v_m$ ).

A concentração dos íons nas amostras de efluente coletadas ( $C$ ) foi determinada. A concentração  $C$  de  $K^+$  foi determinada imediatamente após a coleta, por fotometria de chama (Figura 27a) e, em seguida, as amostras foram mantidas refrigeradas para posterior determinação da  $C$  de  $Cl^-$  pela técnica de análise por injeção em fluxo (FIA) por espectrofotometria, com leitura da absorbância à  $480\text{ nm}$  (Cheregi e Danet, 1997) (Figura 27b). Determinou-se também a concentração  $C_0$  dos íons na solução deslocadora.



**Figura 27.** Determinações do  $K^+$  (a) e do  $Cl^-$  (b) em solução.

Após a finalização do experimento de  $DM$ , a coluna de solo foi removida da coluna acrílica e seccionada em três partes de  $0,05\text{ m}$  cada: superior ( $0,00 - 0,05\text{ m}$ ), central ( $0,05 - 0,10\text{ m}$ ) e inferior ( $0,10 - 0,15\text{ m}$ ), conforme mostrado na Figura 28. Posteriormente, as amostras de solo seccionadas foram mantidas em recipientes abertos para secarem ao ar (Figura 29).



**Figura 28.** Seção do solo retitado da coluna em três partes de 0,05 m cada.



**Figura 29.** Amostras mantidas a temperatura ambiente na sombra para secagem ao ar.

Após a secagem das amostras determinou-se, em cada seção de solo, as concentrações de K conforme descrito no item 3.3.1.4 (Teixeira *et al.*, 2017).

### 3.3.6.3. Cálculos

O volume de poros no interior das colunas foi calculado conforme a equação a seguir:

$$V_p = P_t V = \pi r'^2 h' \left( 1 - \frac{\rho}{\rho_p} \right) \quad (17)$$

em que,  $V_p$  é o volume de poros ( $cm^3$ ),  $V$  é o volume da coluna de solo ( $cm^3$ ),  $P_t$  é a porosidade total ( $cm^3$ ),  $r''$  é o raio interno da coluna ( $cm$ ),  $h'$  é o comprimento da coluna de solo ( $cm$ ),  $\rho$  é a densidade do solo ( $g\ cm^{-3}$ ),  $\rho_p$  é a densidade das partículas do solo ( $g\ cm^{-3}$ ).

A condutividade hidráulica do solo saturado ( $K_0$ ) nas colunas de *TFSA* foi determinada pela equação 18 e a densidade de fluxo de solução no solo ( $q$ ,  $cm\ min^{-1}$ ) foi calculada pela equação 19.

$$K_0 = \frac{V_a L}{A t (h + L)} \quad (18)$$

em que:  $V_a$  é volume de água ( $mm^3$ ) coletado na proveta durante o tempo  $t$  ( $h$ ),  $A$  é área da secção transversal da amostra ( $mm^2$ ),  $L$  é comprimento da amostra ( $mm$ ),  $h$  é a carga hidráulica ou potencial de pressão no topo da amostra ( $mm$ ).

$$q = \frac{V_e}{At} = \frac{Q}{A} \quad (19)$$

em que,  $V_e$  é o volume de solução efluente ( $cm^3$ ),  $A$  é a área da seção transversal da coluna ( $cm^2$ ),  $t$  é o tempo de coleta do volume  $V_e$  ( $min$ ) e  $Q$  é a vazão ( $cm^3\ min^{-1}$ ).

A  $v_m$  ( $cm\ min^{-1}$ ), foi calculada pela seguinte equação:

$$v_m = \frac{q}{P_t} = \frac{q}{\theta_s} \quad (20)$$

#### 3.3.6.4. Breakthrough curves (BTC)

Conhecendo-se as concentrações do  $K^+$  e do  $Cl^-$  no efluente ( $C$ ) e a concentração destes íons no fluido deslocador ( $C_0$ ), foram calculadas as concentrações relativas ( $C/C_0$ ) para cada íon. Em seguida, elaborou-se o gráfico de  $C/C_0$  em função do número de  $V_p$ , conhecido como curva de *DM* ou *BTC*. A forma da *BTC* caracteriza o *DM* e os parâmetros obtidos pela modelagem matemática, quantificam o *DM*.

#### 3.3.6.5. Modelagem das BTC

Os parâmetros de transporte foram obtidos ajustando numericamente as *BTC* ao problema de valor de contorno (equação diferencial dispersão-convecção + condições inicial e de contorno), conforme a configuração da Figura 21.

A equação diferencial dispersão-convecção é dada por:

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \frac{\partial C}{\partial z} \quad (21)$$

em que,  $R$  (adimensional) é o fator de retardamento,  $C$  é a concentração de soluto ( $g L^{-1}$ ),  $t$  é o tempo ( $h$ ),  $z$  ( $cm$ ) é a coordenada vertical de posição,  $D$  é o coeficiente dispersivo-difusivo ( $cm^2 h^{-1}$ ) e  $v$  ( $cm h^{-1}$ ) é a velocidade média de escoamento.

As condições inicial e de contorno, consistem em:

$$\begin{array}{lll} t = 0, & z > 0, & C = 0 \\ 0 < t < t_f, & z = 0, & C = C_0 \\ t > 0, & z = 0, & C = 0 \\ t > 0, & z \rightarrow \infty, & C = 0 \end{array}$$

em que,  $t$  é o tempo,  $t_f$  é o tempo final da passagem do pulso e  $z$  é a coordenada vertical de posição.

Para atender as condições de contorno, as concentrações iniciais ( $C_i$ ) de  $K^+$  na colunas foram zeradas de todas as concentrações  $C$  determinadas, utilizando a equação abaixo:

$$C = \frac{(C - C_i)}{C_0} \quad (22)$$

Para o ajuste numérico das *BTC* utilizou-se o código *CFITIM*, com a solução analítica de adsorção de equilíbrio linear juntamente com a modelagem inversa e com o número máximo de interações igual a 20, por meio do *software* STduio of ANalytical MODels (*STANMOD*), proposto por Šimůnek *et al.* (1999). O código *CFITIM*, que foi um dos primeiros modelos analíticos a ser desenvolvido e permite analisar os dados das *BTC* em termos da equação 21, com ou sem equilíbrio físico ou químico (Van Genuchten, 1981). A estimativa dos parâmetros por meio deste código é bastante robusta para a maioria dos problemas de transporte (Van Genuchten *et al.*, 2012). Escolheu-se o número 1 (um) para os valores estimados iniciais dos parâmetros adimensionais número de Peclet ( $P_e$ ), fator de retardamento ( $R$ ) e pulso.

Assim, os parâmetros de transporte definidos como  $P_e$  e  $R$  foram obtidos aplicando-se o código *CFITIM* com o *software* *STANMOD*. A partir deles, foram calculados o coeficiente de distribuição ( $K_d$ ), o coeficiente de dispersão ( $D$ ) e a dispersividade ( $\lambda$ ), de acordo com as equações apresentadas abaixo:

$$K_d = \frac{(R - 1) \theta}{\rho} \quad (23)$$

em que,  $K_d$  é o coeficiente de distribuição ( $cm^3 g^{-1}$ ),  $\theta$  é o conteúdo de água no solo ( $cm^3 cm^{-3}$ ),  $\rho$  é a densidade do solo ( $g cm^{-3}$ ),

$$D = \frac{v_m L}{P_e} \quad (24)$$

em que,  $D$  ( $cm^2 h^{-1}$ ) é o coeficiente de dispersão,  $L$  ( $cm$ ) é o comprimento da coluna,  $v_m$  é a velocidade média de água no poro ( $cm min^{-1}$ ),  $P_e$  é o número de Peclet e

$$\lambda = \frac{D}{v_m} \quad (25)$$

em que,  $\lambda$  é a dispersividade ( $cm$ ).

### 3.4. Análise dos resultados

Para os dados obtidos, com exceção daqueles oriundos da *BTC*, para a qual não houve repetição experimental, a comparação das médias dos tratamentos em estudo foi realizada pelo teste t, com o nível de significância fixado em 5%.

Para avaliar a relação entre as propriedades químicas, físicas e biológicas foi feito um correlograma com base no coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ). Tais resultados e suas interações foram utilizados para explicar os fenômenos observados nas *BTC*.

Utilizou-se intervalo de confiança com 95% de confiança nas *CRAS* para verificar se houve diferença significativa entre os tratamentos estudados.

O ajuste das *CRAS* e das *BTC* foi avaliado pelo coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e pelo erro quadrático médio (*RMSE*).

Foram realizadas análises de componentes principais (*PCA*) para avaliar a relação entre propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos com os parâmetros de transporte das *BTC*.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. Granulometria e propriedades químicas e eletroquímicas das amostras de solo

As frações granulométricas e as propriedades químicas e eletroquímicas das amostras do *SRZ*, *SEP* e *SSC* estão apresentadas na Tabela 2.

**Tabela 2.** Frações granulométricas e propriedades físicas, químicas e eletroquímicas do *SRZ*, *SEP* e *SSC*.

| Atributo           | Unidade           | <i>SRZ</i>      | <i>SEP</i>      | <i>SSC</i>      |
|--------------------|-------------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| Areia muito grossa | $g\ kg^{-1}$      | 38,28 ± 0,77 a  | 36,47 ± 1,49 a  | 24,38 ± 1,61 b  |
| Areia grossa       | $g\ kg^{-1}$      | 26,91 ± 1,43 a  | 23,75 ± 0,87 a  | 21,95 ± 0,93 a  |
| Areia média        | $g\ kg^{-1}$      | 78,93 ± 0,53 a  | 71,87 ± 1,68 b  | 69,82 ± 2,65 ab |
| Areia fina         | $g\ kg^{-1}$      | 178,27 ± 4,13 a | 176,46 ± 3,15 a | 186,70 ± 2,54 a |
| Areia muito fina   | $g\ kg^{-1}$      | 81,48 ± 1,33 a  | 79,36 ± 2,10 a  | 79,80 ± 1,61 a  |
| Areia total        | $g\ kg^{-1}$      | 403,87 ± 3,67 a | 387,90 ± 4,45 b | 382,66 ± 3,97 b |
| Silte              | $g\ kg^{-1}$      | 179,86 ± 1,95 a | 185,49 ± 6,83 a | 161,15 ± 3,29 b |
| Argila             | $g\ kg^{-1}$      | 416,27 ± 4,28 b | 426,61 ± 3,70 b | 456,19 ± 1,92 a |
| $\rho$             | $g\ cm^{-3}$      | 1,27 ± 0,04 b   | 1,59 ± 0,03 a   | 1,63 ± 0,03 a   |
| $\rho_p$           | $g\ cm^{-3}$      | 2,78            | 2,82            | 2,87            |
| pH                 |                   | 6,42 ± 0,03 a   | 6,39 ± 0,09 a   | 5,92 ± 0,06 b   |
| $\Delta$ pH        |                   | -0,77 ± 0,03 a  | -0,83 ± 0,03 a  | -1,13 ± 0,09 b  |
| <i>PCZ</i>         |                   | 5,13 ± 0,03 a   | 4,63 ± 0,03 b   | 3,97 ± 0,09 c   |
| P                  | $mg\ kg^{-1}$     | 89,60 ± 3,74 a  | 81,23 ± 2,85 a  | 37,50 ± 1,74 b  |
| Ca                 | $mmol_c\ kg^{-1}$ | 72,46 ± 0,72 b  | 77,88 ± 1,94 a  | 52,58 ± 0,86 c  |
| Mg                 | $mmol_c\ kg^{-1}$ | 27,26 ± 1,76 a  | 27,66 ± 2,28 a  | 24,32 ± 0,99 a  |
| K                  | $mmol_c\ kg^{-1}$ | 12,98 ± 0,67 a  | 5,34 ± 0,46 c   | 8,06 ± 0,58 b   |
| H+Al               | $mmol_c\ kg^{-1}$ | 13,60 ± 0,45 b  | 16,08 ± 1,53 b  | 22,68 ± 0,86 a  |
| <i>SB</i>          | $mmol_c\ kg^{-1}$ | 112,70 ± 2,26 a | 110,88 ± 3,62 a | 84,95 ± 1,42 b  |
| <i>CTC</i>         | $mmol_c\ kg^{-1}$ | 126,30 ± 1,84 a | 126,96 ± 2,30 a | 107,63 ± 1,20 b |
| <i>V%</i>          | %                 | 89,20 ± 0,51 a  | 87,25 ± 1,44 a  | 78,92 ± 0,82 b  |
| <i>COS</i>         | $g\ kg^{-1}$      | 42,16 ± 0,86 a  | 35,84 ± 0,60 b  | 23,70 ± 0,66 c  |

Letras apresentam diferenças entre os tratamentos ao nível de 5% de significância pelo teste t. Dados são média ± erro padrão.  $n = 3$  (areia muito grossa, areia grossa, areia média, areia fina, areia muito fina, areia total, silte, argila, *PCZ* e  $\Delta$ pH);  $n = 5$  (pH, P, Ca, Mg, K, H+Al, *SB*, *CTC*, *V%* e *COS*);  $n = 1$  ( $\rho_p$ ).

O maior ( $p \leq 0.05$ ) conteúdo de *COS* no *SRZ* (Tabela 2) pode estar associado com os exudados liberados pelas raízes, que são ricos em carbono orgânico, ou ainda pela biodisponibilização da matéria orgânica associada ao mineral, que pode ser mobilizada e solubilizada por exsudatos radiculares de baixo peso molecular (Jilling *et al.*, 2018; Matocha *et al.*, 2018; Mueller *et al.*, 2019).

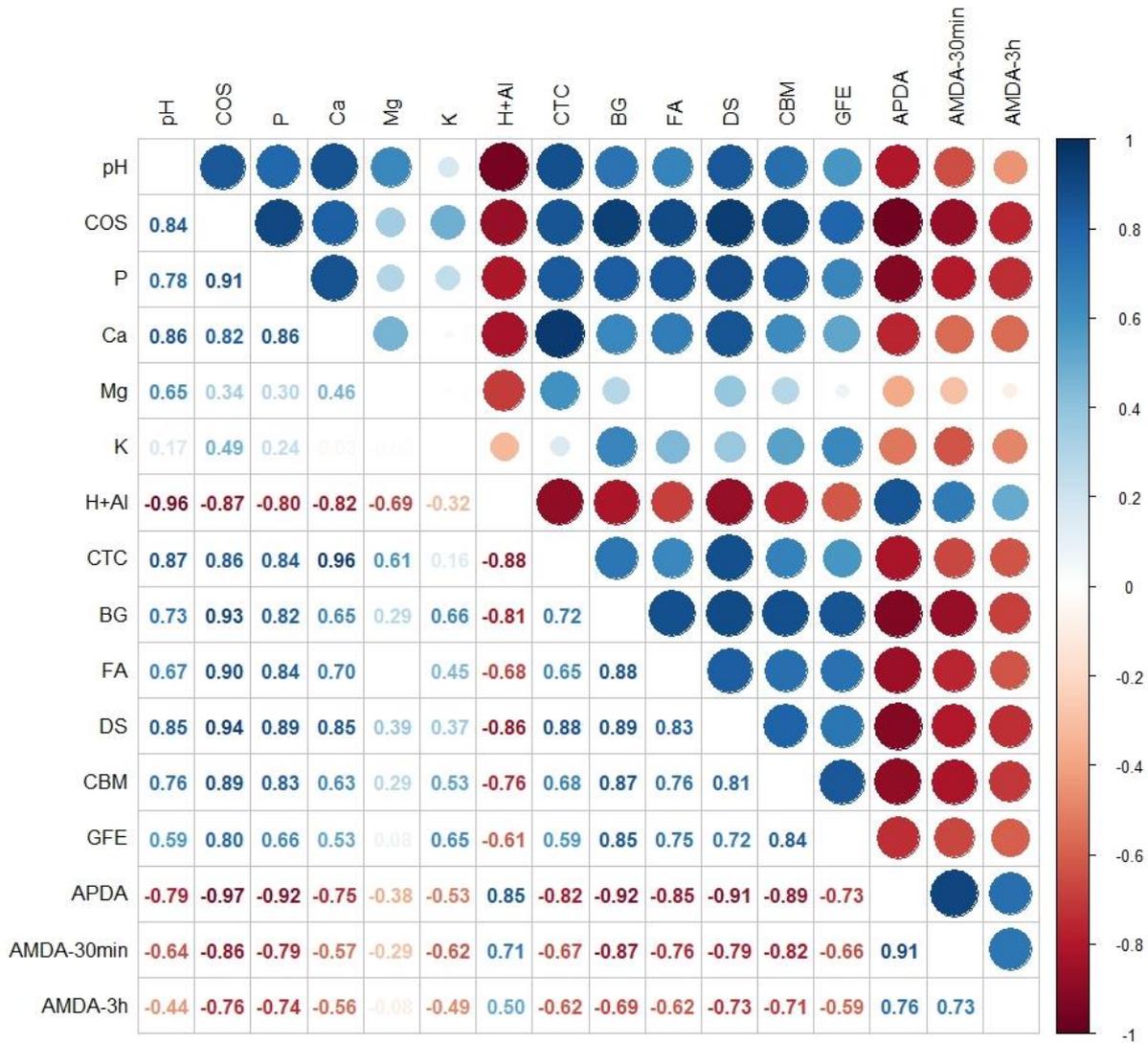
Diferenças nas frações granulométricas entre os três tratamentos (Tabela 2) podem ser justificadas pelo conteúdo de *COS*, que foi maior ( $p \leq 0,05$ ) no *SRZ* e intermediário no *SEP*. O *COS* pode favorecer a agregação do solo, levando a menor dispersão da fração argila e, conseqüentemente, a formação de pseudopartículas, isto é pseudo-silte e/ou pseudo-areia (Donagemma *et al.*, 2003). Estes autores evidenciaram que a remoção do *COS*, como um pré-tratamento para a determinação da granulometria, leva ao incremento da fração argila. Embora seja sugerido a remoção do *COS* apenas para solos que apresentem teores maiores do que  $50 \text{ g kg}^{-1}$  (Teixeira *et al.*, 2017), observou-se que há alta influência do *COS* na agregação do solo sob influência da raiz, mesmo em quantidade inferior a  $50 \text{ g kg}^{-1}$ . Os exsudados radiculares são ricos em carbono e frequentemente atuam como agentes da agregação do solo (Matocha *et al.*, 2018).

Outra possível explicação para o menor ( $p \leq 0,05$ ) conteúdo de argila no *SRZ* e no *SEP* do que no *SSC* (Tabela 2), o qual deve sofrer uma influência da raiz, poderia ser a possibilidade de ocorrer dissolução de argila pela acidificação da rizosfera (Korchagin *et al.*, 2019). Todavia, no presente estudo não foi observado redução do pH na rizosfera e os dados evidenciam claramente que a redução de argila foi associada ao incremento de areia e silte nestes ambiente (Tabela 2), isto é, pseudo-areia e pseudo-silte como discutido anteriormente.

Ao contrário do esperado, houve aumento ( $p \leq 0,05$ ) do pH no *SRZ* e no *SEP*, em relação ao *SSC* (Tabela 2). Normalmente o pH do solo na rizosfera é menor do que o pH do solo fora da influência da raiz porque ocorre adição de prótons ao solo pela liberação dos ácidos orgânicos exsudados pela raiz (Richter *et al.*, 2007). As raízes podem também liberar hidroxilas, entretanto, como há maior absorção de cátions do que ânions pelas raízes, é esperado maior liberação de prótons ( $\text{H}^+$ ) do que hidroxilas (Nietfeld *et al.*, 2017; Rengel, 2015). Assim, por um lado, acredita-se que a liberação de ácidos orgânicos leva a acidificação da rizosfera, o que resulta no maior índice de intemperismo, conforme supracitado, e por outro, sabe-se que as plantas modulam a rizosfera de acordo com suas necessidades nutricionais, sendo o pH do *SRZ* um fator muito importante na nutrição mineral das plantas (Marschner *et al.*, 1987). O azevém anual apresenta resistência média-baixa à acidez do solo (Semeata, 2022), justificando o aumento do pH ocorrido nos ambientes influenciados pela raiz e sua rizosfera, *SRZ* e *SEP*. Para o estado de São Paulo, o pH entre 5,6 e 6,0 reflete um nível de acidez classificado como baixo, enquanto o pH maior do que 6,0 indica um nível de acidez muito baixa (van Raij. *et al.*, 1997). Portanto, o *SRZ* e o *SEP* apresentaram acidez muito baixa e o *SSC*, acidez baixa.

O aumento do pH é responsável pela redução do  $\text{H}^+\text{Al}$ , como indicado pela correlação negativa observada ( $r' = -0,96$ ) (Figura 30). Observou-se menor ( $p \leq 0,05$ )  $\text{H}^+\text{Al}$  no *SRZ* e *SEP* do que no *SSC* (Tabela 2). Isto indica que no *SRZ* ocorreu neutralização da acidez do solo, o que reflete no aumento do pH. Este resultado evidencia a busca do azevém anual por uma melhor assimilação dos nutrientes essenciais. Isto porque eles estão mais disponíveis na faixa de pH próxima a 6,5, denominada faixa ideal para a melhor assimilação dos nutrientes essenciais às plantas (Malavolta, 2006).

Os *SRZ* e o *SEP* apresentaram melhor fertilidade do que o *SSC*. Esta melhor fertilidade refletiu na maior disponibilidade de nutrientes e em maiores ( $p \leq 0,05$ ) *V%* e *SB* (Tabela 2). A disponibilidade de nutrientes na rizosfera difere em muitos aspectos entre o solo rizosférico e o solo não rizosférico (Marschner *et al.*, 1987). A redução do *H+Al* e o aumento do pH estão relacionados com o aumento das cargas negativas no solo, redução do alumínio tóxico e do ferro, aumento da sorção de cátions, favorecimento da disponibilidade de P. O aumento das cargas negativas, favorece a sorção de cátions e aumenta a *CTC*, portanto *SRZ* apresentou maior ( $p \leq 0,05$ ) concentração de Ca e K e maior *CTC* do que o *SSC* não diferindo do *SEP* para o conteúdo de Ca e a *CTC* (Tabela 2). A redução do alumínio tóxico foi evidenciada pelo menor ( $p \leq 0,05$ ) *H+Al* no *SRZ* e *SEP* do que no *SSC*, discutido no parágrafo anterior. Como reflexo da redução do *H+Al* e o aumento do pH, observou-se também maior ( $p \leq 0,05$ ) disponibilidade de P no *SRZ* e *SEP* do que no *SSC*. Estas relações também são observadas pelas correlações entre estas variáveis (Figura 30).



**Figura 30.** Correlação de Pearson ( $r'$ ) entre algumas variáveis químicas, físicas e microbiológicas avaliadas. As correlações positivas são exibidas em azul e as correlações negativas em vermelho. A intensidade da cor e o tamanho do círculo são proporcionais aos coeficientes de correlação ( $r'$ ). No lado direito do correlograma, a legenda mostra os coeficientes de correlação correspondentes as diferentes intensidades de cores. *DS*: desidrogenase, *FA*: fosfatase ácida, *BG*:  $\beta$ -glucosidase.

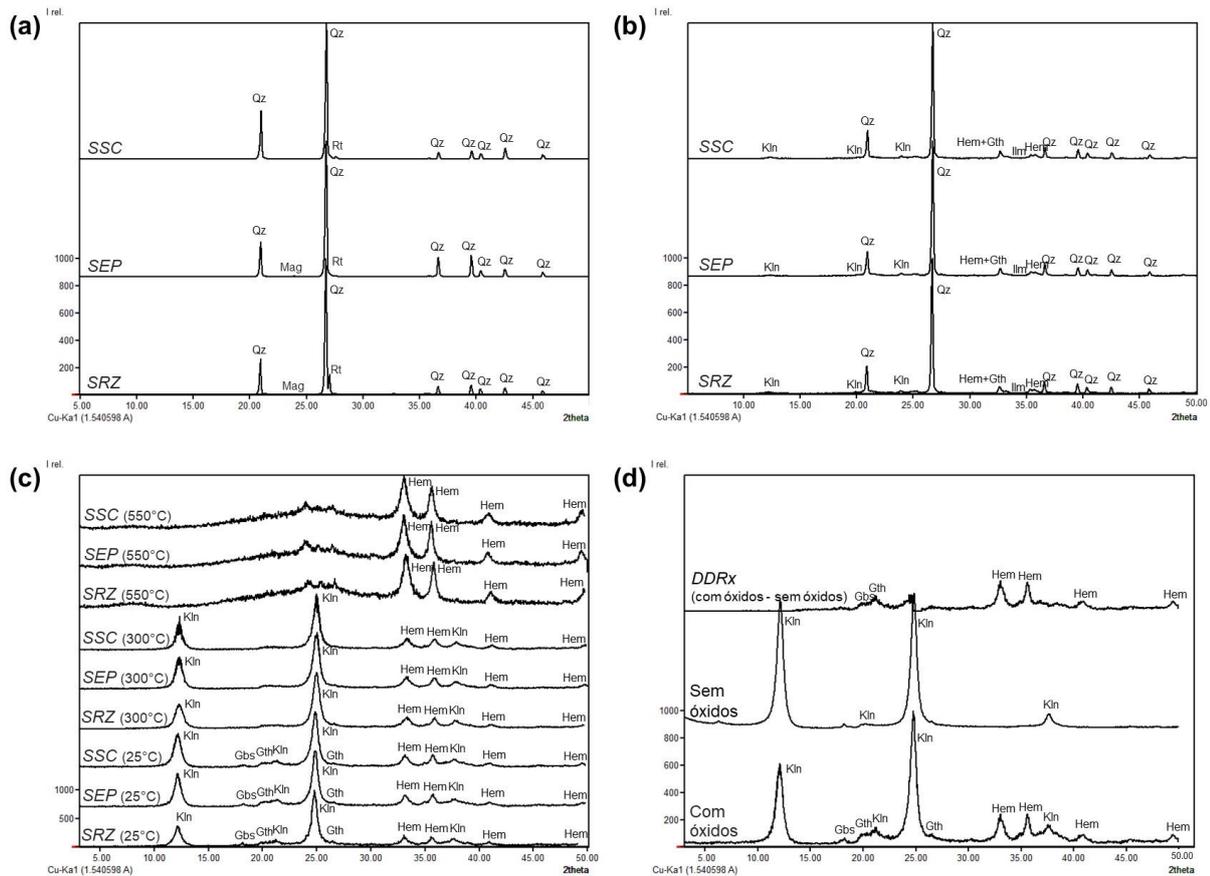
O  $\Delta$ pH apresentou valor negativo para os três ambientes, indicando que a carga superficial líquida dos solos em estudo é negativa. Todavia, *SRZ* e *SEP* apresentaram  $\Delta$ pH menos negativo ( $p \leq 0,05$ ) do que o *SSC* (Tabela 2). Esta propriedade demonstra o sinal de carga líquida da superfície do solo e, sob condições tropicais, a maioria dos solos apresenta valores negativos (Alves e Lavorenti, 2005; Mekaru e Uehara, 1972). O valor do pH maior do que o valor do *PCZ* em todos os ambientes (Tabela 2) também indica que nos solos em estudo predominam as cargas negativas.

É importante ressaltar que a calagem e as adubações não foram realizadas no SSC. Pela calagem, é adicionado ao solo o cátions Ca e Mg, ocorre o aumento das cargas negativas do solo e da sorção de cátions, a solubilidade do alumínio tóxico e do ferro são reduzidas, e a disponibilidade do fósforo é também favorecida. Portanto, o maior ( $p \leq 0,05$ ) conteúdo de Ca e P, a maior ( $p \leq 0,05$ ) CTC e o menor ( $p \leq 0,05$ ) H+Al nos SRZ e SEP do que no SSC (Tabela 2) podem estar também relacionados com a adição de calcário e não apenas com a influência da planta e seus exsudados radiculares. Todavia, algumas diferenças entre SRZ e SEP foram também detectadas, refletindo claramente a ação do azevém anual e sua rizosfera no solo: o SRZ apresentou menor ( $p \leq 0,05$ ) concentração de Ca, maior ( $p \leq 0,05$ ) conteúdo de K e menor ( $p \leq 0,05$ ) PCZ do que o SEP (Tabela 2).

O Ca adicionado ao solo pela calagem, provavelmente foi absorvido pelas plantas, reduzindo sua concentração no SRZ, onde é comum que ocorra o esgotamento de cátions trocáveis (Kuzyakov e Razavi, 2019). Todavia, para o K, observou-se o acúmulo ( $p \leq 0,05$ ) desse nutriente no SRZ, enquanto o SEP apresentou o menor ( $p \leq 0,05$ ) conteúdo de K (Tabela 2). Provavelmente, estas diferenças estão associadas com os teores destes elementos no solo, a absorção das plantas e a sua movimentação no perfil do solo. Óxidos de Fe, por exemplo, podem aumentar a concentração de alguns cátions trocáveis no SRZ (Souza *et al.*, 2019). Os teores de Ca e K trocáveis no solo são considerados altos quando superiores a 7,0 e 8,0  $mmol\ kg^{-3}$ , respectivamente (van Raij. *et al.*, 1997). Observa-se que o conteúdo de Ca é cerca de nove vezes maior do que o de K, portanto, na rizosfera pode estar ocorrendo um acúmulo de K para facilitar a absorção deste elemento pela planta. Pela diferença do K entre os SEP e SSC, aparentemente o K do SEP está movimentando para o SRZ.

O menor valor do PCZ ( $p \leq 0,05$ ) no SRZ do que nos demais solos, enquanto o SEP apresentou um valor intermediário (Tabela 2), pode indicar uma maior quantidade de cargas positivas neste ambiente (Serafim *et al.*, 2012), as quais não foram possíveis de serem medidas neste estudo.

Devido à baixa densidade das partículas de COS, observou-se também  $\rho_p$  e  $\rho$  menores ( $p \leq 0,05$ ) no SRZ (Tabela 2). As diferenças na granulometria, discutidas anteriormente, e na  $\rho_p$  não estão relacionadas com a mineralogia do solo, uma vez que, considerando o período em que as plantas de azevém anual foram mantidas em campo desde sua semeadura até a coleta do solo (Figura 3) e o nível em que as análises mineralógicas foram feitas, não houve diferença mineralógica entre os tratamentos (Figura 31). As raízes podem atuar acelerando o intemperismo dos solos pela exsudação de ácidos orgânicos (que levam a redução do pH), redução do O<sub>2</sub> e incremento do CO<sub>2</sub> na rizosfera (Richter *et al.*, 2007). Isto pode levar a alterações na mineralogia do solo em alguns casos (Jilling *et al.*, 2018; Korchagin *et al.*, 2019). Todavia, no presente estudo, como já mencionando anteriormente, não ocorreu acidificação da rizosfera, isto é, redução do pH no SRZ (Tabela 2), o que impossibilitou a ocorrência de alterações mineralógicas.



**Figura 31.** DRX das frações areia (a), silte (b) e argila aquecidos a 25, 300 e 550°C (c) para os tratamentos SRZ, SEP e SSC, e DDRx obtido a partir da diferença entre o DRX desferrificado (sem óxidos) e o DRX com óxidos para a fração argila do tratamento SSC (d). Qz: quartzo, Rt: rutilo, Mag: magnetita, Kln: caulinita, Gbs: gibbsita, Hem: hematita, Gth: goethita, Ilm: ilmenita.

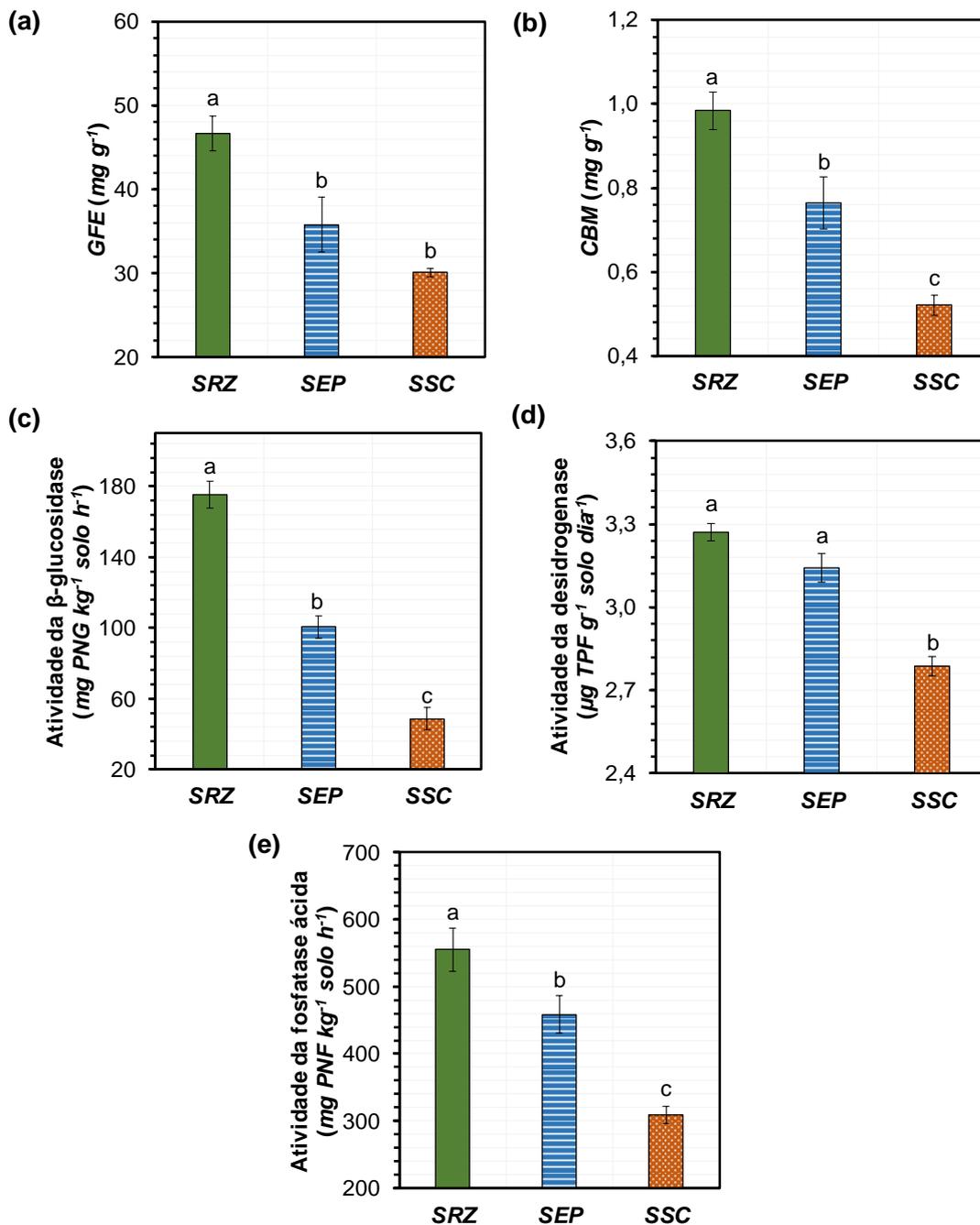
Na fração areia (Figura 31a) observam-se dois picos extras, um de rutilo e outro de magnetita. Isto provavelmente ocorreu porque um grão destes minerais deve ter ido na alíquota que foi irradiada e puderam ser detectados porque na fração areia o número de grãos que é irradiado é menor. Essa menor quantidade de grãos é justificada porque, ainda que a amostra seja moída antes de irradiar, os grãos de areia são maiores.

Na fração silte (Figura 31b) observam-se alguns minerais da fração argila (hematita, goethita, gibbsita e caulinita) por diversos motivos: eles podem estar recobrindo as partículas do silte, um pouco de argila pode ter permanecido junto com o silte, ou alguns microagregados estáveis não foram destruídos pela dispersão. Todavia, este último argumento é mais comum em Latossolos oxidícos. Observou-se a presença de ilmenita nesta fração, porque este solo tem influencia de material de origem basico (basalto).

Salienta-se que, em alguns casos o *SRZ* não diferiu do *SEP* porque não existe um limite claro entre *SRZ* e *SEP* e as alterações promovidas pelas plantas no solo podem variar gradualmente ao longo do espaço e do tempo (Batista *et al.*, 2020; Hallett *et al.*, 2003; Kuzyakov e Razavi, 2019).

#### **4.2. Atividade microbiológica**

A melhor qualidade química do solo foi altamente correlacionada com a maior atividade microbiana (Figura 30), que, portanto, foi também maior ( $p \leq 0,05$ ) no *SRZ*. Com exceção da atividade da desidrogenase e da *GFE*, todas as outras propriedades microbiológicas avaliadas apresentaram maiores médias ( $p \leq 0,05$ ) no *SRZ* e menores ( $p \leq 0,05$ ) no *SSC*, sendo o *SEP* um ambiente intermediário (Figura 32). Para a atividade da desidrogenase, o *SRZ* não diferiu do *SEP* ( $p \leq 0,05$ ) (Figura 33d) e para a *GFE*, o *SEP* não diferiu do *SSC* (Figura 32a). A atividade microbiana tende a ser maior no *SRZ* porque neste ambiente atuam, como agentes da agregação das partículas do solo, especialmente os polissacarídeos extracelulares secretados pelas raízes, juntamente com mucilagem e os fungos micorrízicos (Fortuna, 2012; Kuzyakov e Razavi, 2019; Mueller *et al.*, 2019).



**Figura 32.** GFE (a), CBM (b) e atividades das enzimas  $\beta$ -glucosidase (c), desidrogenase (d) e fosfatase ácida (e) para os tratamentos *SRZ*, *SEP* e *SSC*. Letras apresentam diferenças entre os tratamentos ao nível de 5% de significância pelo teste t. Dados são média  $\pm$  erro padrão.  $n = 5$ .

A maior quantidade de *GFE* no *SRZ* pode estar associada com a associação das raízes do azevém anual com os fungos micorrízicos, formando as hifas micorrízicas. A *GFE* é determinada para inferir sobre a formação destas hifas, pois é uma proteína associada com elas e utilizada em muitos estudos para identificar a presença das hifas micorrízicas e sua relação com as atividades enzimáticas,

crescimento da planta e agregação do *SRZ* (Wang *et al.*, 2015; Wright *et al.*, 1996). O azevém apresenta ampla associação com fungos micorrízicos quando comparado a outras gramíneas (Tisdall e Oades, 1979). Segundo estes autores, este é um fator que pode ajudar na maior estabilização de agregados em solos cultivados com azevém. As hifas fúngicas são amplamente relacionadas com as melhorias na agregação do solo (Demenois *et al.*, 2018; Tisdall e Oades, 1982). Pelo fato de a associação dos fungos com as raízes ocorrer no *SRZ*, não houve diferença ( $p \leq 0,05$ ) entre o *SEP* e o *SSC*, conforme observado na Figura 32a.

O *CBM* apresentou o gradiente  $SRZ > SEP > SSC$ , com diferenças significativas (Figura 32b). O *CBM* é uma fração do *COS* que faz parte do carbono lábil do solo e é constituído do material orgânico dos microrganismos vivos (Jenkinson e Powlson, 1976). Portanto, o maior conteúdo de *COS* no *SRZ*, pode refletir na maior *CBM* neste ambiente, resultando na correlação positiva ( $r' = 0,84$ ) entre estas variáveis (Figura 30).

A atividade das enzimas  $\beta$ -glucosidase e desidrogenase (Figura 32c e d) estão relacionadas ao ciclo do carbono e, portanto, também são altamente correlacionadas com o conteúdo de *COS* (Figura 30). Ressalta-se que estas foram as propriedades microbiológicas que apresentaram correlações mais altas com o *COS*, sendo  $r' = 0,93$  e  $0,94$  para  $\beta$ -glucosidase e desidrogenase, respectivamente (Figura 30). A  $\beta$ -glucosidase está envolvida na degradação enzimática da celulose e a desidrogenase com a oxidação microbiana (Dick *et al.*, 1997; Turner *et al.*, 2002). Por estarem relacionadas com o ciclo de carbono, elas tendem, de fato, a aumentar em solos com maior concentração de *COS* (Marcos *et al.*, 2019; Stott *et al.*, 2010). Já foi evidenciado que exsudação do azevém anual promove o acúmulo de *COS* na rizosfera (Batista *et al.*, 2020). Os exsudados desta planta são ricos em polissacarídeos, o principal componente da celulose, o que aumenta a atividade da  $\beta$ -glucosidase na rizosfera (Tisdall e Oades, 1979; Turner *et al.*, 2002).

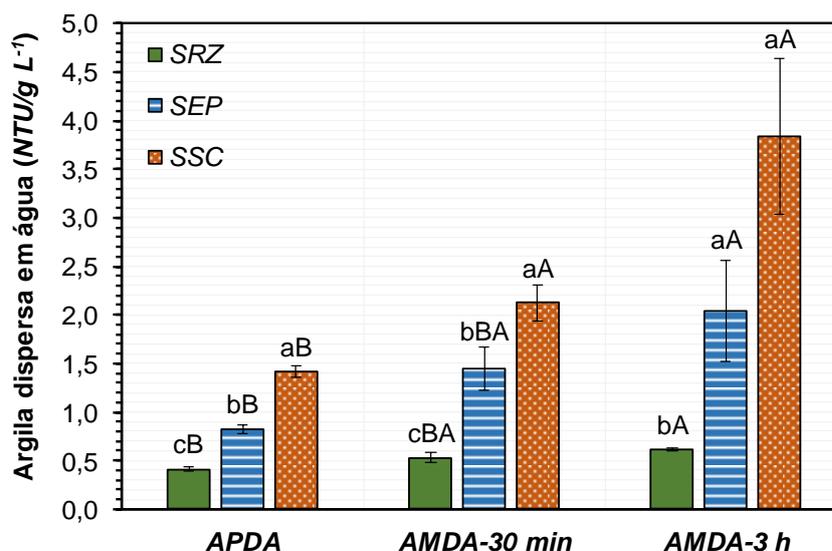
Uma vez que a atividade da desidrogenase não diferiu ( $p \leq 0,05$ ) entre o *SRZ* e o *SEP* (Figura 32d), mesmo como o *SRZ* apresentando maior *COS* do que o *SEP* (Tabela 2), a atividade da  $\beta$ -glucosidase refletiu melhor as diferenças entre os ambientes (Figura 32c).

A atividade da fosfatase ácida foi maior ( $p \leq 0,05$ ) entre o *SRZ* (Figura 32e). Esta enzima está relacionada com o ciclo do P. Esta é uma análise frequentemente utilizada em estudos que comparam o *SRZ* e solo não rizosférico, pois pode determinar se a coleta do solo foi efetiva, uma vez que no *SRZ* ocorre redução da disponibilidade de P (Hummel *et al.*, 2021). Com a depleção de P na rizosfera, a atividade desta enzima tende a ser maior neste ambiente para favorecer a disponibilidade deste nutriente de difícil acesso às plantas, especialmente em solos argilosos e intemperizados de regiões tropicais, onde o P é altamente adsorvido no solo.

### 4.3. Estabilidade de agregados e sua relação com as propriedades químicas e microbiológicas

Independentemente da entrada da agitação, houve maior ( $p \leq 0,05$ ) dispersão de argila no *SSC* (Figura 33). A agregação do solo é altamente correlacionada com a dispersão de argila porque a floculação das partículas de argila é um pré-requisito para a formação de agregados estáveis em água (Czyż e Dexter, 2015; Tisdall e Oades, 1982; Zhu *et al.*, 2019). Assim, a argila dispersa em água é considerada um índice de estabilidade de agregados devido a essa relação entre a dispersão das partículas de argila e a agregação do solo (Cañasveras *et al.*, 2010). A determinação da fração de argila dispersa em água por turbidimetria, permite inferir sobre muitas outras propriedades e procesos físicos, incluindo a estabilidade e a qualidade estrutural do solo e a percolação de água (Czyż e Dexter, 2008; Nunes *et al.*, 2017). De forma geral, uma maior dispersão de argila evidencia uma menor estabilidade/qualidade estrutural do solo, refletindo em menor percolação de água.

Diferenças significativas foram detectadas mesmo para a *APDA*, na qual a entrada de energia é baixa e a diferenciação entre os tratamentos pode não ocorrer ou ocorrer em menor escala (Batista *et al.*, 2020). Sendo esta determinação bastante sensível às alterações promovidas pelo azevém anual e sua rizosfera no solo. O aumento da energia de agitação imposta à amostra de solo mais água gerou maiores incrementos ( $p \leq 0,05$ ) na dispersão de argila para *SEP* e *SSC* do que para *SRZ*, demonstrando a alta estabilidade dos agregados rizosféricos (Figura 33). As raízes ativas são consideradas reguladoras da formação e estabilização dos agregados do solo (Liu *et al.*, 2019).



**Figura 33.** Frações de argila dispersa em água nos SRZ, SEP e SSC. Letras minúscula apresentam diferenças entre os tratamentos para cada fração de argila dispersa em água e letras maiúsculas apresentam diferenças entre as frações de argila dispersa em água para cada tratamento ao nível de 5% de significância pelo teste t. Dados são média  $\pm$  erro padrão.  $n = 5$ .

A estabilidade de agregados é modificada pelo sistema radicular (Batista *et al.*, 2020; Stumpf *et al.*, 2014). Em geral, as plantas exsudam moléculas orgânicas a partir de suas raízes e elas atuam como agentes cimentantes das partículas do solo (Chen *et al.*, 2019; Cruz *et al.*, 2017; van Veelen *et al.*, 2018). Todavia, o grau de alteração e se esta alteração é positiva ou negativa depende da cultura cultivada e também do solo em estudo (Demenois *et al.*, 2018; Naveed *et al.*, 2017). Isto porque é dependente da exsudação da planta, a qual muda entre diferentes espécies e também entre diferentes ambientes, resultando em diferenças na agregação do solo rizosférico (Batista *et al.*, 2020; Naveed *et al.*, 2017; Zickenrott *et al.*, 2016). O cultivo do azevém anual é amplamente relacionado às melhorias na agregação do solo devido a arquitetura do sistema radicular (alta quantidade de raízes finas) e a alta população de hifas micorrízicas (Liu *et al.*, 2005; Matocha *et al.*, 2018; Naveed *et al.*, 2017; Tisdall e Oades, 1979).

A alta população de hifas micorrízicas foi comprovada pelos resultados da GFE (Figura 33 a), a qual apresentou altas correlações negativas ( $r'$  entre -0,59 e -0,73) com as frações de argila dispersa em água (Figura 30). A GFE é uma glicoproteína liberada pelas micorrizas que atua na estabilização dos agregados do solo (Wright *et al.*, 1996; Wright e Upadhyaya, 1998). Ela já foi altamente correlacionada com a agregação do solo em estudos anteriores, para outras culturas (Wang *et al.*, 2014, 2015; Wu *et al.*, 2014). Para o azevém, foi evidenciado que ela está envolvida principalmente na estabilização de agregados menores do que 2 mm (Tisdall e Oades, 1979). Onde houve maior conteúdo de GFE, também houve maior concentração de COS e, conseqüentemente, menor APDA, AMDA-30 min e AMDA-3 h

(Tabela 2 e Figuras 32a e 33), isto é, no *SRZ*. Isto porque, a alta correlação positiva ( $r' = 0,80$ ) da *GFE* com o *COS* está relacionada com o efeito positivo da *GFE* na estabilidade dos agregados (Kumar *et al.*, 2018; Rosier *et al.*, 2006).

Todas as demais propriedades microbiológicas apresentaram altas correlações positivas com o *COS* ( $r'$  entre 0,89 e 0,94) e negativas ( $r'$  entre -0,62 e -0,92) com as frações de argila dispersa (Figura 30), indicando que o aumento do conteúdo de *COS* no *SRZ*, que ocorre pela deposição dos exudatos radiculares, promove aumento da atividade microbiana e ambos auxiliam na estabilização dos agregados. Os indicadores microbiológicos refletem a qualidade e o conteúdo do *COS*, a atividade e a abundância dos microrganismos e estão associadas a diversos processos e funções do solo (Nunes *et al.*, 2020).

Existe uma forte relação entre a estabilidade dos agregados do solo e os microrganismos, presentes em maior abundância na rizosfera (Merino-Martín *et al.*, 2021). Através da exsudação de diversos compostos, as raízes podem regular a comunidade microbiana na rizosfera (Kumar *et al.*, 2017; Walker *et al.*, 2003). A produção de enzimas extracelulares por microrganismos, desencadeada pela presença de plantas, é a grande responsável pela decomposição microbiana do *COS* (Kumar *et al.*, 2017). Portanto, associação das plantas com os microrganismos favorece o maior índice de estabilidade de agregados na rizosfera em resposta a maior atividade enzimática (Demenois *et al.*, 2018; Hosseini *et al.*, 2015; Kuzyakov e Razavi, 2019).

Embora o *SRZ* apresentou menor ( $p \leq 0,05$ ) dispersão de argila do que o *SEP* e o *SSC* para todas as frações de argila dispersa, o aumento da agitação só foi capaz de aumentar ( $p \leq 0,05$ ) a dispersão de argila no *SRZ* e no *SEP* quando esta agitação foi de 3 h (*AMDA-3 h*), como observado na Figura 34. Todavia, no *SSC* a agitação de 30 min já apresentou maior ( $p \leq 0,05$ ) conteúdo de argila em suspensão, evidenciando a menor estabilidade dos agregados deste ambiente. Para os agregados menos estáveis (*SEP* e *SSC*), observou-se que o aumento da agitação promoveu aumento do erro padrão (Figura 34) devido a maior dispersão dos resultados entre as repetições. Portanto, diferentemente do utilizado por Nunes *et al.* (2017; 2018) para Latossolos, no Nitossolo em estudo o ideal foi manter a agitação de no máximo 30 min, conforme proposto por Dexter *et al.* (2011).

A estabilidade estrutural no *SRZ* > *SEP* > *SSC* (Figura 34) está correlacionada não apenas com a maior atividade microbiana, mas também com a qualidade química (Figura 30), incluindo não apenas o conteúdo de *COS*, que é amplamente relacionado com a estabilidade de agregados e foi discutido previamente. A formação de agregados estáveis em água é relacionada com a carga elétrica do solo, pois ela pode promover a floculação ou a dispersão das partículas de solo (Czyż e Dexter, 2015; Tisdall e Oades, 1982). A maior diferença entre os valores de pH e *PCZ* no *SSC* (1,95 unidades) frente a menor diferença dos valores destas propriedades no *SEP* (1,76 unidades) e, principalmente no *SRZ* (1,29 unidades) podem se relacionar com o gradiente de estabilidade estrutural observado (*SRZ* > *SEP* > *SSC*). O *PCZ* é o valor de pH no qual as partículas do solo tendem a flocular, isto é, quando o valor do *PZC* se

afasta do valor de pH do solo, as partículas de argila tendem a dispersar (Fontes *et al.*, 2001; Nunes *et al.*, 2017).

A dispersão de argila também estiveram correlacionada negativamente com o conteúdo de Ca ( $r'$  entre -0,56 e -0,75), de P ( $r'$  entre -0,74 e -0,92) e de K ( $r'$  entre -0,49 e 0,62) e o pH ( $r'$  entre -0,44 e -0,79), principalmente considerando a *APDA* e a *AMDA-30 min*, que apresentaram resultados mais confiáveis, isto é, menor erro padrão (Figura 33).

A aplicação de Ca, por meio da calagem, melhora a estabilidade dos agregados do solo (Li *et al.*, 2020; Rengasamy *et al.*, 2016; Zhu *et al.*, 2019). Assim, solos tratados com minerais portadores de cálcio tendem a apresentar melhor estabilidade estrutural (He *et al.*, 2019; Inagaki *et al.*, 2016; Santos *et al.*, 2020). Além disso, o alto teor de Ca faz com que este seja o principal cátion responsável pela diminuição da espessura da dupla camada difusa, implicando em aumento da floculação das partículas (Mitchell e Soga, 2005). Embora ocorra decréscimo ( $p \leq 0,05$ ) do Ca no *SRZ* em relação ao *SEP* (Tabela 2), como discutido anteriormente, a estabilidade de agregados é maior no *SRZ* (Figura 34) porque há uma série de outros fatores que também influem na melhoria da estruturação dos agregados rizosféricos. O K também atuou auxiliando a agregação do solo (Figura 30), todavia, tais correlações (mais baixas do que para o Ca) podem estar relacionadas ao seu menor conteúdo no solo. Além disso, concentrações mais altas de K no solo podem atuar dispersando argila (Batista *et al.*, 2015; Igwe, 2005). De forma que, solos ricos em K trocável tendem a apresentar baixa agregação (Marchuk e Marchuk, 2018; Zhu *et al.*, 2019).

O aumento do pH levou a redução da dispersão de argila (Figura 30). O aumento do pH esteve relacionado com (i) a redução do H+Al que, por sua vez, apresentou correlação positiva com a dispersão de argila ( $r'$  entre 0,50 e 0,85) devido ao fato de que esta propriedade reduz a qualidade do solo, enfraquecendo sua agregação (Florian *et al.*, 2013); (ii) o aumento dos cátions trocáveis (especialmente Ca); (iii) a maior disponibilidade de P, que teve correlação negativa com a dispersão de argila ( $r'$  entre -0,74 e -0,92); (iv) a maior concentração de *COS* e maior atividade microbiana (Figura 30). Todos esses fatores influenciam positivamente na formação e manutenção dos agregados do solo, como já discutido previamente. As correlações observadas (Figura 30) justificam o gradiente de qualidade do solo observado entre os tratamentos, no qual  $SRZ > SEP > SSC$ .

#### 4.4. Retenção de água e distribuição de poros

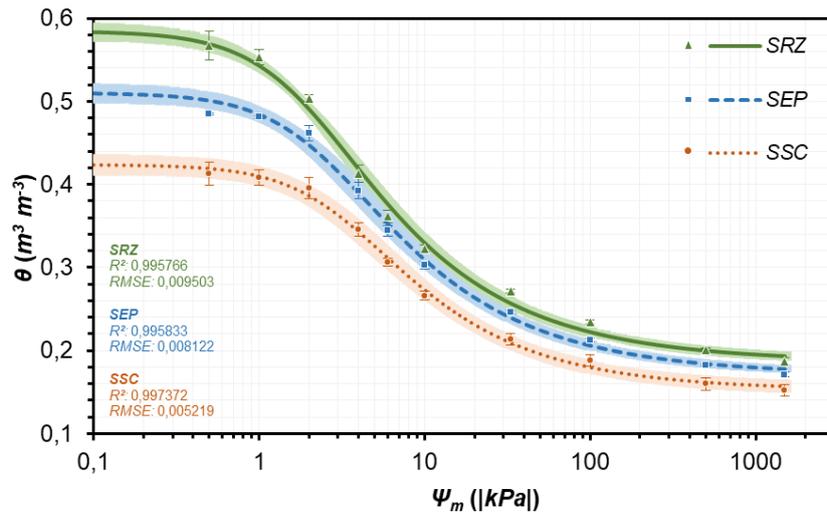
É importante ressaltar que as avaliações foram realizadas em amostras deformadas, sendo difícil expandir os resultados para uma escala real, pois a textura e a estrutura do solo determinam a distribuição dos poros, a retenção e o movimento de água no solo (Fortuna, 2012; Whalley *et al.*, 2005). A partir do momento que a estrutura do solo é desfeita, perdem-se os poros naturais do solo. Dessa forma, o que se pode avaliar foi a da retenção de água pelos agregados dos diferentes ambientes em estudo.

As  $\rho$  nos cilindros foram  $1,06 \pm 0,002 \text{ g cm}^{-3}$  no *SRZ*,  $1,16 \pm 0,003 \text{ g cm}^{-3}$  no *SEP* e  $1,28 \pm 0,009 \text{ g cm}^{-3}$  no *SSC*.

Os parâmetros das *CRAS* estão apresentados na Tabela 3. O ajuste das *CRAS* foram bons, apresentando  $R^2$  maior do que 0,99 e *RMSE* menor do que 0,01 para todos os ambientes (Figura 34). Considerando o intervalo de confiança de 95%, as *CRAS* diferiram entre os tratamentos avaliados. Para quase todos os  $\Psi_m$  medidos (Figura 34), o *SRZ* apresentou maior  $\theta$ . De fato, acredita-se que, em qualquer  $\Psi_m$ , a mucilagem exsudada pelas raízes é capaz de absorver grandes volumes de água, aumentando a capacidade de retenção de água no solo (Ghezzehei e Albalasmeh, 2015; Kroener *et al.*, 2014). Esta mucilagem consiste em um gel polimérico e atualmente se acredita que é o principal fator que conduz às alterações nas propriedades físico-hídricas do *SRZ* (Carminati *et al.*, 2016; Chen *et al.*, 2019; van Veelen *et al.*, 2018; Zarebanadkouki *et al.*, 2016). A mucilagem exerce resistência ao fluxo de água dentro dos poros porque aumenta a viscosidade da solução do solo, levando a maior retenção de água (Ahmed *et al.*, 2017; Kroener *et al.*, 2018). Além disso, o maior conteúdo de *COS* neste ambiente pode também auxiliar na retenção de água (Pessoa e Libardi, 2022).

**Tabela 3.** Parâmetros da *CRAS* para os tratamentos *SRZ*, *SEP* e *SSC*. Dados são média  $\pm$  erro padrão,  $n = 3$ .

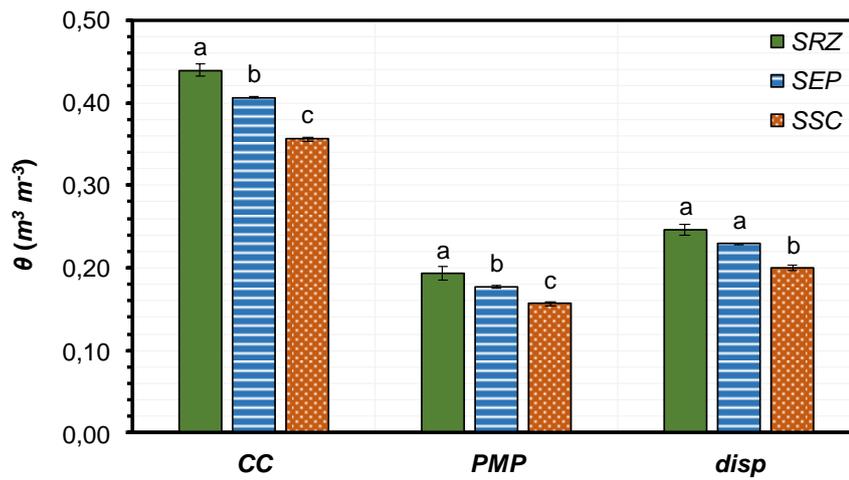
|            | Unidade      | <i>SRZ</i>         | <i>SEP</i>         | <i>SSC</i>         |
|------------|--------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| $\theta_s$ | $m^3 m^{-3}$ | $0,584 \pm 0,0058$ | $0,510 \pm 0,0062$ | $0,424 \pm 0,0064$ |
| $\theta_r$ | $m^3 m^{-3}$ | $0,186 \pm 0,0023$ | $0,171 \pm 0,0015$ | $0,152 \pm 0,0035$ |
| $m$        |              | $0,381 \pm 0,0021$ | $0,381 \pm 0,0084$ | $0,401 \pm 0,0076$ |
| $n$        |              | $1,614 \pm 0,0054$ | $1,615 \pm 0,0223$ | $1,669 \pm 0,0208$ |
| $\alpha$   | $kPa^{-1}$   | $0,051 \pm 0,0028$ | $0,041 \pm 0,0041$ | $0,031 \pm 0,0033$ |



**Figura 34.** CRAS para os tratamentos SRZ, SEP e SSC. Dados são média  $\pm$  intervalo de confiança com 95% de confiança,  $n = 3$ .

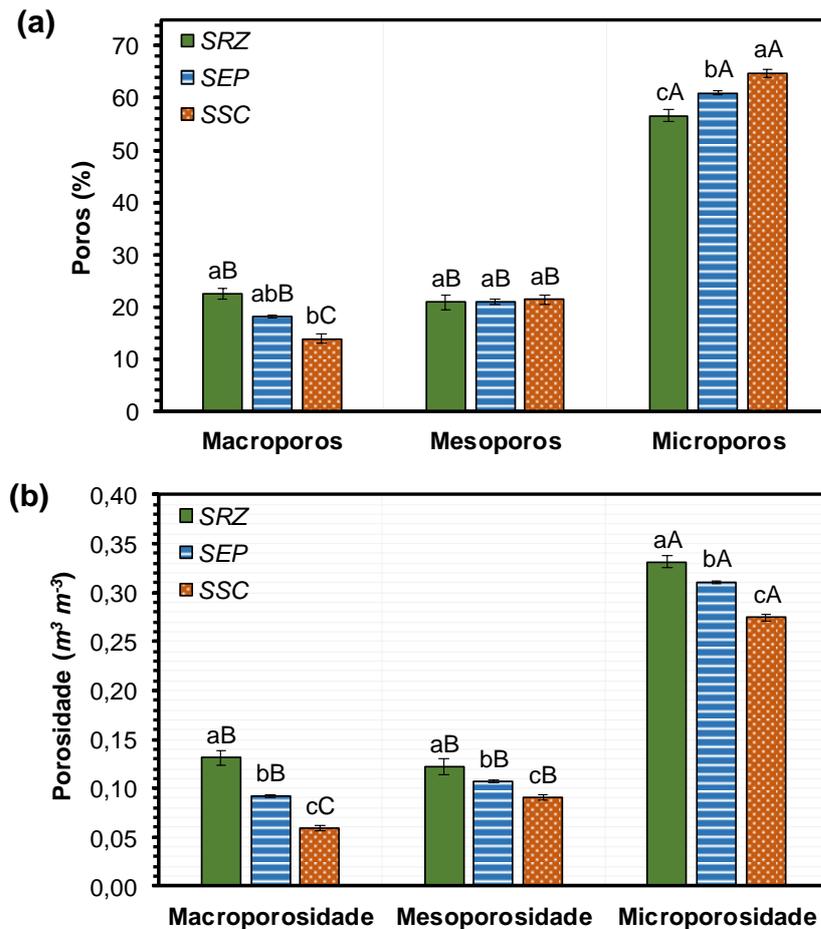
As diferenças na granulometria do solo (Tabela 2) não refletiram em alterações na retenção de água. Como a fração argila é capaz de reter grande quantidade de moléculas de água devido suas superfícies negativamente carregadas (Silva *et al.*, 2018), poderia ser esperado que o SSC, que apresentou maior ( $p \leq 0,05$ ) conteúdo de argila (Tabela 2), fosse capaz de reter mais água. Isto resultou em duas hipóteses: (i) a influência dos exsudados radiculares no movimento de água no solo é superior à influência do tamanho das partículas do solo, como demonstrado por Kroener (2018); e/ou (ii) de fato ocorreu a formação de pseudo-silte e pseudo-areia durante a determinação da granulometria do SRZ, conforme discutido previamente.

O maior  $\theta$  para quase todos os  $\Psi_m$  no SRZ resultou em maiores  $\theta$  na CC, no PMP e na *disp* para o SRZ do que para o SSC (Figuras 34 e 35). Apenas nos  $\Psi_m$  entre -4,0 a -33,0 kPa SRZ e SEP não apresentaram diferenças nos  $\theta$ , o que levou a não ocorrência de diferença ( $p \leq 0,05$ ) entre o  $\theta_{disp}$  no SRZ e no SEP (Figura 35).



**Figura 35.**  $\theta$  na *CC*, no *PMP* e *disp* para os tratamentos *SRZ*, *SEP* e *SSC*. Letras apresentam diferenças entre os tratamentos ao nível de 5% de significância pelo teste t. Dados são média  $\pm$  erro padrão,  $n = 3$ .

Observa-se que a  $Pt$  (numericamente igual ao  $\theta_s$ ), obtida com os agregados acondicionados dentro dos cilindros, foi maior para o *SRZ* (Figura 36 e Tabela 3).



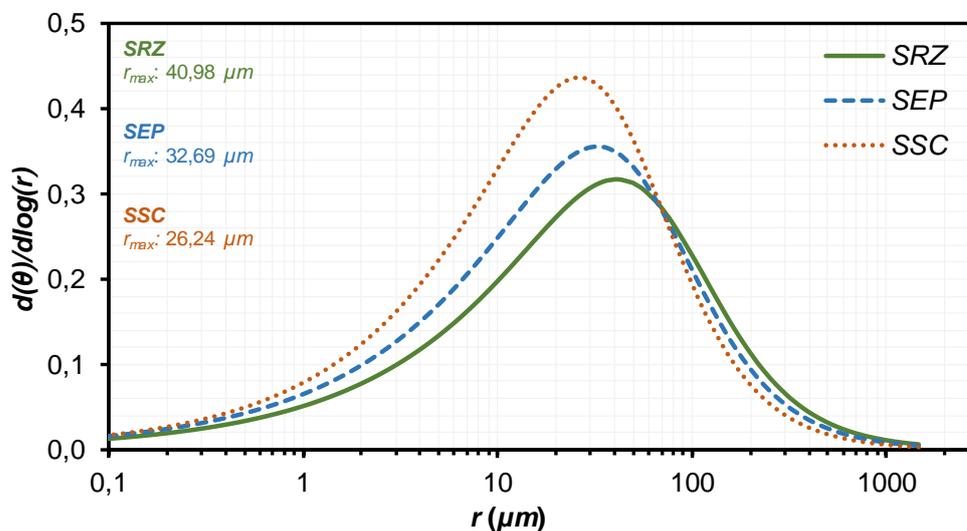
**Figura 36.** Distribuição de poros (a) e porosidades (b) nos tratamentos *SRZ*, *SEP* e *SSC*. Letras minúscula apresentam diferenças entre os tratamentos para cada fração de poros (a) ou porosidade (b) e letras maiúsculas apresentam diferenças entre as frações de poros (a) ou porosidade (b) para cada tratamento ao nível de 5% de significância pelo teste t. Dados são média  $\pm$  erro padrão,  $n = 3$ .

Em relação à porcentagem de poros, aparentemente o *SRZ* apresenta menos ( $p \leq 0,05$ ) microporos do que o *SEP* e o *SSC* (Figura 36a), o que não é verdade. Isto ocorre devido a maior *Pt* do *SRZ*, que, em termos de porcentagem, evidencia menos microporos no *SRZ* (Figura 36a). Este resultado nos levaria a erros de interpretação, portanto, os resultados foram também apresentados em unidade de volume ( $m^3 m^{-3}$ ), isto é, em termos de porosidade (Figura 36b). A subdivisão desta porosidade em macro-, meso- e microporosidade evidenciou que a amostra de *SRZ* apresentou maior ( $p \leq 0,05$ ) porosidade em todas estas classes, mas com a macroporosidade e a mesoporosidade não diferindo ( $p \leq 0,05$ ) entre as amostras de *SRZ* e *SEP* (Figura 36b).

Embora tenham sido utilizadas amostras deformadas para determinação da *CRAS* (Figura 34), e, conseqüentemente, para a avaliação da distribuição de poros (Figura 36), estudos recentes e mais avançados, que permitem a visualização *in situ* da interface raiz-solo por meio de análises de tomografia

computadorizada de raios-X 3D, demonstram que no *SRZ* ocorre aumento da *Pt* (Burr-Hersey *et al.*, 2020; Helliwell *et al.*, 2017; Kuzyakov e Razavi, 2019). A ocorrência da maior porosidade na rizosfera resulta do crescimento das raízes e observa-se tanto o aumento dos poros maiores, quanto dos menores (Feeney *et al.*, 2006; Whalley *et al.*, 2005). Portanto, o aumento da *Pt* deve estar relacionado com a melhoria da agregação do solo, uma vez que, a degradação da estabilidade estrutural do solo pode levar a deterioração da rede hidráulica do solo, isto é, da rede de poros do solo (Zhu *et al.*, 2019).

Os parâmetros  $\alpha$ ,  $m$  e  $n$  da *CRAS* (Tabela 3) estão relacionados à distribuição do tamanho dos poros, sendo chamados de parâmetros de forma (Durner, 1994; Silva *et al.*, 2018). O parâmetro  $\alpha$  (Tabela 3) indica a posição da densidade máxima de poros, isto é, a posição do  $r_{max}$  (Durner, 1994). Portanto, corroborando com os valores de  $\alpha$  observados (Tabela 3), o  $r_{max}$  seguiu a sequência *SRZ* > *SEP* > *SSC*, sendo igual a 40,98; 32,69 e 26,24  $\mu\text{m}$  no *SRZ*, *SEP* e *SSC*, respectivamente (Figura 37). Estes valores indicam que o  $r_{max}$  para todos os tratamentos foram mesoporos. Pessoa e Libardi (2022) observaram que, para amostras de solo deformado, os valores de  $r_{max}$  foram praticamente iguais para Latossolos de diferentes mineralogias e classes texturais. Portanto, as diferenças encontradas aqui, podem ter relação com a influência do azevém anual no solo. Mesmo a avaliação não sendo realizada com as raízes ativas, as alterações promovidas pelos resíduos desta cultura no solo, podem permanecer por algum tempo no solo (Tisdall e Oades, 1982).

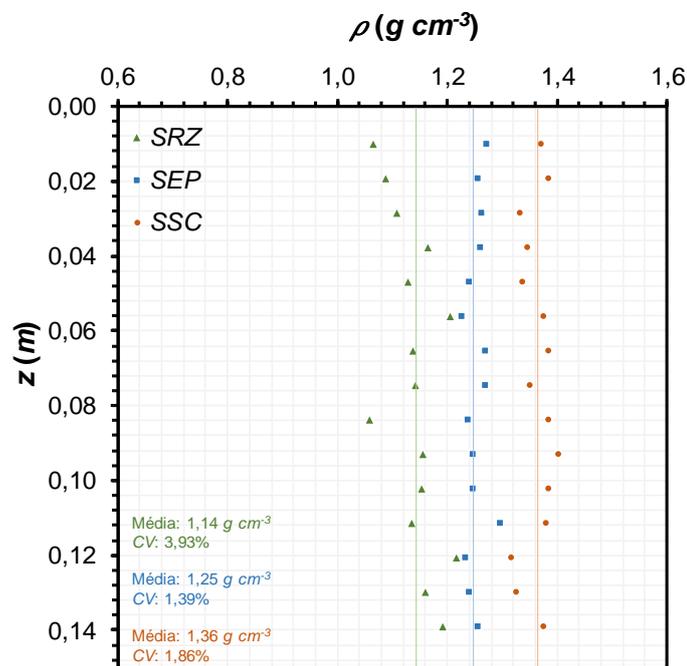


**Figura 37.** Curvas de função de frequência de raio para os tratamentos *SRZ*, *SEP* e *SSC*.

Os parâmetros  $m$  e  $n$  não diferiram entre *SRZ* e *SEP*, sendo maior no *SSC* (Tabela 3). Eles estão relacionados com a largura e tamanho dos poros (Durner, 1994). Isto justifica a maior semelhança das *CRAS* entre *SRZ* e *SEP* (Figura 34).

#### 4.5. Deslocamento miscível (DM)

A  $\rho$  ao longo das colunas de *SRZ*, *SEP* e *SSC* para o *DM*, apresentou maior *CV* para o *SRZ* (Figura 38). Entretanto, este não foi superior a 4%. Os parâmetros físico-hídricos que caracterizam a disposição das partículas e a velocidade da solução nas colunas do *DM*, estão apresentadas na Tabela 4. No que respeita a  $K_0$ , o *SRZ* apresentou um valor muito maior do que o *SEP* e o *SSC*. A  $K_0$  consiste na propriedade do solo que expressa a intensidade com que a água se movimenta no solo (Libardi, 2018; Zarebanadkouki *et al.*, 2016). Portanto, no presente caso de fluxo na condição de solo saturado com gradiente unitário para os três tratamentos, ela está relacionada com a  $Q$ , a  $q$  e a  $v_m$ , que obviamente também foram superiores no *SRZ*.



**Figura 38.** Densidade do solo,  $\rho$ , ao longo das colunas de solo utilizadas no experimento do *DM* para os tratamentos *SRZ*, *SEP* e *SSC*, avaliada pelo método da atenuação de radiação gama.

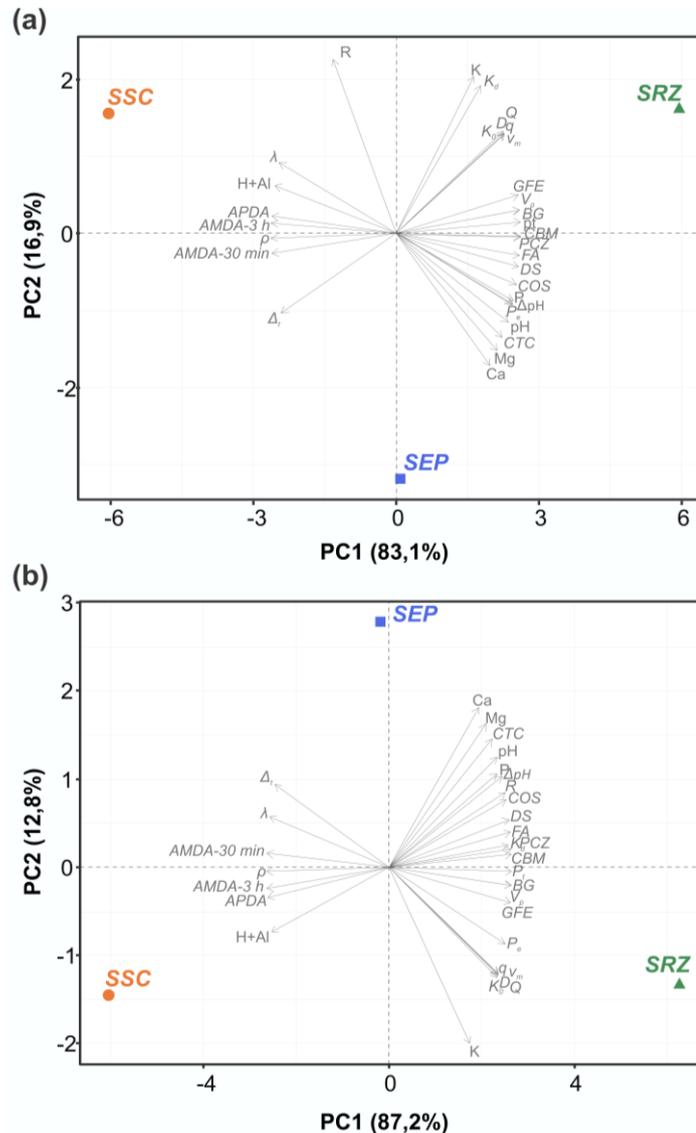
**Tabela 4.** Parâmetros que caracterizam a disposição de agregados e o movimento da solução nas colunas do *DM* para os tratamentos *SRZ*, *SEP* e *SSC*.

| Parâmetro  | Unidade       | <i>SRZ</i> | <i>SEP</i> | <i>SSC</i> |
|------------|---------------|------------|------------|------------|
| $P_t$      | $m^3 m^{-3}$  | 58,97      | 55,47      | 52,48      |
| $q$        | $cm min^{-1}$ | 164,01     | 19,55      | 15,68      |
| $Q$        |               | 112,33     | 14,71      | 12,83      |
| $\Delta t$ | $min$         | 8,01       | 61,16      | 70,16      |
| $v_m$      | $cm min^{-1}$ | 2,78       | 0,35       | 0,30       |
| $K_0$      | $mm h$        | 5,70       | 0,75       | 0,65       |

Poderia ser esperado menor  $v_m$  no *SRZ*, pois a mucilagem exsudada por raízes afeta a tensão superficial da solução no solo e seu ângulo de contato com as partículas sólidas reduzindo o movimento da água (Kroener *et al.*, 2018; Whalley *et al.*, 2005). Todavia, é importante ressaltar que, embora o efeito dos resíduos do azevém anual possam permanecer no solo por um período de tempo (Tisdall e Oades, 1982), e foi observado maior retenção de água no *SRZ* (Figura 34), pouco se sabe sobre a permanência dos exsudados radiculares no solo. Porém, acredita-se que seja breve, uma vez que raízes velhas já tentem a exsudar menos do que as raízes novas (Carminati, 2013). Logo, com a ausência de raízes ativas, o efeito da mucilagem pode ser nulo.

Assim, a alta estabilidade de agregados do *SRZ* (Figura 33), promovida pela melhor qualidade química (Tabela 2) e melhor qualidade biológica (Figura 32), conforme correlações apresentadas na Figura 30, levaram a uma maior  $v_m$  e, conseqüentemente maiores  $q$ ,  $Q$  e  $K_0$  no *SRZ*. Obviamente, a maior  $v_m$  também refletiu em menor  $\Delta t$ . Embora as  $\rho$  ao longo das colunas encontraram-se todas abaixo das  $\rho$  observadas em campo (Tabela 2) e acima das  $\rho$  nos cilindros utilizados para determinação da *CRAS*, especialmente para os *SEP* e *SSC* (Tabela 3), a maior  $v_m$  no *SRZ* do que nos *SEP* e *SSC*, também pode ter tido influência das diferenças entre  $\rho$  e  $Pt$  observadas para os tratamentos (Figura 38 e Tabela 4). A relação entre essas variáveis foi bastante evidente na *PCA* (Figura 39).

Ressalta-se que as *PCA* (Figura 39) também segregaram os tratamentos conforme a qualidade estrutural (Figura 33), química e eletroquímica (Tabela 2) e microbiológica (Figura 32), corroborando com as correlações observadas (Figura 30) e discutidas nos itens anteriores. Devido ao grande número de variáveis utilizadas nas *PCA*, ambas explicaram 100% da variabilidade dos dados nas duas primeiras componentes. As porcentagens de contribuição de cada variável nas componentes principais 1 (*PC1*) e 2 (*PC2*) estão apresentadas na Tabela 5.



**Figura 39.** PCA das variáveis contribuintes relacionadas à agregação do solo (*APDA*, *AMDA-30 min* e *AMDA-3 h*), à atividade microbiana [desidrogenase (*DS*),  $\beta$ -glucosidase (*BG*), fosfatase ácida (*FA*), *CBM* e *EEG*], às propriedades químicas e eletroquímicas (*Ca*, *Mg*, *K*, *P*, *CTC*, *pH*, *PCZ*,  $\Delta pH$ ), aos parâmetros que caracterizam a disposição de agregados e o movimento de solutos dentro das colunas de *DM* ( $P_t$ ,  $q$ ,  $Q$ ,  $\Delta_t$ ,  $v_m$  e  $K_o$ ) e aos parâmetros de transporte ( $R$ ,  $P_e$ ,  $K_d$ ,  $D$  e  $\lambda$ ) para os tratamentos *SRZ*, *SEP* e *SSC* nas *BTC* dos íons  $\text{Cl}^-$  (a) e  $\text{K}^+$  (b).

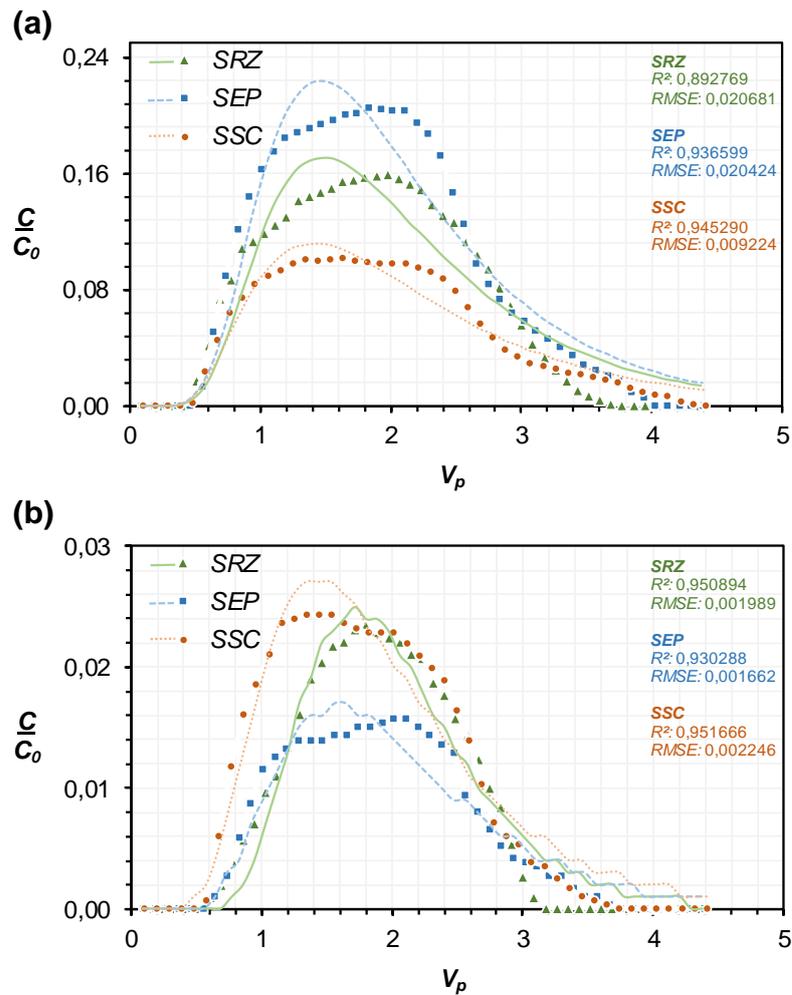
**Tabela 5.** Contribuição (%) das variáveis consideradas na análise da PCA nas PCI e PC2.

| Variável             | Cl <sup>-</sup> |        | K <sup>+</sup> |        |
|----------------------|-----------------|--------|----------------|--------|
|                      | PCI             | PC2    | PCI            | PC2    |
| APDA                 | 3,861           | 0,093  | 3,657          | 0,298  |
| AMDA-30 min          | 3,827           | 0,261  | 3,679          | 0,151  |
| AMDA- 3 h            | 3,875           | 0,021  | 3,682          | 0,132  |
| CBM                  | 3,879           | 0,000  | 3,697          | 0,031  |
| GFE                  | 3,710           | 0,839  | 3,593          | 0,731  |
| β-glucosidase (BG)   | 3,807           | 0,356  | 3,666          | 0,237  |
| Desidrogenase (DS)   | 3,669           | 1,038  | 3,430          | 1,843  |
| Fosfatase ácida (FA) | 3,847           | 0,160  | 3,638          | 0,428  |
| COS                  | 3,796           | 0,414  | 3,573          | 0,868  |
| Ca                   | 2,285           | 7,869  | 2,036          | 11,302 |
| Mg                   | 2,639           | 6,122  | 2,380          | 8,966  |
| K                    | 1,444           | 12,016 | 1,520          | 14,797 |
| P                    | 3,446           | 2,140  | 3,191          | 3,460  |
| CTC                  | 2,918           | 4,745  | 2,655          | 7,097  |
| H+Al                 | 3,688           | 0,943  | 3,451          | 1,699  |
| pH                   | 3,194           | 3,381  | 2,933          | 5,214  |
| PCZ                  | 3,870           | 0,048  | 3,672          | 0,199  |
| ΔpH                  | 3,496           | 1,890  | 3,244          | 3,100  |
| $P_t$                | 3,856           | 0,116  | 3,696          | 0,037  |
| $\rho$               | 3,873           | 0,032  | 3,701          | 0,000  |
| $V_p$                | 3,805           | 0,366  | 3,665          | 0,247  |
| $K_0$                | 2,859           | 5,036  | 2,853          | 5,755  |
| $Q$                  | 2,856           | 5,051  | 2,850          | 5,773  |
| $q$                  | 2,878           | 4,944  | 2,870          | 5,640  |
| $v_m$                | 2,864           | 5,011  | 2,858          | 5,723  |
| $\Delta t$           | 3,230           | 3,206  | 3,186          | 3,494  |
| $P_e$                | 3,498           | 1,883  | 3,256          | 3,019  |
| $R$                  | 1,045           | 13,989 | 3,367          | 2,267  |
| $D$                  | 2,817           | 5,244  | 2,813          | 6,026  |
| $K_d$                | 1,721           | 10,649 | 3,690          | 0,078  |
| $\lambda$            | 3,447           | 2,136  | 3,497          | 1,385  |

Outro fator que pode ter provocado a baixa  $v_m$  nos SEP e SSC foi o tempo de lavagem das colunas do DM dos solos. As colunas de SRZ, SEP e SSC permaneceram em processos de lavagem por cerca de 138 h, 310 h e 330 h, respectivamente. Observou-se que a maior  $v_m$  do SRZ facilitou a remoção dos íons em solução, e decorridos os tempos supracitados, as concentrações de K no efluente permaneceram constantes por três dias, não havendo mais redução; as vazões foram de 3,9 ml m<sup>-3</sup> para SRZ; 4,5 ml m<sup>-3</sup> para SEP e 5,1 ml m<sup>-3</sup> para SSC. Este tempo de lavagem pode ter provocado desestabilização das partículas do solo, principalmente nos SEP e SSC, que apresentaram maior dispersão de argila com o incremento da agitação (Figura 33), provavelmente entupindo alguns poros e reduzindo a  $v_m$ , refletindo em menor  $K_0$  para este ambiente (Tabela 4). Todavia, não se acredita que este tempo de lavagem possa ter provocado uma desestabilização significativa nas partículas do solo pois, deste o início da passagem de água nas colunas, a do SEP e a do SSC já apresentavam baixa  $v_m$ . Outros autores também relataram que suas colunas de DM foram lixiviadas com água deionizada por cerca de 240 a 312 h para

alcançar a condição de regime estacionário e a máxima lixiviação dos sais presentes no solo (Basso e Kiang, 2017).

As *BTC* do  $\text{Cl}^-$  e do  $\text{K}^+$  estão apresentadas na Figura 40 e os parâmetros de transporte na Tabela 6. Os ajustes das curvas apresentaram  $R^2$  maior que 0,89 e  $RMSE$  menor que 0,03 para todas as situações avaliadas, sendo os melhores ajustes para as *BTC* do  $\text{K}^+$ .



**Figura 40.** *BTC* dos íons  $\text{Cl}^-$  (a) e  $\text{K}^+$  (b) para os tratamentos *SRZ*, *SEP* e *SSC*.

**Tabela 6.** Parâmetros de transporte da *BTC* para os tratamentos *SRZ*, *SEP* e *SSC*.

| Atributo  | Unidade                       | <i>SRZ</i>    |              | <i>SEP</i>    |              | <i>SSC</i>    |              |
|-----------|-------------------------------|---------------|--------------|---------------|--------------|---------------|--------------|
|           |                               | $\text{Cl}^-$ | $\text{K}^+$ | $\text{Cl}^-$ | $\text{K}^+$ | $\text{Cl}^-$ | $\text{K}^+$ |
| $R$       |                               | 1,70          | 1,89         | 1,62          | 1,85         | 1,77          | 1,72         |
| $P_e$     |                               | 6,60          | 17,56        | 6,44          | 10,69        | 5,68          | 9,25         |
| $K_d$     | $\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$   | 0,36          | 0,46         | 0,27          | 0,38         | 0,30          | 0,28         |
| $D$       | $\text{cm}^2 \text{min}^{-1}$ | 6,32          | 2,38         | 0,82          | 0,49         | 0,79          | 0,48         |
| $\lambda$ | $\text{cm}$                   | 2,27          | 0,85         | 2,33          | 1,40         | 2,64          | 1,62         |

Para ambos os íons  $\text{Cl}^-$  e  $\text{K}^+$ ,  $P_e$  esteve relacionado negativamente com a dispersão de argila e positivamente com a qualidade química e microbiológica (Figura 39). Normalmente, a difusão é considerada como o mecanismo de transporte dominante quando o  $P_e$  é menor do que 1,0 (Huysmans e Dassargues, 2005). Portanto, para todas as situações consideradas neste estudo o transporte por difusão não foi dominante, pois  $P_e$  foi maior do que 1,0 para todos os casos (Tabela 6).

Observou-se uma maior uniformidade nas  $BTC$  do  $\text{Cl}^-$  (Figura 40a), indicando menor interação deste íon com o solo. O  $\text{Cl}^-$  pode ser considerado como um íon traçador por apresentar baixa interação com os solos durante o processo de  $DM$  (Nielsen e Biggar, 1962). Esta baixa interação pode ser verificada pelos menores valores de  $R$  e  $K_d$  e maiores valores de  $\lambda$  para as  $BTC$  do  $\text{Cl}^-$ , com exceção do  $R$  para o  $SSC$  (Tabela 6).  $K_d$  e  $R$  indicam a interação entre o soluto presente na solução deslocadora e a matriz do solo, ou seja, a força de interação entre os solutos e as superfícies sólidas do solo. À medida que aumenta essa força de interação,  $\lambda$  tende a reduzir. Esta relação foi bastante nítida para o  $DM$  do  $\text{K}^+$  (Figura 39b).

Como  $\lambda$  é a razão entre  $D$  e  $v_m$  (equação 25), observa-se que o aumento da  $v_m$  reduz a força de interação, diminuindo  $\lambda$ , sendo esta relação também evidente na  $PCA$  (Figura 39). Isto ocorre porque o aumento da  $v_m$  pode reduzir o tempo de contato entre as partículas sólidas do solo e o fluido deslocador. O aumento do  $D$ , portanto, está relacionado com o aumento do  $\lambda$  e esta relação também pode ser observada na Figura 39. Assim, as  $BTC$  do  $\text{Cl}^-$  apresentaram também maiores  $D$  do que as  $BTC$  do  $\text{K}^+$  para todos os ambientes (Tabela 6). Estas observações ressaltam a menor interação do  $\text{Cl}^-$  com as partículas dos solos em estudo, as quais apresentam superfícies negativamente carregadas ( $\Delta\text{pH}$  negativo, Tabela 2), favorecendo a sorção de cátions. Portanto, quanto maior o  $\Delta\text{pH}$ , isto é, quanto mais negativo, maior é a  $\lambda$ , que indica menor interação entre o  $\text{Cl}^-$  e o solo (Figura 39).

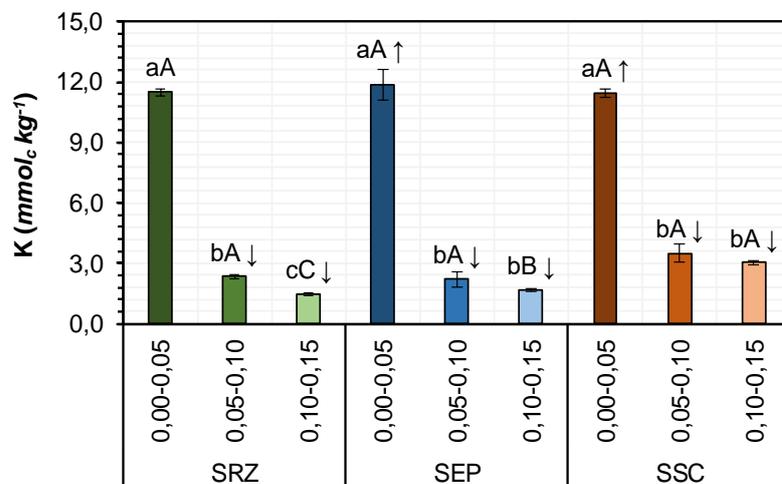
Desta forma, observou-se também picos da  $BTC$  mais altos para o  $\text{Cl}^-$  do que para o  $\text{K}^+$ , isto é, ocorreu maior sorção de  $\text{K}^+$  do que de  $\text{Cl}^-$  em todos os ambientes (Figura 40). Outros estudos também evidenciaram a baixa interação do  $\text{Cl}^-$  com as superfícies sólidas do solo (Basso e Kiang, 2017; Vilela *et al.*, 2018). Todavia, a sorção de  $\text{Cl}^-$  ocorreu para todos os ambientes (Figura 40a). Isto indica que há cargas positivas no solo, que foram capazes de sorver o  $\text{Cl}^-$  e/ou que pode ter ocorrido regiões onde a solução do solo ficou retida.

Os óxidos de Fe e Al presentes no solo (Figura 31d), mesmo quando em baixa quantidade, são capazes de gerar cargas positivas na superfície das partículas do solo, promovendo a sorção de ânions (Parks e Bruyn, 1962). A sorção destes ânions, por sua vez é capaz de contrabalancear as cargas positivas da superfície do solo gerando novos locais para sorção de cátions (Serafim *et al.*, 2012). Portanto, alta sorção de  $\text{K}^+$  em todos os tratamentos (Figura 40b) além de estar relacionada com o balanço de cargas negativo do solo, como supracitado, pode ter sido ainda mais favorecida pela retenção do  $\text{Cl}^-$  observada (Figura 40a).

Já as regiões onde a solução fica retida, chamadas de fases imóveis, fazem com que os solutos possam permanecer retidos por capilaridade ou sejam sorvidos nas superfícies reativas do solo (Vries

*et al.*, 2017). Para o mesmo solo em estudo, Borges e Libardi<sup>(2002)</sup> demonstraram que essa fase da solução pode chegar a mais de 60% para uma solução de KCl  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ , sendo que o aumento da concentração da solução acarretou em maiores incrementos desta fração imóvel. Mais de 80% desta fase imóvel foi observada em outro estudo realizado com solo arenoso, utilizando também a solução de KCl  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  (Angulo-Jaramillo *et al.*, 1996).

A sorção de  $\text{Cl}^-$  e de  $\text{K}^+$  seguiram as sequências  $\text{SSC} > \text{SRZ} > \text{SEP}$  e  $\text{SEP} > \text{SRZ} > \text{SSC}$ , respectivamente. O aumento do  $\text{PCZ}$  pode indicar uma maior concentração de óxidos de Fe e Al (Parks e Bruyn, 1962). Portanto, considerando o  $\text{PCZ}$  dos tratamentos (Tabela 2), pode-se inferir que a concentração de óxidos de Fe e Al foi na sequência  $\text{SRZ} > \text{SEP} > \text{SSC}$ . Assim, esperava-se maior sorção de  $\text{Cl}^-$  no  $\text{SRZ}$ . Todavia, a maior  $v_m$  no  $\text{SRZ}$  em relação aos demais tratamentos pode ter dificultado a maior sorção de íons neste ambiente, uma vez que leva a da  $\lambda$ , como discutido anteriormente. A hipótese é que a fase imóvel da solução no solo tenha sido maior para o  $\text{SSC}$ , favorecendo a sorção deste íon ou mantendo-o retido junto a solução no solo, resultado em menos  $\text{Cl}^-$  no efluente. Embora não tenha sido possível avaliar o  $\text{Cl}^-$  sorvido no solo após o experimento do  $\text{DM}$ , a análise do  $\text{K}^+$  nesta condição demonstrou que praticamente todo o  $\text{K}^+$  foi retido na camada superior do solo (0,00 - 0,05 m) para todos os ambientes e os teores de  $\text{K}^+$  reduziram ( $p \leq 0,05$ ) nas demais profundidades (Figura 41).



**Figura 41.** Concentração de K no  $\text{SRZ}$ , no  $\text{SEP}$  e no  $\text{SSC}$  ao final do  $\text{DM}$ , nas camadas 0,00 - 0,05; 0,05 - 0,10 e 0,10 - 0,15 m de profundidade de solo. Letras minúscula apresentam diferenças entre os tratamentos para cada profundidade do solo e letras maiúsculas apresentam diferenças entre as profundidades do solo para cada tratamento ao nível de 5% de significância pelo teste t. Setas indicam incremento (↑) ou redução (↓) significativa em relação ao conteúdo de K no solo antes do início do experimento do  $\text{DM}$ . Dados são médias  $\pm$  erro padrão,  $n = 3$ .

Nas *BTC* do  $\text{Cl}^-$  não houve diferença no avanço inicial, nem no pico (maior  $C/C_0$ ) (Figura 40a), provavelmente devido a menor interação deste íon com o solo. Entretanto, nas *BTC* do  $\text{K}^+$ , observou-se avanço mais lento (em maior  $V_p$ ) e pico (maior  $C/C_0$ ) também em maior  $V_p$  para o *SRZ* (Figura 40b). Em solos misturados com exsudados, foi observado um avanço inicial da *BTC* mais rápido (em menor  $V_p$ ) e a chegada ao pico de concentração de soluto após maiores  $V_p$  em relação a solos sem adição de exsudados (Paporisch *et al.*, 2021). Todavia, o aumento da sorção está relacionado com o atraso da chegada do íon no efluente (Sposito, 1984). Assim, no presente estudo, o maior atraso no avanço inicial da *BTC* do  $\text{K}^+$  observado pode ser justificado pela maior capacidade de sorção do  $\text{K}^+$  no *SRZ*, ressaltando que, esta maior sorção não ocorreu pela maior  $v_m$ , conforme explicado anteriormente.

Para o *DM* do  $\text{K}^+$ , o  $K_d$ , que indica a força de interação entre a solução e o solo, esteve amplamente relacionado com melhores propriedades químicas, físicas e microbiológicas do solo (Figura 39b). Shaheen *et al.*<sup>(2013)</sup> demonstraram que este parâmetro reflete a capacidade de sorção dos solos e está relacionado com as propriedades do solo, como pH e *COS*. Desta forma, o *SEP*, que apresenta qualidade intermediária, não diferindo do *SRZ* para algumas propriedades químicas, eletroquímicas e microbiológicas (Tabela 2 e Figura 32d) foi capaz de sorver maiores quantidades do íon  $\text{K}^+$  (Figura 40) devido à combinação da boa qualidade do solo e maior tempo de reação, conduzido pelo maior tempo de permanência da solução no solo, isto é, menor  $v_m$ .

## 5. CONCLUSÃO

Agregados que sofrem influência de raízes ativas do azevém anual (*SRZ*) apresentam alta estabilidade estrutural, a qual permanece mesmo após a retirada destes agregados de junto das raízes ou rizosfera. Já o efeito da mucilagem e outros exsudados radiculares é observado apenas com a presença de raízes ativas ou em curto tempo após a retirada dos agregados da rizosfera. Desta forma, o ideal para estudos sobre as propriedades do solo alteradas pelas raízes é utilizar análises de imagens que permitam a avaliação *in situ*. Todavia, o presente trabalho apresenta resultados interessantes que evidenciam a capacidade do azevém anual em promover melhorias à qualidade do solo, sendo estas persistentes no solo mesmo após a morte das raízes. Dentre as melhorias observadas, ressaltam-se: (i) acúmulo de COS, (ii) promoção de alta estabilidade de agregados, (iii) aumento da atividade microbiana, (iv) maior ocorrência de fungos micorrízicos, (v) acréscimo nos teores de P disponível, (vi) maior capacidade de retenção e disponibilização de água, (vii) maior porosidade, e (viii) maior sorção de íons.

As melhorias observadas estendem-se, embora em menor escala, ao *SEP*, isto é, ao solo sob área cultivada com azevém anual que não está em contato direto com o azevém anual, apresentando maior qualidade do que o solo que não é cultivado e é deixado exposto (*SSC*).

Ressalta-se que, a  $v_m$  foi o principal fator que influenciou nos resultados da análise do *DM*. Esta velocidade foi influenciada pela melhor qualidade física do solo, isto é, alta estabilidade estrutural, maior  $P_t$  e menor  $\rho$ , impossibilitando a maior sorção de íons no *SRZ*. Entretanto, os parâmetros de transporte da *BTC* evidenciam a maior interação da solução no solo com as partículas sólidas do solo para este ambiente, o que, conseqüentemente, reflete em maior capacidade de sorção de íons. Em outras palavras, a menor sorção de  $K^+$  no *SRZ* (semelhante ao *SSC*) está relacionada com o menor tempo de reação ocasionado pela alta  $v_m$  do *DM* neste ambiente. A pior qualidade do *SSC* evitou a sorção de  $K^+$  neste ambiente. Todavia, o *DM* do  $Cl^-$  e os resultados do K no solo após a análise do *DM* indicam a ocorrência de alta fração da fase imóvel da solução no solo, a qual foi possivelmente maior para o *SSC*, que apresentou maior sorção de  $Cl^-$ .



## REFERÊNCIAS

- Ahmed, M. A., Kroener, E., Benard, P., Zarebanadkouki, M., Kaestner, A., e Carminati, A. (2016) Drying of mucilage causes water repellency in the rhizosphere of maize: measurements and modelling. *Plant and Soil*, 407(1–2), 161–171. doi:10.1007/s11104-015-2749-1
- Ahmed, M. A., Kroener, E., Holz, M., Zarebanadkouki, M., e Carminati, A. (2014) Mucilage exudation facilitates root water uptake in dry soils. *Geophysical Research Abstracts*, 16, EGU2014-2978. doi:10.1071/FP13330
- Ahmed, M. A., Passioura, J., e Carminat, A. (2018) Hydraulic processes in roots and the rhizosphere pertinent to increasing yield of water-limited grain crops: a critical review. *Plant and Soil*, 69(13), 3255–3265. doi:10.1093/jxb/ery183/4996192
- Ahmed, M. A., Zarebanadkouki, M., Ahmadi, K., Kroener, E., Kostka, S., Kaestner, A., e Carminati, A. (2017) Engineering rhizosphere hydraulics: Pathways to improve plant adaptation to drought. *Vadose Zone Journal*, 17, 160090. doi:10.2136/vzj2016.09.0090
- Alves, M. E., e Lavorenti, A. (2005) Point of zero salt effect: Relationships with clay mineralogy of representative soils of the São Paulo State, Brazil. *Pedosphere*, 15(5), 545–553.
- Alves, V. M. C., Gomes, E. A., Resende, Á. V. de, Oliveira-Paiva, C. A. de, Marriel, I. E., Sousa, S. M. de, e Lana, U. G. de P. Solubilização de potássio presente em minerais por microrganismos e efeitos no desenvolvimento de culturas agrícolas. *Documentos Embrapa Milho e Sorgo* 20 (2021).
- Angulo-Jaramillo, R., Gaudet, J.-P., Thony, J.-L., e Vauclin, M. (1996) Measurement of hydraulic properties and mobile water content of a field soil. *Soil Science Society of America Journal*, 60(3), 710–715. doi:10.2136/sssaj1996.03615995006000030004x
- Basso, J. B., e Kiang, C. H. (2017) Retardamento e dispersão hidrodinâmica de cobre, potássio e cloreto em solos residuais do subgrupo Itararé no estado de São Paulo. *Águas Subterrâneas*, 31(1), 117. doi:10.14295/ras.v31i1.28638
- Batista, A. M., Libardi, P. L., e Giarola, N. F. B. (2020) Evaluation of the soil aggregation induced by the plant roots in an Oxisol by turbidimetry and water percolation. *Rhizosphere*, 100265. doi:10.1016/j.rhisph.2020.100265

- Batista, A. M., Rodrigues, A., Viana, S., Silva, B. M., Caixeta, S. P., e Moreira, S. G. (2015) Análise granulométrica influenciada pela qualidade da água e dispersantes químicos. *Eiclopédia Biosfera*, 11, 127–133.
- Baudoin, E., Benizri, E., e Guckert, A. (2002) Impact of growth stage on the bacterial community structure along maize roots, as determined by metabolic and genetic fingerprinting. *Applied Soil Ecology*, 19(2), 135–145. doi:10.1016/S0929-1393(01)00185-8
- Benard, P., Zarebanadkouki, M., e Carminati, A. (2019) Physics and hydraulics of the rhizosphere network. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 182(1), 5–8. doi:10.1002/jpln.201800042
- Bengough, A. G. (2012) Water dynamics of the root zone: rhizosphere biophysics and its control on soil hydrology. *Vadose Zone Journal*, 11(2), vzj2011.0111. doi:10.2136/vzj2011.0111
- Biggar, J. W., e Nielsen, D. R. (1962) Miscible Displacement: II. Behavior of Tracers. *Soil Science Society of America Proceedings of America Proceedings*, 25(1), 125–128.
- Blankinship, J. C., Fonte, S. J., Six, J., e Schimel, J. P. (2016) Plant versus microbial controls on soil aggregate stability in a seasonally dry ecosystem. *Geoderma*, 272, 39–50. doi:10.1016/j.geoderma.2016.03.008
- Borges, E., e Libardi, P. L. (2002) Movimento de um soluto aplicado em duas concentrações a um solo não saturado via um permeâmetro de disco. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 26(2), 287–295. doi:10.1590/s0100-06832002000200001
- Bradford, M. M. (1976) A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry*. doi:10.1016/0003-2697(76)90527-3
- Brindley, G. W., e Brown, G. (1980) Crystal structures of clay minerals and their X-ray identification. (Vol. 5). *Mineralogical Society of Great Britain and Ireland*. doi:10.1180/mono-5
- Bronick, C. J., e Lal, R. (2005) Soil structure and management: A review. *Geoderma*, 124(1–2), 3–22. doi:10.1016/j.geoderma.2004.03.005
- Burr-Hersey, J. E., Ritz, K., Bengough, G. A., e Mooney, S. J. (2020) Reorganisation of rhizosphere soil pore structure by wild plant species in compacted soils. *Journal of Experimental Botany*, 71(19), 6107–6115. doi:10.1093/jxb/eraa323

- Cañasveras, J. C., Barrón, V., del Campillo, M. C., Torrent, J., e Gómez, J. A. (2010) Estimation of aggregate stability indices in Mediterranean soils by diffuse reflectance spectroscopy. *Geoderma*, 158(1–2), 78–84. doi:10.1016/j.geoderma.2009.09.004
- Caravaca, F., Alguacil, M. M., Torres, P., e Roldán, A. (2005) Plant type mediates rhizospheric microbial activities and soil aggregation in a semiarid Mediterranean salt marsh. *Geoderma*, 124(3–4), 375–382. doi:10.1016/j.geoderma.2004.05.010
- Carminati, A. (2013) Rhizosphere wettability decreases with root age: A problem or a strategy to increase water uptake of young roots? *Frontiers in Plant Science*, 4, 298. doi:10.3389/fpls.2013.00298
- Carminati, A., Moradi, A. B., Vetterlein, D., Vontobel, P., Lehmann, E., Weller, U., Vogel, H. J., e Oswald, S. E. (2010) Dynamics of soil water content in the rhizosphere. *Plant and Soil*, 332(1), 163–176. doi:10.1007/s11104-010-0283-8
- Carminati, A., Zarebanadkouki, M., Kroener, E., Ahmed, M. A., e Holz, M. (2016) Biophysical rhizosphere processes affecting root water uptake. *Annals of Botany*, 118(4), 561–571. doi:10.1093/aob/mcw113
- Casida, L. E., Klein, D. A., e Santoro, T. (1964) Soil dehydrogenase activity. *Soil Science*. doi:10.1097/00010694-196412000-00004
- Chen, C., Wu, L., e Harbottle, M. (2019) Influence of biopolymer gel-coated fibres on sand reinforcement as a model of plant root behaviour. *Plant and Soil*, 438, 361–375. doi:10.1007/s11104-019-04033-w
- Cheregi, M., e Danet, A. F. (1997) Flow injection determination of chloride ions with spectrophotometric detection. *Analytical Letters*, 30(15), 2847–2858. doi:10.1080/00032719708001826
- Cosentino, D., Chenu, C., e Le Bissonnais, Y. (2006) Aggregate stability and microbial community dynamics under drying-wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(8), 2053–2062. doi:10.1016/j.soilbio.2005.12.022
- Cruz, B. C., Furrer, J. M., Guo, Y.-S., Dougherty, D., Hinestroza, H. F., Hernandez, J. S., Gage, D. J., Cho, Y. K., e Shor, L. M. (2017) Pore-scale water dynamics during drying and the impacts of structure and surface wettability. *Journal of the American Water Resources Association*, 53, 5585–5600. doi:10.1111/j.1752-1688.1969.tb04897.x

- Czarnes, S., Dexter, A. R., e Bartoli, F. (2000) Wetting and drying cycles in the maize rhizosphere under controlled conditions. Mechanics of the root-adhering soil. *Plant and Soil*, 221(2), 253–271. doi:10.1023/A:1004747323220
- Czyż, E. A., e Dexter, A. R. (2008) Soil physical properties under winter wheat grown with different tillage systems at selected locations. *International Agrophysics*, 22(3), 191–200.
- Czyż, E. A., e Dexter, A. R. (2015) Mechanical dispersion of clay from soil into water: Readily-dispersed and spontaneously-dispersed clay. *International Agrophysics*, 29(1), 31–37. doi:10.1515/intag-2015-0007
- Daly, K. R., Mooney, S. J., Bennett, M. J., Crout, N. M. J., Roose, T., e Tracy, S. R. (2015) Assessing the influence of the rhizosphere on soil hydraulic properties using X-ray computed tomography and numerical modelling. *Journal of Experimental Botany*, 66(8), 2305–2314. doi:10.1093/jxb/eru509
- Demenois, J., Carriconde, F., Bonaventure, P., Maeght, J. L., Stokes, A., e Rey, F. (2018) Impact of plant root functional traits and associated mycorrhizas on the aggregate stability of a tropical Ferralsol. *Geoderma*, 312(September 2017), 6–16. doi:10.1016/j.geoderma.2017.09.033
- Dexter, A. R., Richard, G., Davy, J., Hardy, M., e Duval, O. (2011) Clay Dispersion from Soil as a Function of Antecedent Water Potential. *Soil Science Society of America Journal*, 75(2), 444. doi:10.2136/sssaj2010.0088
- Dias, H. B., Alvares, C. A., e Sentelhas, P. C. (2017) Um século de dados meteorológicos em Piracicaba, SP: Mudanças do clima pela classificação de Köppen. XX Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, V Simpósio de Mudanças Climáticas e Desertificação do Semiárido Brasileiro (p. 6). Juazeiro-BA/Petrolina-PE, Brazil. Obtido de [https://www.researchgate.net/publication/322211096\\_Um\\_seculo\\_de\\_dados\\_meteorologicos\\_em\\_Piracicaba\\_SP\\_Mudancas\\_do\\_clima\\_pela\\_classificacao\\_de\\_Koppen](https://www.researchgate.net/publication/322211096_Um_seculo_de_dados_meteorologicos_em_Piracicaba_SP_Mudancas_do_clima_pela_classificacao_de_Koppen)
- Dick, R. P., Breakwell, D. P., e Turco, R. F. (1997) Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. *Methods for assessing soil quality*, 49, 247–271.
- Donagemma, G. K., Ruiz, H. A., Fontes, M. P. F., Ker, J. C., e Schaffer, C. E. G. R. (2003) Dispersão de Latossolos em resposta à utilização de pré-tratamentos na análise textural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27(4), 765–772. doi:10.1590/s0100-06832003000400021

- Durner, W. (1994) Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. *Water Resources Research*, 30(2), 211–223. doi:10.1029/93WR02676
- Feeney, D. S., Crawford, J. W., Daniell, T., Hallett, P. D., Nunan, N., Ritz, K., Rivers, M., e Young, I. M. (2006) Three-dimensional microorganization of the soil-root-microbe system. *Microbial Ecology*, 52(1), 151–158. doi:10.1007/s00248-006-9062-8
- Flint, A. L., e Flint, L. E. (2002) Particle density. J. H. Dane & G. C. Topp (Eds), *Methods of soil analysis: Part 4 physical methods* (1o ed, Vol. 5, p. 229–240). Madison: American Society of Soil Science.
- Florian, S., Dorin, C. Z., e Pavel, L. V. (2013) Soil structure and water-stable aggregates. *Environmental Engineering and Management Journal*, 12(4), 741–746. doi:10.30638/eemj.2013.091
- Fontaneli, R. S., Fontaneli, R. S., Maria, S., Scagliusi, M., Lau, D., Torres, G. A. M., Regina, M., Martins, C., Kurtz, P., e Martins, M. R. (2012) Forrageiras para integração lavoura-pecuária-floresta na região sul-brasileira. Embrapa Trigo.
- Fontes, M. P. F., de Camargo, O. A., e Sposito, G. (2001) Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. *Scientia Agricola*, 58(3), 627–646. doi:10.1590/S0103-90162001000300029
- Fortuna, A.-M. (2012) The soil biota. *Nature Education Knowledge*, 3(10), 1.
- Fu, J., Luo, Y., Sun, P., Gao, J., Zhao, D., Yang, P., e Hu, T. (2020) Effects of shade stress on turfgrasses morphophysiology and rhizosphere soil bacterial communities. *BMC Plant Biology*, 20, 92. doi:10.1186/s12870-020-2300-2
- Ghezzehei, T. A., e Albalasmeh, A. A. (2015) Spatial distribution of rhizodeposits provides built-in water potential gradient in the rhizosphere. *Ecological Modelling*, 298, 53–63. doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.10.028
- Gillman, G. P., e Uehara, G. (1980) Charge characteristics of soils with variable and permanent charge minerals: I. Theory. *Soil Science Society of America Journal*, 44(2), 252–255. doi:10.2136/sssaj1980.03615995004400020009x
- Graham, J. H., e Strauss, S. L. (2021) Biological control of soilborne plant pathogens and nematodes James. T. J. Gentry, J. J. Fuhrmann, e D. A. Zuberer (Eds), *Principles and Applications of Soil Microbiology* (3o ed, p. 633–654). Elsevier. doi:10.1016/B978-0-12-820202-9/00023-X

- Grassmann, C. S., Mariano, E., Rocha, K. F., Gilli, B. R., e Rosolem, C. A. (2020) Effect of tropical grass and nitrogen fertilization on nitrous oxide, methane, and ammonia emissions of maize-based rotation systems. *Atmospheric Environment*, 234, 117571. doi:10.1016/j.atmosenv.2020.117571
- Gregory, P. J. (2006) Roots, rhizosphere and soil: The route to a better understanding of soil science? *European Journal of Soil Science*, 57(1), 2–12. doi:10.1111/j.1365-2389.2005.00778.x
- Gregory, P. J., e Hinsinger, P. (1999) New approaches to studying chemical and physical changes in the rhizosphere: An overview. *Plant and Soil*, 211(1), 1–9. doi:10.1023/A:1004547401951
- Guo, J., McCulley, R. L., Phillips, T. D., e McNear, D. H. (2016) Fungal endophyte and tall fescue cultivar interact to differentially effect bulk and rhizosphere soil processes governing C and N cycling. *Soil Biology and Biochemistry*, 101, 165–174. doi:10.1016/j.soilbio.2016.07.014
- Hallett, P. D., Gordon, D. C., e Bengough, A. G. (2003) Plant influence on rhizosphere hydraulic properties: Direct measurements using a miniaturized infiltrometer. *New Phytologist*, 157(3), 597–603. doi:10.1046/j.1469-8137.2003.00690.x
- Han, E., Kautz, T., Perkons, U., Uteau, D., Peth, S., Huang, N., Horn, R., e Köpke, U. (2015) Root growth dynamics inside and outside of soil biopores as affected by crop sequence determined with the profile wall method. *Biology and Fertility of Soils*, 51(7), 847–856. doi:10.1007/s00374-015-1032-1
- He, Y., Gu, F., Xu, C., e Wang, Y. (2019) Assessing of the influence of organic and inorganic amendments on the physical-chemical properties of a red soil (Ultisol) quality. *Catena*, 183(August), 104231. doi:10.1016/j.catena.2019.104231
- Helliwell, J. R., Sturrock, C. J., Mairhofer, S., Craighan, J., Ashton, R. W., Miller, A. J., Whalley, W. R., e Mooney, S. J. (2017) The emergent rhizosphere: Imaging the development of the porous architecture at the root-soil interface. *Scientific Reports*, 7, 14875. doi:10.1038/s41598-017-14904-w
- Helliwell, Jon R., Sturrock, C. J., Miller, A. J., Whalley, W. R., e Mooney, S. J. (2019) The role of plant species and soil condition in the structural development of the rhizosphere. *Plant Cell and Environment*, 42(6), 1974–1986. doi:10.1111/pce.13529
- Holz, M., Zarebanadkouki, M., Carminati, A., Hovind, J., Kaestner, A., e Spohn, M. (2019) Increased water retention in the rhizosphere allows for high phosphatase activity in drying soil. *Plant and Soil*, 443(1–2), 259–271. doi:10.1007/s11104-019-04234-3

- Hosseini, F., Mosaddeghi, M. R., Hajabbasi, M. A., e Sabzalian, M. R. (2015) Influence of tall fescue endophyte infection on structural stability as quantified by high energy moisture characteristic in a range of soils. *Geoderma*, 249–250, 87–99. doi:10.1016/j.geoderma.2015.03.013
- Huysmans, M., e Dassargues, A. (2005) Review of the use of Péclet numbers to determine the relative importance of advection and diffusion in low permeability environments. *Hydrogeology Journal*, 13(5–6), 895–904. doi:10.1007/s10040-004-0387-4
- Igwe, C. A. (2005) Erodibility in relation to water-dispersible clay for some soils of eastern Nigeria. *Land Degradation and Development*, 16(1), 87–96. doi:10.1002/ldr.647
- Inagaki, T. M., de Moraes Sá, J. C., Caires, E. F., e Gonçalves, D. R. P. (2016) Lime and gypsum application increases biological activity, carbon pools, and agronomic productivity in highly weathered soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 231, 156–165. doi:10.1016/j.agee.2016.06.034
- Jenkinson, D. S., e Powlson, D. S. (1976) The effects of biocidal treatments on metabolism in soil - V: A method for measuring soil biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 8(3), 209–213. doi:10.1016/0038-0717(76)90004-3
- Jilling, A., Keiluweit, M., Contosta, A. R., Frey, S., Schimel, J., Schneck, J., Smith, R. G., Tiemann, L., e Grandy, A. S. (2018) Minerals in the rhizosphere: overlooked mediators of soil nitrogen availability to plants and microbes. *Biogeochemistry*, 139(2), 103–122. doi:10.1007/s10533-018-0459-5
- Jotisankasa, A., e Sirirattanachat, T. (2017) Effects of grass roots on soil-water retention curve and permeability function. *Canadian Geotechnical Journal*, 54(11), 1612–1622. doi:10.1139/cgj-2016-0281
- Koorevaar, P., Menelik, G., e Dirksen, C. (1983) Elements of soil physics. Elements of soil physics (1<sup>a</sup> ed). Elsevier Science B.V., Amsterdam, The Netherlands.
- Korchagin, J., Bortoluzzi, E. C., Moterle, D. F., Petry, C., e Caner, L. (2019) Evidences of soil geochemistry and mineralogy changes caused by eucalyptus rhizosphere. *Catena*, 175, 132–143. doi:10.1016/j.catena.2018.12.001
- Kroener, E., Holz, M., Zarebanadkouki, M., Ahmed, M., e Carminati, A. (2018) Effects of mucilage on rhizosphere hydraulic functions depend on soil particle size. *Vadose Zone Journal*, 17, 170056. doi:10.2136/vzj2017.03.0056

- Kroener, E., Zarebanadkouki, M., Kaestner, A., e Carminati, A. (2014) Non-equilibrium dynamics of rhizosphere. *Water Resources Research*, 6479–6495. doi:10.1002/2013WR014756.Received
- Kumar, A., Dorodnikov, M., Splettstößer, T., Kuzyakov, Y., e Pausch, J. (2017) Effects of maize roots on aggregate stability and enzyme activities in soil. *Geoderma*, 306, 50–57. doi:10.1016/j.geoderma.2017.07.007
- Kumar, S., Singh, A. K., e Ghosh, P. (2018) Distribution of soil organic carbon and glomalin related soil protein in reclaimed coal mine-land chronosequence under tropical condition. *Science of the Total Environment*, 625, 1341–1350. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.01.061
- Kuzyakov, Y., Hill, P. W., e Jones, D. L. (2007) Root exudate components change litter decomposition in a simulated rhizosphere depending on temperature. *Plant and Soil*, 290(1–2), 293–305. doi:10.1007/s11104-006-9162-8
- Kuzyakov, Y., e Razavi, B. S. (2019) Rhizosphere size and shape: Temporal dynamics and spatial stationarity. *Soil Biology and Biochemistry*, 135, 343–360. doi:10.1016/j.soilbio.2019.05.011
- Lazarovitch, N., Vanderborght, J., Jin, Y., e Van Genuchten, M. T. (2018) The root zone: Soil physics and beyond. *Vadose Zone Journal*, 17(1). doi:10.2136/vzj2018.01.0002
- Lehmann, A., Zheng, W., e Rillig, M. C. (2017) Soil biota contributions to soil aggregation. *Nature Ecology and Evolution*, 1(12), 1828–1835. doi:10.1038/s41559-017-0344-y
- Li, J., Yuan, X., Ge, L., Li, Q., Li, Z., Wang, L., e Liu, Y. (2020) Rhizosphere effects promote soil aggregate stability and associated organic carbon sequestration in rocky areas of desertification. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 304. doi:10.1016/j.agee.2020.107126
- Libardi, P. L. (2018) Dinâmica da Água no Solo. (3ª ed). EdUSP.
- Liu, A., Ma, B. L., e Bomke, A. A. (2005) Effects of cover crops on soil aggregate stability, total organic carbon, and polysaccharides. *Soil Science Society of America Journal*, 69(6), 2041. doi:10.2136/sssaj2005.0032
- Liu, R., Zhou, X., Wang, J., Shao, J., Fu, Y., Liang, C., Yan, E., Chen, X., Wang, X., e Bai, S. H. (2019) Differential magnitude of rhizosphere effects on soil aggregation at three stages of subtropical secondary forest successions. *Plant and Soil*, 436(1–2), 365–380. doi:10.1007/s11104-019-03935-z
- Malavolta, E. (2006) Manual de nutrição mineral de plantas. (1ª ed). Ceres, Piracicaba.

- Marchuk, S., e Marchuk, A. (2018) Effect of applied potassium concentration on clay dispersion, hydraulic conductivity, pore structure and mineralogy of two contrasting Australian soils. *Soil and Tillage Research*, 182, 35–44. doi:10.1016/j.still.2018.04.016
- Marcos, M. S., Carrera, A. L., Bertiller, M. B., e Olivera, N. L. (2019) Grazing enhanced spatial heterogeneity of soil dehydrogenase activity in arid shrublands of Patagonia, Argentina. *Journal of Soils and Sediments*, 20(2), 883–888. doi:10.1007/s11368-019-02440-1
- Marschner, H., Römheld, V., e Cakmak, I. (1987) Root-induced changes of nutrient availability in the rhizosphere. *Journal of Plant Nutrition*, 10(9–16), 1175–1184. doi:10.1080/01904168709363645
- Matocha, C. J., Karathanasis, T. D., Murdock, L. W., Grove, J. H., Goodman, J., e Call, D. (2018) Influence of ryegrass on physico-chemical properties of a fragipan soil. *Geoderma*, 317, 32–38. doi:10.1016/j.geoderma.2017.12.004
- McCully, M. E. (1999) Roots in soil: Unearthing the complexities of roots and their rhizospheres. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 50(1), 695–718. doi:10.1146/annurev.arplant.50.1.695
- McNear, D. H. (2013) The Rhizosphere - Roots, Soil and Everything In Between Meeting the Global Challenge of Sustainable Food, Fuel and Fiber Production. *Nature Education Knowledge*, 4(3), 1–15.
- Mehra, O. P., e Jackson, M. L. (1960) Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. National Conference on Clays and Clay Minerals (p. 317–327). Clays and clay minerals: proceedings. London: Pergamon Press, Washington, DC. doi:10.1016/b978-0-08-009235-5.50026-7
- Mekaru, T., e Uehara, G. (1972) Anion adsorption in ferruginous tropical soils. Soil Science Society of America Proceedingsf America Proceedings, 36, 296–300.
- Merino-Martín, L., Stokes, A., Gweon, H. S., Moragues-Saitua, L., Staunton, S., Plassard, C., Oliver, A., Le Bissonnais, Y., e Griffiths, R. I. (2021) Interacting effects of land use type, microbes and plant traits on soil aggregate stability. *Soil Biology and Biochemistry*, 154, 108072. doi:10.1016/j.soilbio.2020.108072
- Mitchell, J. K., e Soga, K. (2005) Fundamentals of Soil Behavior. (3<sup>a</sup> ed). John Wiley & Sons, Inc., New York.

- Moore, D. M., e Reynolds, R. C. (1997) X-ray diffraction and the identification and analysis of clay minerals. (2<sup>a</sup> ed). Oxford University Press., Oxford, New York.
- Moreno-Espíndola, I. P., Rivera-Becerril, F., Ferrara-Guerrero, M. de J., e León-González, F. de. (2007) Role of root-hairs and hyphae in adhesion of sand particles. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(10), 2520–2526. doi:10.1016/j.soilbio.2007.04.021
- Mueller, C. W., Carminati, A., Kaiser, C., Subke, J. A., e Gutjahr, C. (2019) Editorial: Rhizosphere functioning and structural development as complex interplay between plants, microorganisms and soil minerals. *Frontiers in Environmental Science*, 7, 130. doi:10.3389/fenvs.2019.00130
- Naveed, M., Brown, L. K., Raffan, A. C., George, T. S., Bengough, A. G., Roose, T., Sinclair, I., Koebernick, N., Cooper, L., Hackett, C. A., e Hallett, P. D. (2017) Plant exudates may stabilize or weaken soil depending on species, origin and time. *European Journal of Soil Science*, 68(6), 806–816. doi:10.1111/ejss.12487
- Nielsen, D. R., e Biggar, J. W. (1961) Miscible Displacement in Soils: I. Experimental Information. *Soil Science Society of America Proceedings*, 25(1), 1–5. doi:10.2136/sssaj1961.03615995002500010008x
- Nielsen, D. R., e Biggar, J. W. (1962) Miscible Displacement: III. Theoretical Considerations. *Soil Science Society of America Proceedings*, (2), 217–221.
- Nietfeld, H., Prenzel, J., Helmisaari, H. S., Polle, A., e Beese, F. (2017) Modeling of mineral nutrient uptake of spruce tree roots as affected by the ion dynamics in the rhizosphere: Upscaling of model results to field plot scale. *Ecological Modelling*, 345, 150–164. doi:10.1016/j.ecolmodel.2016.09.006
- Nunes, M. R., Silva, A. P., Denardin, J. E., Giarola, N. F. B., Vaz, C. M. P., van Es, H. M., e Silva, A. R. (2017) Soil chemical management drives structural degradation of Oxisols under a no-till cropping system. *Soil Research*, 55, 819–831. doi:10.1071/SR17063
- Nunes, M. R., Karlen, D. L., Veum, K. S., Moorman, T. B., e Cambardella, C. A. (2020) Biological soil health indicators respond to tillage intensity: A US meta-analysis. *Geoderma*, 369, 114335. doi:10.1016/j.geoderma.2020.114335
- Nunes, M. R., Vaz, C. M. P., Denardin, J. E., van Es, H. M., Libardi, P. L., e da Silva, A. P. (2018) Physicochemical and structural properties of an Oxisol under the addition of straw and lime. *Soil Science Society of America Journal*, 81(6), 1328–1339. doi:10.2136/sssaj2017.07.0218

- Oliveira, E. M. M., Ruiz, H. A., Ferreira, P. A., Alvarez V., V. H., e Borges Júnior, J. C. F. (2004) Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão de fosfato, potássio e amônio em solos de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 8(2–3), 196–203. doi:10.1590/s1415-43662004000200006
- Oliveira, R. H., Rosolem, C. A., e Trigueiro, R. M. (2004) Importância do fluxo de massa e difusão no suprimento de potássio ao algodoeiro como variável de água e potássio no solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28(3), 439–445. doi:10.1590/S0100-06832004000300005
- Paporisch, A., Bavli, H., Strickman, R. J., Neumann, R. B., e Schwartz, N. (2021) Root Exudates Alters Nutrient Transport in Soil. *Water Resources Research*, 57(10), 1–17. doi:10.1029/2021wr029976
- Parks, G. A., e Bruyn, P. L. de. (1962) The zero point of charge of oxides. *Journal of Physical Chemistry*, 66(6), 967–973. doi:10.1021/j100812a002
- Paz-Ferreiro, J., e Fu, S. (2016) Biological Indices for Soil Quality Evaluation: Perspectives and Limitations. *Land Degradation and Development*, 27(1), 14–25. doi:10.1002/ldr.2262
- Pessoa, T. N., e Libardi, P. L. (2022) Physical-hydric properties of Oxisols as influenced by soil structure and clay mineralogy. *Catena*, 211, 106009. doi:10.1016/j.catena.2021.106009
- Prezotti, L. C., e Guarçoni, A. M. (2013) Guia de interpretações de análise de solo e foliar. Incaper, Vitória.
- Rengasamy, P., Tavakkoli, E., e McDonald, G. K. (2016) Exchangeable cations and clay dispersion: Net dispersive charge, a new concept for dispersive soil. *European Journal of Soil Science*, 67(5), 659–665. doi:10.1111/ejss.12369
- Rengel, Z. (2015) Availability of Mn, Zn and Fe in the rhizosphere. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 15(2), 397–409. doi:10.4067/s0718-95162015005000036
- Richter, D. de B., Oh, N. H., Fimmen, R., e Jackson, J. (2007) The rhizosphere and soil formation. Academic Press (Ed), *The Rhizosphere* (p. 179–200). doi:10.1016/B978-012088775-0/50010-0
- Rosier, C. L., Hoye, A. T., e Rillig, M. C. (2006) Glomalin-related soil protein: Assessment of current detection and quantification tools. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(8), 2205–2211. doi:10.1016/j.soilbio.2006.01.021

- Ruiz, H. A., Miranda, J., e Conceição, J. C. S. (1999) Contribuição dos mecanismos de fluxo de massa e de difusão para o suprimento de K, Ca e Mg a plantas de arroz. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 23(4), 1015–1018. doi:10.1590/s0100-06831999000400029
- Santos, E. S. N., Campos, M. C. C., de SOUZA, F. G., Cunha, J. M., Pinheiro, E. N., de LIMA, A. F. L., Brito, W. B. M., e Wadt, P. G. S. (2020) The stability of aggregates and organic carbon content after the application of gypsum, soil scarification and a succession of agricultural crops. *Bioscience Journal*, 36(3), 720–730. doi:10.14393/BJ-v36n3a2020-42333
- Santos, H. G., Jacomine, P. K. T., Anjos, L. H. C., Oliveira, V. Á. de, Lumberras, J. F., Coelho, M. R., Almeida, J. A. de, Araújo Filho, J. C. de, Oliveira, J. B. de, e Cunha, T. J. F. (2018) Brazilian Soil Classification System. (EMBRAPA, Ed) (5ª ed). Brasília, DF.
- SARE. (2012) Managing cover crops profitably. (U. S. D. of A. National Institute of Food and Agriculture, Ed) (3ª ed). Sustainable Agriculture Research and Education (SARE) program, United States.
- Schulze, D. G. (1981) Identification of soil iron oxide minerals by differential X-ray diffraction. *Soil Science Society of America Journal*, 45(2), 437–440. doi:10.2136/sssaj1981.03615995004500020040x
- Semeata. (2022) Azevém. Obtido de <http://www.semeata.com.br/?sessao=produto&folder=1&ver&id=15>
- Serafim, M. E., de Lima, J. M., Lima, V. M. P., Zeviani, W. M., e Pessoni, P. T. (2012) Alterações físico-químicas e movimentação de íons em Latossolo gibbsítico sob doses de gesso. *Bragantia*, 71(1), 75–81. doi:10.1590/S0006-87052012005000006
- Shaheen, S. M., Tsadilas, C. D., e Rinklebe, J. (2013) A review of the distribution coefficients of trace elements in soils: Influence of sorption system, element characteristics, and soil colloidal properties. *Advances in Colloid and Interface Science*, 201–202, 43–56. doi:10.1016/j.cis.2013.10.005
- Sharma, P., Singh, G., Sarkar, S. K., e Singh, R. P. (2015) Improving soil microbiology under rice-wheat crop rotation in Indo-Gangetic Plains by optimized resource management. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(3). doi:10.1007/s10661-015-4338-4

- Shi, J. Y., Yuan, X. F., Lin, H. R., Yang, Y. Q., e Li, Z. Y. (2011) Differences in soil properties and bacterial communities between the rhizosphere and bulk soil and among different production areas of the medicinal plant *Fritillaria thunbergii*. *International Journal of Molecular Sciences*, 12(6), 3770–3785. doi:10.3390/ijms12063770
- Silva, M. L. do N., Libardi, P. L., e Gimenes, F. H. S. (2018) Soil water retention curve as affected by sample height. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 42(0), e0180058. doi:10.1590/18069657rbcS20180058
- Šimůnek, J., Van Genuchten, M. T., Sejna, M., Toride, N., e Leij, F. J. (1999) The STANMOD computer software for evaluating solute transport in porous media using analytical solutions of convection-dispersion equation. (Agricultural Research Service, Ed) USDA. Riverside, California.
- Smalla, K., Wieland, G., Buchner, A., Zock, A., Parzy, J., Roskot, N., Heuer, H., e Berg, G. (2001) Bulk and rhizosphere soil bacterial communities studied by denaturing gradient gel electrophoresis: Plant-dependent enrichment and seasonal shifts revealed. *Applied and environmental microbiology*, 67(10), 4742–4751. doi:10.1128/AEM.67.10.4742
- Souza, A. de, Govea-Alcaide, E., Masunaga, S. H., Fajardo-Rosabal, L., Effenberger, F., Rossi, L. M., e Jardim, R. F. (2019) Impact of Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> nanoparticle on nutrient accumulation in common bean plants grown in soil. *SN Applied Sciences*, 1(4), 1–8. doi:10.1007/s42452-019-0321-y
- Sposito, G. (1984) The surface chemistry of soil. Oxford University Press., New York.
- Stirzaker, R. J., Passioura, J. B., e Wilms, Y. (1996) Soil structure and plant growth: Impact of bulk density and biopores. *Plant and Soil*, 185(1), 151–162. doi:10.1007/BF02257571
- Stott, D. E., Andrews, S. S., Liebig, M. A., Wienhold, B. J., e Karlen, D. L. (2010) Evaluation of  $\beta$ -Glucosidase Activity as a Soil Quality Indicator for the Soil Management Assessment Framework. *Soil Science Society of America Journal*, 74(1), 107–119. doi:10.2136/sssaj2009.0029
- Stumpf, L., Pauletto, E. A., Costa de-Castro, R. C., Spinelli-Pinto, L. F., Fontana-Fernandes, F., Stumpf da-Silva, T. S., Vaz-Ambus, J., Furtado-Garcia, G., Rodrigues de-Lima, C. L. R., e Nunes, M. R. (2014) Capability of grass in recovery of a degraded area after coal mining. *Agrociencia*, 48(5), 477–487.

- Tabatabai, M. A. (1994) Soil enzymes. R. W. WEAVER, A. SCOTT, & P. J. BOTTOMELEY (Eds), *Methods of soil analysis: microbiological and biochemical properties* (p. 775–833). Madison, Soil Science Society of America. doi:10.2136/sssabookser5.2
- Tabatabai, M. A., e Bremner, J. M. (1969) Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 1(4), 301–307. doi:10.1016/0038-0717(69)90012-1
- Teixeira, P. C., Donagemma, G. K., Fontana, A., e Teixeira, W. G. (2017) Manual de métodos de análise de solo. Embrapa, 3, 573 p.
- Tisdall, J. M., e Oades, J. M. (1979) Stabilization of soil aggregates by the root systems of ryegrass. *Australian Journal of Soil Research*, 17(3), 429–441. doi:10.1071/SR9790429
- Tisdall, J. M., e Oades, J. M. (1982) Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33(2), 141–163. doi:10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x
- Turner, B. L., Hopkins, D. W., Haygarth, P. M., e Ostle, N. (2002) B-Glucosidase Activity in Pasture Soils. *Applied Soil Ecology*, 20(2), 157–162. doi:10.1016/S0929-1393(02)00020-3
- USDA. (2014) Keys to Soil Taxonomy. (USDA-NRCS, Ed) (12<sup>a</sup> ed). Washington, DC.
- Van Genuchten, M. T. (1980) A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(5), 892–898. doi:10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x
- Van Genuchten, M. T. (1981) Non-equilibrium transport parameters from miscible displacement experiments. (U.S. Salinity Laboratory, Ed). USDA, Riverside, California.
- Van Genuchten, M. T., Leij, F. J., e Yates, S. R. (1991) The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. Version 1.0. Riverside, California: [s.n.].
- Van Genuchten, M. T., Šimůnek, J., Leij, F. J., Toride, N., e Šejna, M. (2012) STANMOD: Model Use, Calibration, and Validation. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 55(4), 1353–1366. doi:10.13031/2013.42247
- van Raij., B., Cantarella, H., Quaggio, J. A., e Furlani, A. M. C. (1997) Boletim técnico 100: Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo. (B. van Raij., H. Cantarella, J. A. Quaggio, & A. M. C. Furlani, Eds) (2<sup>a</sup> ed). Instituto Agrônômico/Fundação IAC, Campinas.

- van Veelen, A., Tourell, M. C., Koebernick, N., Pileio, G., e Roose, T. (2018) Correlative visualization of root mucilage degradation using X-ray CT and MRI. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 1–9. doi:10.3389/fenvs.2018.00032
- Vance, E. D., Brookes, P. C., e Jenkinson, D. S. (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(6), 703–707. doi:10.1016/0038-0717(87)90052-6
- Vilela, N. M. S., Thebaldi, M. S., Leal, B. D. P., Silva, A. V., e Martins, I. P. (2018) Transport parameters of potassium from different sources in soil columns. *Engenharia Agrícola*, 38(1), 135–141. doi:10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v38n1p135-141/2018
- Volf, M. R., Guimarães, T. M., Scudelletti, D., Cruz, I. V., e Rosolem, C. A. (2018) Potassium Dynamics in Ruzigrass Rhizosphere. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 42(0). doi:10.1590/18069657rbc20170370
- Vries, E. T., Raouf, A., e Van Genuchten, M. T. (2017) Multiscale modelling of dual-porosity porous media; a computational pore-scale study for flow and solute transport. *Advances in Water Resources*, 105, 82–95. doi:10.1016/j.advwatres.2017.04.013
- Walker, T. S., Bais, H. P., Grotewold, E., e Vivanco, J. M. (2003) Root Exudation and Rhizosphere Biology. *Plant Physiology*, 132, 44–51. doi:10.1104/pp.102.019661
- Wang, S., Srivastava, A. K., Wu, Q. S., e Fokom, R. (2014) The effect of mycorrhizal inoculation on the rhizosphere properties of trifoliolate orange (*Poncirus trifoliata* L. Raf.). *Scientia Horticulturae*, 170, 137–142. doi:10.1016/j.scienta.2014.03.003
- Wang, S., Wu, Q. S., e He, X. H. (2015) Exogenous easily extractable glomalin-related soil protein promotes soil aggregation, relevant soil enzyme activities and plant growth in trifoliolate orange. *Plant, Soil and Environment*, 61(2), 66–71. doi:10.17221/833/2014-PSE
- Whalley, W. R., Riseley, B., Leeds-Harrison, P. B., Bird, N. R. A., Leech, P. K., e Adderley, W. P. (2005) Structural differences between bulk and rhizosphere soil. *European Journal of Soil Science*, 56(3), 353–360. doi:10.1111/j.1365-2389.2004.00670.x
- White, P. J., e Broadley, M. R. (2001) Chloride in soils and its uptake and movement within the plant: A review. *Annals of Botany*, 88(6), 967–988. doi:10.1006/anbo.2001.1540
- Whitney, D. L., e Evans, B. W. (2010) Abbreviations for names of rock-forming minerals. *American Mineralogist*, 95(1), 185–187. doi:10.2138/am.2010.3371

- Wright, S. F., Franke-Snyder, M., Morton, J. B., e Upadhyaya, A. (1996) Time-course study and partial characterization of a protein on hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi during active colonization of roots. *Plant and Soil*, 181(2), 193–203. doi:10.1007/BF00012053
- Wright, S. F., e Upadhyaya, A. (1998) A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant and Soil*, 198(1), 97–107. doi:10.1023/A:1004347701584
- Wu, Q. S., Cao, M. Q., Zou, Y. N., e He, X. H. (2014) Direct and indirect effects of glomalin, mycorrhizal hyphae, and roots on aggregate stability in rhizosphere of trifoliolate orange. *Scientific Reports*, 4, 1–8. doi:10.1038/srep05823
- Xiang, H., Guo, L., Zhang, J., Zhao, B., e Wei, H. (2018) In situ earthworm breeding to improve soil aggregation, chemical properties, and enzyme activity in papayas. *Sustainability*, 10(4). doi:10.3390/su10041193
- Yanai, R. D., Majdi, H., e Park, B. B. (2003) Measured and modelled differences in nutrient concentrations between rhizosphere and bulk soil in a Norway spruce stand. *Plant and Soil*, 257(1), 133–142. doi:10.1023/A:1026257508033
- Zarebanadkouki, M., Ahmed, M. A., e Carminati, A. (2016) Hydraulic conductivity of the root-soil interface of lupin in sandy soil after drying and rewetting. *Plant and Soil*, 398(1–2), 267–280. doi:10.1007/s11104-015-2668-1
- Zarebanadkouki, M., Ahmed, M., Hedwig, C., Benard, P., Kostka, S. J., Kastner, A., e Carminati, A. (2018) Rhizosphere hydrophobicity limits root water uptake after drying and subsequent rewetting. *Plant and Soil*, 428(1–2), 265–277. doi:10.1007/s11104-018-3677-7
- Zarebanadkouki, M., Fink, T., Benard, P., e Banfield, C. C. (2019) Mucilage Facilitates Nutrient Diffusion in the Drying Rhizosphere. *Vadose Zone Journal*, 18(1), 1–13. doi:10.2136/vzj2019.02.0021
- Zarebanadkouki, M., Kroener, E., Kaestner, A., e Carminati, A. (2014) Visualization of root water uptake: Quantification of deuterated water transport in roots using neutron radiography and numerical modeling. *Plant Physiology*, 166(2), 487–499. doi:10.1104/pp.114.243212
- Zhu, Y., Ali, A., Dang, A., Wandel, A. P., e Bennett, J. M. L. (2019) Re-examining the flocculating power of sodium, potassium, magnesium and calcium for a broad range of soils. *Geoderma*, 352, 422–428. doi:10.1016/j.geoderma.2019.05.041

Zickenrott, I.-M., Woche, S. K., Bachmann, J., Ahmed, M. A., e Vetterlein, D. (2016) An efficient method for the collection of root mucilage from different plant species - A case study on the effect of mucilage on soil water repellency. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 179, 294–302. doi:10.1002/jpln.201500511

Zörb, C., Senbayram, M., e Peiter, E. (2014) Potassium in agriculture - Status and perspectives. *Journal of Plant Physiology*, 171(9), 656–669. doi:10.1016/j.jplph.2013.08.008