

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

**Movimento de soluto em solo sob diferentes manejos**

**Tamires Teles de Souza**

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

**Piracicaba  
2023**

**Tamires Teles de Souza**  
**Engenheira Agrônoma**

**Movimento de soluto em solo sob diferentes manejos**  
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**  
**2023**

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

Souza, Tamires Teles de

Movimento de soluto em solo sob diferentes manejos / Tamires Teles de Souza. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2023.

74 p.

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

1. Deslocamento miscível 2. Potássio 3. Manejo do solo 4. Plantio convencional 5. Plantio direto I.  
Título

## **DEDICATÓRIA**

Dedico este trabalho a Deus, por conduzir-me em todos os momentos da minha vida e, especificamente, pela oportunidade de realizar este estudo.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, com seu imenso amor e infinida bondade, por me conduzir e direcioar em todos os momentos da minha vida;

À minha família, pelo amor e apoio ao longo de toda minha vida.

Ao professor Paulo Leonel Libardi, pela valiosa orientação, paciência e ensinamentos transmitidos, pelo exemplo de conduta profissional e pessoal e pela amizade.

A Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo (ESALQ/USP) e ao programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas da ESALQ/USP.

Aos professores das disciplinas cursadas durante a minha formação.

Aos amigos e colegas de orientação: Aline Martineli Batista, Camila Cassante de Lima, Maria Laiane do Nascimento Silva, Gabriela Hellmeister, Cezar Augusto Medeiros Rebouças e Thaís Nascimento Pessoa.

Ao Laboratório de Física do Solo, da ESALQ/USP, em especial ao técnico Reginando Natalino Nogueira (Rossi).

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudos.

Ao João Leonardo Corte Baptistella, por todo apoio e incentivo durante este período.

A Thaís Fagundes Matioli, pela amizade.

Ao professor Ole Wendroth pela oportunidade de intercâmbio no “Department of Plant and Soil Sciences, University of Kentucky” e aos técnicos Jason Walton e Martin VanDiviere.

A todas as amizades adquiridas no Brasil e nos Estados Unidos durante este período e a todos que de alguma forma contribuíram para a execução e conclusão deste trabalho.

**Muito obrigada!**

## SUMÁRIO

<b>RESUMO .....</b>	<b>6</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>7</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>11</b>
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>13</b>
2.1 O SOLO COMO MEIO DE CRESCIMENTO E DESENVOLVIMENTO DAS PLANTAS.....	13
2.2 PROPRIEDADES DO SOLO SOB DIFERENTES MANEJOS .....	15
2.3 DISPONIBILIDADE E MOVIMENTO DA ÁGUA NO SOLO .....	17
2.4 DESLOCAMENTO MISCÍVEL NO SOLO .....	20
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>27</b>
3.1 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO SOLO.....	27
3.2 ESTABILIDADE ESTRUTURAL DO SOLO.....	28
3.3 CURVA DE RETENÇÃO DA ÁGUA NO SOLO.....	29
3.4 FRACIONAMENTO FÍSICO DA MATÉRIA ORGÂNICA NO SOLO.....	31
3.5 PREPARO DAS COLUNAS DE SOLO PARA O ESTUDO DO DESLOCAMENTO MISCÍVEL.....	32
3.6 PROBLEMA DE VALOR DE CONTORNO E “BREAKTHROUGH CURVE” .....	34
3.7 DETERMINAÇÃO DOS ÍONS NO EFLUENTE .....	36
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>37</b>
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO SOLO .....	37
4.2 ESTABILIDADE ESTRUTURAL DO SOLO .....	42
4.3 CURVA DE RETENÇÃO DA ÁGUA NO SOLO.....	45
4.4 DESLOCAMENTO MISCÍVEL EM AGREGADOS MENORES QUE 2 MM.....	51
4.5 DESLOCAMENTO MISCÍVEL EM AGREGADOS DE TAMANHO 2 MM – 4,76 MM.....	59
<b>5. CONCLUSÕES .....</b>	<b>67</b>
<b>6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>69</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>70</b>

## RESUMO

### Movimento de soluto em solo sob diferentes manejos

O manejo do solo é muito importante para obtenção de êxito na produtividade agrícola e para a manutenção do solo com adequado potencial produtivo. Atualmente, o sistema de produção agrícola baseia-se fundamentalmente nos sistemas de plantio convencional e plantio direto. O movimento da solução no solo e sua interação e de seus solutos (bem como de possíveis outras substâncias presentes na solução) com a matriz do solo são de fundamental importância ao estabelecer práticas de manejo no sistema solo-água-plantas. Uma maneira de se verificar o potencial de movimentação de um nutriente no solo é por meio de estudos do deslocamento miscível de íons em colunas de solo, que são de suma importância para a compreensão e interpretação do transporte e das possíveis transformações destes íons durante o movimento da solução no solo. Objetiva-se, portanto, com este trabalho estudar, com o auxílio desta ferramenta, o deslocamento dos íons potássio e cloreto em agregados de dois tamanhos (menores que 2mm e de 2-4,76mm) oriundos de um solo sob os sistemas de manejo convencional e plantio direto, homogênea e acondicionados em colunas. O solo é um Latossolo Vermelho cujas amostras foram coletadas da camada superficial 0-0,25 m. A fonte dos íons potássio e cloreto foi o cloreto de potássio (KCl), aplicado na forma de pulso. Os dados foram ajustados a um modelo computacional analítico. Com base nos resultados, pode-se concluir que i) as amostras dos agregados do solo sob plantio direto apresentaram maior estabilidade de agregação em comparação às amostras de solo sob plantio convencional, ii) a análise comparativa de disponibilidade de água no solo com amostras deformadas (agregados menores que 2mm) mostrou resultados bastante semelhantes entre os dois sistemas de manejo, iii) no estudo do deslocamento miscível, tanto para a coluna de agregados menores que 2 mm como para a de agregados de 2-4,76 mm, houve maior adsorção do íon  $K^+$  às amostras do solo sob plantio direto, em vista do teor de matéria orgânica, e com maior interação para a coluna de agregados menores que 2 mm; infere-se que a amostra dos agregados do solo sob plantio convencional apresentou maior potencialidade de lixiviação de íons  $K^+$ ; no caso do íon  $Cl^-$ , este teve um comportamento de exclusão do solo, facilitando o seu movimento, independentemente do tamanho dos agregados e do tipo de manejo (convencional e plantio direto).

Palavras-chave: Deslocamento miscível, Potássio, Plantio convencional, Plantio direto.

## ABSTRACT

### Solute movement in soil under different managements

Soil management is very important to obtain successful agricultural productivity, and to maintain the soil with adequate productive potential. Currently, the agricultural production system is fundamentally based on conventional and no-till farming systems. The movement of the solution and its interaction and of its solutes (as well as possible other substances in solution) with the soil matrix are of fundamental importance when establishing management practices in the soil-water-plant system. One way to verify the potential movement of a nutrient in the soil is through miscible displacement studies of ions in soil columns, which are of very importance for the understanding and interpretation of the transport and possible transformations of these ions during the movement of the solution in the soil. Therefore, the aim of this work was to study, with the help of this tool, the displacement of potassium and chloride ions in aggregates of two sizes (less than 2 mm and 2-4.76 mm), homogeneously packed in columns, from a soil under conventional management and no-till farming systems. The soil is an, Oxisol from which samples were collected from the 0-0.25 m surface layer. The source of potassium and chloride ions was potassium chloride (KCl), applied as a pulse. The data were fitted to an analytical computer model. Based on the results, it could be concluded that i) soil samples under no-till presented better aggregation than soil under conventional tillage and their aggregates presented greater stability, ii) the comparative analysis of the soil water availability using disturbed samples (aggregates small than 2 mm) showed very similar results between the two management systems, iii) in the miscible displacement study, for both columns of aggregates smaller than 2 mm and that of aggregates of 2-4, 76 mm, there was greater adsorption of  $K^+$  ion in the soil aggregates under no-till, in view of the organic matter content, and with greater interaction for the column of aggregates smaller than 2 mm; hence it can be inferred that the aggregate columns from the soil under conventional system presented a greater potential for leaching of  $K^+$  ions; in the case of  $Cl^-$  ion, it had a behavior of exclusion from the soil, facilitating its movement, regardless of aggregate size and type of management (conventional and no-tillage).

**Keywords:** Miscible displacement, Potassium, Conventional tillage, No-tillage.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema ilustrativo do experimento de deslocamento miscível. ....	34
Figura 2. Fracionamento da areia total presente nas amostras de solo do plantio convencional e plantio direto. ....	40
Figura 3. Argila prontamente dispersa em água (APDA), em NTU/(g/L), em amostras de solo sob plantio convencional e plantio direto, com diferentes tamanhos de agregados.....	43
Figure 4. Argila mecanicamente dispersa em água (AMDA), em NTU/(g/L), em amostras de solo sob plantio convencional e plantio direto, com diferentes tamanhos de agregados.....	44
Figure 5. Curva de retenção da água no solo para amostras deformadas do solo sob plantio convencional.....	47
Figura 6. Curva de retenção de água no solo para amostras deformadas do solo sob plantio direto.....	47
Figura 7. Capacidade de campo, CC ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) correspondente a $\phi_m = -10 \text{ kPa}$ , Ponto de Murcha Permanente, PMP ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) correspondente a $\phi_m = -1500 \text{ kPa}$ e Intervalo de Água Disponível, IAD = CC - PMP ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ).....	48
Figura 8. Curvas da função de frequência acumulada de raios obtidas com amostras deformadas para solo de plantio convencional e plantio direto. ....	49
Figura 9. Curvas da função de frequência de raios por intervalo de logaritmo do raio obtidas com amostras deformadas para o solo sob plantio convencional e sob plantio direto. ....	49
Figura 10. Porcentagem de macroporos, mesoporos, microporos e ultramicroporos para as amostras com estrutura deformada do solo sob os manejos convencional e plantio direto.....	50
Figura 11. Densidade dos agregados do solo ao longo da coluna para o estudo do deslocamento miscível dos íons em amostras de solo sob os plantios convencional e direto. ....	52
Figura 12. BTC do íon $\text{K}^+$ em agregados de solo menores que 2 mm (TFSA) de amostras sob os plantios convencional e direto. ....	54
Figura 13. BTC do íon $\text{Cl}^-$ em agregados menores que 2 mm em amostras de solo sob o plantio convencional e o plantio direto. ....	55
Figure 14. Perfis de densidade nas colunas de agregados (2-4,76 mm) de amostras de solo sob os plantios convencional e direto. ....	59
Figure 15. Curvas de distribuição do íon $\text{K}^+$ observadas e ajustadas pelo modelo STANMOD para agregados de tamanhos no intervalo 2 - 4,76 mm de amostras de solo sob os plantios convencional e direto. ....	61
Figure 16. Curvas de distribuição da concentração relativa do íon $\text{Cl}^-$ observadas e ajustadas pelo modelo STANMOD para agregados de tamanhos no intervalo 2 - 4,76 mm de amostras de solo sob os plantios convencional e direto.....	62

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Fração e tamanho ( $\mu\text{m}$ ) das partículas obtidas no fracionamento físico da matéria orgânica do solo. ....	32
Tabela 2. Propriedades químicas do solo utilizado (TFSA).....	38
Tabela 3. Densidade do solo, densidade das partículas, porosidade total e análise granulométrica, em porcentagem (%), dos solos estudados sob os manejos de plantio direto e plantio convencional. ....	39
Tabela 4. Percentual (%) da fração orgânica dos solos estudados sob os manejos plantio direto e plantio convencional.....	41
Tabela 5. Parâmetros da Equação 21 ajustada aos dados experimentais, para as amostras com estrutura deformada do solo sob os plantios convencional e plantio direto.....	46
Tabela 6. Macroporosidade, mesoporosidade, microporosidade e ultramicroporosidade, em porcentagem para as amostras com estrutura deformada do solo sob os manejos convencional e plantio direto.....	50
Tabela 7. Valores referentes ao cálculo do fluxo da solução nas colunas de agregados de tamanho menor que 2 mm do solo sob os plantios convencional e direto. ....	52
Tabela 8. Parâmetros de transporte dos íons $\text{K}^+$ e $\text{Cl}^-$ em colunas de agregados de tamanhos menores que 2 mm (TFSA) do solo sob os plantios convencional e direto. ....	57
Tabela 9. Análise química do solo utilizado para o estudo do deslocamento miscível (testemunha) e do solo da coluna, dividido em três profundidades. ....	58
Tabela 10. Valores referentes ao cálculo do fluxo da solução nas colunas de agregados de tamanho entre 2 e 4,76 mm do solo sob os plantios convencional e direto. ....	60
Tabela 11. Parâmetros de transporte dos íons $\text{K}^+$ e $\text{Cl}^-$ em colunas de agregados de tamanhos menores que 4,76 mm e maiores que 2 mm do solo sob os plantios convencional e direto. ....	64
Tabela 12. Análise química do solo utilizado para o estudo do deslocamento miscível (testemunha) e do solo da coluna, dividido em 5 profundidades. ....	66



## 1. INTRODUÇÃO

O solo é composto de uma parte sólida ou matriz do solo e de um espaço poroso, este último preenchido por uma solução aquosa denominada água ou solução no solo e uma solução gasosa denominada ar no solo. É nesse sistema sólidos-solução-ar que ocorre o desenvolvimento das raízes das plantas. A disponibilidade de nutrientes para as plantas assim como as propriedades físicas do solo estão diretamente relacionadas com o tipo de manejo agrícola adotado, sendo fundamental nas relações solo-água-planta. A estrutura da parte sólida exerce um papel fundamental para o crescimento e desenvolvimento das plantas, influenciando processos como infiltração, reciclagem e absorção de nutrientes, penetração das raízes e transporte de solutos.

O manejo do solo é uma etapa crucial para o crescimento e desenvolvimento das plantas e, como consequência, para garantir produtividades satisfatórias e compensadoras. É responsável por manter o solo com sua qualidade (a física, a química e a biológica) e, portanto, com sua capacidade de produção conservada para os cultivos seguintes. Atualmente, o sistema de produção agrícola baseia-se no manejo convencional, em que há o intenso revolvimento do solo, e no plantio direto, que prioriza o mínimo revolvimento do solo, a manutenção da palhada na superfície do solo e a adoção da rotação de culturas. Para isso, se faz necessário a avaliação e comparação destes dois sistemas, para auxiliar na tomada de decisões para aumentar a produtividade das culturas agrícolas.

A água presente no espaço poroso do solo nunca é quimicamente pura pois, durante sua permanência no interior deste espaço tende a dissolver solutos incluindo produtos solúveis de material orgânico e mineral. Por outras palavras, o movimento simultâneo da solução e seus solutos no solo e a compreensão dos processos envolvidos neste movimento, bem como as interações iônicas entre a solução e a matriz do solo são de fundamental importância ao estabelecer práticas de manejo no sistema solo-água-planta.

O movimento de espécies químicas dissolvidas no solo é influenciado por uma ampla variedade de processos físicos e químicos. Uma maneira de se verificar o potencial de movimentação de um nutriente no solo é por meio de estudos do deslocamento miscível de íons em colunas de solo, que são de suma importância para a compreensão e interpretação do transporte e das possíveis transformações destes íons durante o movimento da solução no solo.

A disponibilidade e absorção de nutrientes pelas plantas são controladas tanto pelo transporte no solo quanto pelos mecanismos de absorção pelas plantas de modo que as interações físicas e químicas dos solutos no solo desempenham um papel importante na gestão de fertilizantes. O processo do deslocamento miscível de solutos tem sido estudado sob diferentes

condições de saturação do solo, o qual não está apenas relacionado com a distribuição de nutrientes em solução ao longo do perfil de solo, mas também com a lixiviação de nutrientes. Além disso, durante o deslocamento, os solutos interagem com a matriz sólida do solo em uma sucessão cíclica contínua de processos físicos e químicos inter-relacionados.

O arranjo geométrico das partículas que constituem a matriz do solo está diretamente relacionado com o espalhamento ou dispersão do soluto. Os solutos movem-se não apenas carregados pelo fluxo da solução, mas também em resposta ao seu gradiente de concentração e durante o movimento interagem física e quimicamente com a matriz do solo. Desse modo, a compreensão do deslocamento miscível de solutos, e portanto também dos fertilizantes no solo, permitem que se avalie os benefícios deste deslocamento para a agricultura, com a minimização de possíveis danos que possam causar ao ambiente no que diz respeito à contaminação de águas subterrâneas. Ainda referente à importância do estudo e compreensão deste assunto, destacam-se a aplicação na ciclagem dos nutrientes, no uso eficiente dos nutrientes e na análise da oferta e demanda de fertilizantes que influenciam diretamente os aspectos produtivos e econômicos. As interações químicas e físicas entre a solução em movimento no solo e o material poroso do solo são, portanto, fundamentais para a compreensão dos processos que regem a natureza transitória dos solutos no solo.

Com isso, por meio das interações de processos físicos e químicos dos solutos no solo é possível analisar o comportamento dos íons em amostras de agregados de solo sob diferentes sistemas de manejo de modo a verificar se o íon potássio apresentará um movimento e comportamento distinto com relação ao manejo do solo adotado. Assim, pode-se dizer, por exemplo, se o sistema de plantio direto pode favorecer a disponibilidade e manutenção do nutriente para as plantas pela matriz do solo. O objetivo do presente trabalho foi avaliar, pela técnica do deslocamento miscível, o comportamento dos íons nutrientes potássio e cloreto em amostras de agregados de diferentes tamanhos, homogêneas e acondicionadas em colunas, de um Latossolo sob plantio convencional e plantio direto em rotação de culturas. Os objetivos específicos deste estudo foram avaliar a influência do manejo nas propriedades físicas de um Latossolo assim como, gerar subsídios para pesquisas avançadas de melhoria no uso de fertilizantes em diferentes manejo do solo.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 O solo como meio de crescimento e desenvolvimento das plantas

A vida humana e sua progressão depende do setor agrícola devido ao consumo de alimentos (Chaudhary et al., 2022). Pesquisas recentes indicam que até 2050 o crescimento global do sistema agrícola e alimentar será impulsionado pelo crescimento futuro da população, renda, demanda de biocombustíveis, pecuária e setores de alimentos processados (Baldos e Hertel, 2014). Nesta condição, será necessário aumentar a produtividade agrícola global, que é um desafio que precisa ser superado para garantir o abastecimento alimentar e energético (Sentelhas et al., 2015). Desse modo, para atender à crescente demanda populacional por alimentos, os agricultores devem estar atentos a diversos fatores que estão relacionados ao adequado crescimento e desenvolvimento das plantas.

O solo desempenha papel fundamental no funcionamento dos ecossistemas terrestres (Vogel et al., 2019). O solo abriga em seu espaço poroso quantidades variáveis de uma solução aquosa ou água no solo e de uma solução gasosa ar no solo (Hillel, 2004a), sendo nesse sistema sólidos-solução-ar onde ocorre o desenvolvimento das plantas (Dexter, 1988). As plantas necessitam de água, oxigênio, sustentação física e nutrientes para seu suprimento e estes devem ser supridos por este sistema. É importante destacar que para um solo ser considerado produtivo, proporcionando o melhor crescimento e desenvolvimento de plantas, ele deve ser o resultado da integração de fatores físicos, químicos e biológicos (Dexter, 2004).

A crescente demanda por agricultura sustentável aumentou o interesse dos agricultores em sistemas de conservação de alto rendimento (Leite et al., 2021), de modo que o termo qualidade do solo se tem tornado um assunto bastante discutido atualmente. A qualidade do solo refere-se à sua capacidade de funcionar e fornecer serviços ecossistêmicos (van Es e Karlen, 2019). Tradicionalmente, a qualidade do solo referia-se apenas às suas características químicas relacionadas à nutrição das plantas. No entanto, outras análises (físicas e biológicas) são necessárias para fornecer uma avaliação interativa sobre a qualidade do solo (Idowu et al., 2008). Desse modo, a conceituação da qualidade do solo com ênfase na integração dos processos químicos, físicos e biológicos é mais útil e abrangente para discutir o manejo do solo com base no uso de fertilizantes orgânicos e inorgânicos e na adoção de cultivos reduzido e de cobertura, rotação de culturas e outras práticas de manejo do solo e cultivo agrícola (Idowu et al., 2008). A qualidade do solo, portanto, é considerada importante para a avaliação da extensão da degradação ou melhoria do solo para a identificação de práticas de gestão para o uso sustentável (Dexter, 2004).

Vários estudos relacionam a qualidade do solo apenas às propriedades biológicas (Coyne et al., 2022). Contudo, a qualidade do solo está intimamente ligada à estrutura do solo, que influencia a mudança gasosa, retenção e infiltração de água no solo, penetração de raízes e concentração de nutrientes. Além disso, como é amplamente discutido, para saber se um solo é produtivo, seus fatores físicos, químicos e biológicos devem ser considerados, pelo fato de eles estarem interligados. Coyne et. al., (2022) descreveu a qualidade do solo como sua capacidade sustentável de funcionar como um sistema vital, reconhecendo que ele contém elementos biológicos que são fundamentais para o funcionamento do ecossistema dentro dos limites do uso da terra e do ecossistema. Mas ressaltaram também os autores que, para a comunidade microbiana se desenvolver adequadamente é necessário que as condições químicas do solo, como o pH, bem como suas condições físicas, como o teor de água e compactação sejam adequadas, ou seja, só a biologia não pode explicar a saúde do solo.

Os processos químicos e biológicos que ocorrem no solo com o crescimento das raízes das plantas, turnover da matéria orgânica, desenvolvimento da atividade microbiota e da densidade de carga catiônica no complexo de troca, estão diretamente interligados pelos processos físicos que ocorrem no solo, principalmente os relacionados à textura e à estrutura do solo. Com relação aos aspectos químicos do solo importantes para o crescimento e desenvolvimento das plantas, pode-se destacar a disponibilidade de nutrientes e o pH que estão diretamente interligados (Schneider et al., 2020). As propriedades físicas como textura, densidade do solo e capacidade de água disponível inferem sobre a porosidade do solo e outros fatores que determinam o quanto a água pode infiltrar e ser armazenada (Schneider et al., 2020). As comunidades microbianas e fúngicas presentes auxiliam na estabilização dos agregados e conseqüentemente na prevenção de processos erosivos, no processo de simbiose dos fungos micorrízicos que se ligam as raízes das plantas aumentando a resistência a seca e o acesso aos nutrientes, além de promover a biodiversidade do solo (Schneider et al., 2020).

Neste trabalho, com um foco nos aspectos físico e químico do solo, é importante destacar que a qualidade física do solo se manifesta de várias maneiras. No aspecto físico, tem-se *i)* a textura, que é a distribuição de tamanho das partículas minerais primárias do solo, e que diferentes texturas dão origem a solos com diferentes tamanhos de poro e *ii)* a estrutura, que consiste no arranjo de partículas e por conseqüência também no arranjo do espaço poroso do solo, a qual é crucial para o funcionamento do solo e fundamental nas relações solo-água-planta (Brady e Weil, 2013; Dexter, 2004; Rabot et al., 2018), influenciando a infiltração e o escoamento da água através da superfície do solo, a aeração do solo e a capacidade de enraizamento das plantas no perfil (Dexter, 1988, 2004). Com relação ao aspecto químico, é importante considerar

o pH do meio que afeta diretamente a disponibilidade de nutrientes para as plantas assim como a presença destes nutrientes no solo. A estrutura exerce, portanto, papel fundamental no crescimento e desenvolvimento das plantas, visto que influencia também na reciclagem e absorção de nutrientes, penetração das raízes e transporte de solutos (Bronick e Lal, 2005; Pardo et al., 2000; Raij, 1981). Desse modo, a disponibilidade de nutrientes para as plantas e as propriedades físicas do solo estão diretamente relacionadas com o tipo de manejo adotado (Klein e Libardi, 2002; Malvezi et al., 2015; Ribeiro et al., 2016) o que é fundamental nas relações solo-água-planta (Ferreira et al., 1999; Pagliai et al., 2004).

A estrutura é assim um indicador importante para a qualidade física do solo que, em conjunto com as propriedades hídricas do solo, atuam na capacidade de sustentação das plantas, na qualidade, movimento e retenção da água, na erosão, reciclagem e absorção de nutrientes, na penetração das raízes e no rendimento das culturas (Brady e Weil, 2013; Bronick e Lal, 2005; Libardi, 2012; Raij, 1981). Por outras palavras, a estrutura do solo é considerada uma importante propriedade agrícola. Os agregados do solo, por sua vez, constituintes da estrutura do solo são formados pela ação de várias forças com intensidades diferentes pela união das partículas sólidas aso importantes indicadores de qualidade física do solo (Brady e Weil, 2013; Bronick e Lal, 2005).

## 2.2 Propriedades do solo sob diferentes manejos

O solo é o ambiente de crescimento das plantas que retiram de seu espaço poroso água e nutrientes além de ser o suporte físico para o desenvolvimento delas. Desse modo, para que ocorra um adequado crescimento e desenvolvimento das plantas, estas precisam estar em um ambiente favorável e que possibilite desempenhar suas funções vitais e produzir satisfatoriamente. Para um solo ser considerado de qualidade e produtivo, três aspectos principais são considerados: o físico, o químico e o biológico, pelo que práticas de manejo adequadas são adotadas para cada um deles. Conforme Dexter (2004), o solo tem sua qualidade física manifestada de diversas maneiras que têm impacto direto nas suas características químicas e biológicas.

A função do solo é considerada estar relacionada principalmente a dois aspectos diferentes: *i*) a sua capacidade do solo de fornecer nutrientes na forma disponível às plantas e *ii*) a sua capacidade de armazenar nutrientes móveis dentro da zona radicular para evitar perdas por lixiviação e emissões gasosas (Vogel et al., 2019), de modo que o manejo do solo é essencial para o bom desenvolvimento das culturas agrícolas, a manutenção da qualidade do solo e a produção sustentável de alimentos (Carter e Johannsen, 2017). No entanto, dependendo do manejo, o uso



intensivo da terra pode levar à degradação da saúde do solo, o que pode comprometer as funções do ecossistema e a produtividade sustentável (Santos et al., 2021). Assim, a principal alternativa para aumentar a produção de alimentos é a utilização de técnicas agronômicas que permitam obter maior produtividade com menor uso de insumos e melhoria da saúde do solo.

O manejo do solo é responsável por manter a qualidade física e conseqüentemente, mantê-lo com potencial para obtenção de elevadas produtividades agrícolas e alta capacidade produtiva para os cultivos seguintes. Diferentes sistemas de preparo do solo induzem a diferentes mudanças nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Lv. et.al., 2023). Atualmente, o sistema de produção agrícola baseia-se no manejo convencional, em que há o intenso revolvimento do solo, e no plantio direto que prioriza o mínimo revolvimento do solo, a manutenção da palhada na superfície do solo e a adoção de rotação de culturas.

A adoção do plantio convencional muitas vezes leva a elevadas perdas de solo pelo processo erosivo, ocasionando o esgotamento de nutrientes além da perda de solo e água e de favorecer a insustentabilidade dos sistemas de produção agrícola (Huang, et. al. 2018). Por outro lado, o sistema plantio direto vem como uma alternativa de manejo sustentável do solo pois seu principal objetivo é controlar a degradação da estrutura do solo que interfere na perda de água e nutrientes (Cherobim et al., 2017; Pagliai et al., 2004), tal sistema pode reduzir a emissão de gases de efeito estufa e aumentar a produtividade de culturas agrícolas (Huang, et. al. 2018). As práticas de manejo para melhorar a armazenagem de água no solo e aumentar a disponibilidade de água durante períodos críticos de crescimento das plantas podem levar à economia da água de irrigação e aumento da resiliência das comunidades vegetais durante eventos de seca (Lepsch et al., 2019). Para um bom manejo do solo e aumento da produtividade agrícola, é importante considerar a manutenção de palhadas/plantas vivas na superfície do solo, controle de plantas daninhas e melhoria das condições físicas do solo.

A avaliação do potencial intrínseco do solo deve estar relacionada às propriedades inerentes ao solo e às condições do local, pois tudo pode ser afetado pelo manejo do solo (Vogel et al., 2019). Por outro lado, a biologia não pode ser devidamente compreendida, apreciada ou investigada sem reconhecer consistentemente o contexto químico e físico existente, pois há uma tendência de não se levar em conta o quanto a química e a física do solo são importantes, especialmente em escalas relevantes para o crescimento e a colonização microbiana (Coyne et al., 2022). De modo geral, é importante considerar o clima, as características físicas e o manejo solo na discussão sobre a qualidade do solo. Além disso, a disponibilidade de nutrientes no solo para as plantas é função do manejo, pois a absorção efetiva de nutrientes pelas raízes depende que

estes sejam oferecidos em diferentes faixas, que geralmente são maiores para culturas produtivas (Costantini e Priori, 2022).

Estudos realizados por Afshar *et al.* 2022 sugerem que é do interesse dos cientistas e produtores monitorar as mudanças nas características do solo, qualidade do solo e rendimento das culturas para garantir a viabilidade, resiliência e sustentabilidade das terras agrícolas a longo prazo. Para medir a saúde do solo são utilizados índices que dimensionam os ambientes do solo. A seleção de indicadores adequados ao escopo da avaliação e monitoramento da qualidade e saúde do solo, os métodos de análise, a elaboração e interpretação dos resultados, seu relato e as orientações dadas aos agricultores, formuladores de políticas e público ainda são objeto de estudos (Costantini e Priori, 2022).

### 2.3 Disponibilidade e movimento da água no solo

A água é um recurso escasso e essencial para manter um abastecimento alimentar adequado e um ambiente de vida para humanos, animais e plantas (Sharma e Irmak, 2021). O solo, por outro lado, é considerado como um grande “reservatório” de água e a quantificação da água nele disponível para as plantas tem sido utilizada como um indicador de qualidade física do solo (Tormena *et al.*, 2017). Isso faz com que a qualidade do solo se torne de elevada importância para a manutenção da produtividade e da longevidade produtiva dos sistemas agrícolas.

O solo é um material natural sólido e poroso cujos poros interconectados ou espaço poroso abriga quantidades variáveis de uma solução aquosa denominada água no solo e de uma solução gasosa denominada ar no solo, ou seja, o espaço poroso de um solo não-saturado é ocupado por água e ar e o de um solo saturado apenas por água (Libardi, 2018). Assim se uma camada superficial de um perfil de solo homogêneo for saturada e logo a seguir permitida a drenar, a água que drena primeiramente é a dos macroporos, também chamada de água livre. Mas, conforme a água drena e/ou evapora, é substituída pelo ar e o solo da camada vai tornando-se cada vez mais não-saturado. Um solo não-saturado, isto é, com seu espaço poroso parcialmente cheio de ar e parcialmente cheio de água, é também chamado de solo agrícola (Libardi, 2018).

De acordo com a teoria dos potenciais da água, o movimento da água no solo sob condição isotérmica ocorre em resposta a uma diferença de potencial total da água no solo: a água no solo tende a se movimentar de uma posição de maior potencial total para uma posição de menor potencial total. O potencial da água no solo é definido como o trabalho por unidade de quantidade de água necessário para transferir reversível e isotermicamente uma quantidade

infinitesimal de água padrão (solução livre idêntica à solução no solo) para o ponto do solo em consideração (Nielsen et al. 1997. Segundo Libardi (2018), o potencial total da água no solo é também definido como a diferença de energia potencial total específica da água no solo (energia potencial total por unidade da massa, volume ou peso de água no solo:  $J/kg$ ,  $J/m^3$  ou  $J/N=m$ ) e a energia potencial total específica da água padrão ( $J$  por  $kg$ , por  $m^3$  ou por  $N$  de água padrão). No solo, o potencial total da água  $\phi_t$  representa a soma de potenciais componentes, conforme a Equação 1:

$$\phi_t = \phi_g + \phi_p + \phi_m \quad (1)$$

sendo  $\phi_g$  o componente potencial gravitacional;  $\phi_p$  o componente potencial de pressão e  $\phi_m$  o componente potencial mátrico da água no solo. Evidentemente, estes componentes ( $\phi_g$ ,  $\phi_p$  e  $\phi_m$ ) também representam a energia potencial específica (gravitacional, de pressão e mátrica, respectivamente) da água no solo em relação à energia potencial específica da água padrão. O potencial de solutos (ou osmótico) não entra nesta fórmula porque ele é um dos componentes do potencial total do componente água da solução no solo, para o qual o estado padrão é água pura (Libardi, 2018).

Após a drenagem, a água ou solução é retida no espaço poroso dos agregados do solo e na superfície das suas partículas por capilaridade e adsorção, respectivamente. A retenção pelo fenômeno da capilaridade ocorre nos poros capilares dos agregados e está sempre associada a uma interface curva côncava água-ar que é ilustrada pela fórmula de Laplace. Para uma interface esférica côncava, esta fórmula, no contexto da água no solo, pode ser expressa conforme a Equação 2 a seguir (Nielsen et al. 1997, Libardi 2018).

$$\phi_m = - \frac{(2\sigma\cos\alpha)}{r} \quad (2)$$

na qual  $\sigma$  é o coeficiente de tensão superficial da água,  $\alpha$  é o ângulo de contato entre a água e o poro capilar (considerado de seção circular),  $r$  é o raio do poro e  $\phi_m$  é o potencial mátrico da água no solo na unidade energia/volume de água ( $Jm^3 = Pascal$ ), ou seja, a diferença entre a pressão (atmosférica + interna) que atua na interface curva côncava da água no poro capilar do solo não-saturado e a pressão (atmosférica + interna) que atua na interface plana da água no estado padrão (água livre).

A retenção da água por adsorção ou adesão ocorre como filmes presos à superfície das partículas de solo e é muito mais forte do que a retenção por capilaridade. Desse modo, à medida que o solo seca, a retenção por capilaridade vai diminuindo (os poros vão esvaziando) e a retenção por adsorção vai se manifestando até que permanecem apenas os filmes de água recobrando as partículas sólidas; nesta última condição, a adsorção passa a dominar o processo de retenção da água no solo não-saturado.

A adequada quantificação do movimento da água no solo é obtida pela utilização das chamadas equações de fluxo. Estas equações são desenvolvidas sob condições de regime estacionário, em que o fluxo não varia com o tempo, mas podem variar com a posição, e sob condições de regime não-estacionário ou transiente, em que o fluxo varia com o tempo e a posição considerada. Conforme Libardi, 2018, a equação de fluxo da água sob condições de regime estacionário utilizada tanto para solo saturado como não-saturado é a equação de Darcy-Buckingham (Equação 3),

$$\vec{q}_z = -K(\theta) \frac{\partial \phi_t(\theta)}{\partial z} \hat{k} \quad (3)$$

na qual  $\vec{q}_z$  ( $m/s$ ) é o vetor densidade de fluxo da água no solo na direção vertical- $z$ ,  $\phi_t(\theta) = \phi_g + \phi_m(\theta)$ , em que  $\phi_g$  ( $m$ ) é o potencial gravitacional da água no solo,  $\phi_t(\theta)$  ( $m$ ) é o potencial total da água no solo, função do conteúdo de água no solo à base de volume  $\theta$  ( $m^3/m^3$ ), porque o potencial mátrico da água no solo  $\phi_m(\theta)$  é função de  $\theta$ , ou seja, a função  $\phi_m(\theta)$  da curva de retenção da água no solo,  $K(\theta)$  ou função  $K_0(\theta)$  é a condutividade hidráulica do solo  $K$  ( $m/s$ ) em função de  $\theta$ ,  $z$  ( $m$ ) é a coordenada vertical de posição e  $\hat{k}$  é o vetor unitário na direção vertical. O sinal negativo que aparece na equação se justifica pelo fato de o vetor gradiente  $\frac{\partial \phi_t(\theta)}{\partial z} \hat{k}$  ter a mesma direção, mas o sentido inverso do vetor densidade de fluxo. É fácil verificar na Equação 3 que, na condição de solo saturado,  $\theta = \theta_s$  (o conteúdo de água no solo saturado),  $K(\theta_s) = K_0$  (a condutividade hidráulica do solo saturado),  $\phi_m(\theta_s) = \phi_p$  (o potencial de pressão da água no solo saturado), portanto,  $\phi_t = \phi_g + \phi_p$ , e  $q_z = q_{o_z}$  (o vetor densidade de fluxo da água no solo saturado).

Sob condições de regime transiente ou não-estacionário, lança-se mão da equação da continuidade, que na direção vertical é escrita conforme a Equação 4 a seguir:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial q_z}{\partial z} \quad (4)$$

A combinação da equação de Darcy-Buckingham (Equação 3) com a equação da continuidade (Equação 4) fornece a equação diferencial geral que rege o movimento da água no solo, conhecida como equação de Richards (Equação 5):

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ K(\theta) \left( \frac{\partial \phi_t}{\partial z} \right) \right] \quad (5)$$

#### 2.4 Deslocamento miscível no solo

À medida que a água se move através dos poros do solo, cátions e ânions desigualmente distribuídos nos poros são carregados juntamente com a água gerando, por consequência, um diferencial de cargas que se acumulam ao longo do comprimento do fluxo e que podem retardar o fluxo da água (Nielsen et al., 1997). Sendo assim, é correto mencionar que à medida que água se move no perfil do solo, carrega uma carga de solutos em seu fluxo convectivo, abandonando parte à medida em que os sais componentes são adsorvidos pela matriz sólida do solo, absorvidos pelas plantas ou precipitados sempre que sua concentração excede sua solubilidade, principalmente na superfície do solo durante a evaporação.

A disponibilidade e absorção de nutrientes pelas plantas é controlada tanto pelo transporte no solo quanto pelos mecanismos de absorção pelas plantas (Šimůnek e Hopmans, 2009). As interações físicas e químicas dos solutos no solo, no entanto, desempenham um papel importante na gestão de fertilizantes (Nielsen et al., 1997). Os solutos se movem não apenas com a água no solo, mas também dentro dela em resposta a gradientes de concentração. Ao mesmo tempo, os solutos reagem entre si e interagem com a matriz sólida do solo em uma sucessão cíclica contínua de processos físicos e químicos inter-relacionados. Essas interações envolvem e são fortemente influenciadas por uma variedade de fatores químicos como pH, temperatura, potencial de oxidação-redução, composição e concentração da solução no solo. Além destes fatores, também podem ser destacados processos físicos como infiltração, redistribuição, dispersão/difusão e advecção da água no solo e a absorção da água pelas plantas (Schulin et al., 1986). O transporte simultâneo de água e solutos no solo e a compreensão dos processos envolvidos neste movimento, bem como as interações iônicas entre a solução e a matriz do solo são de fundamental importância ao estabelecer práticas de manejo no sistema solo-água-plantas (Nielsen e Biggar, 1962; Ruiz et al., 2010).

O deslocamento miscível tem sido estudado em vários materiais porosos sob condições saturadas e não-saturadas em diferentes velocidades médias de fluxo (Nielsen e Biggar, 1961). Fenômenos de deslocamento miscível não são apenas relacionados com a distribuição de

nutrientes em solução ao longo do perfil de solo mas também com a lixiviação de sais e nutrientes no solo e a poluição das águas subterrâneas pela migração de solutos no solo de vários tipos, incluindo resíduos radioativos, produtos químicos tóxicos e resíduos de agroquímicos (Hillel, 2004b). Um modo, portanto, de estudar o comportamento de um nutriente na solução em movimento no solo é por meio do deslocamento miscível deste nutriente em solução, que é um importante processo para compreender e interpretar o transporte e as possíveis transformações de solutos no solo, bem como para melhor descrever a matriz sólida do solo (Nielsen e Biggar, 1962; Shukla et al., 2003).

Estando um líquido em movimento numa coluna de solo e um outro líquido diferente em composição é introduzido na coluna de solo e o efluente no final da coluna é coletado e analisado, sua composição muda com o tempo à medida que o líquido antigo é deslocado e substituído pelo novo. Se os dois líquidos não são mutuamente solúveis, o processo é chamado de deslocamento imiscível. Se, por outro lado, os dois líquidos se misturam rapidamente, como muitas soluções aquosas, o processo é chamado de deslocamento miscível. Gráficos da composição da solução de saída em função do tempo são chamados de curvas de avanço. Fenômenos de deslocamento e curvas de avanço miscíveis não são apenas de interesse teórico, mas são realmente relevantes para a solução de muitos problemas relacionados ao movimento e disponibilidade de nutrientes no solo.

O deslocamento miscível ocorre, portanto, quando dois líquidos, com características distintas, se misturam de forma que um desloca o outro enquanto se movimentam e interagem física e quimicamente com a matriz do solo (Hillel, 2004b; Kirkham, e Powers, 1972; Nielsen e Biggar, 1962). Dessa forma, as interações químicas e físicas entre os líquidos e o material poroso desempenham um papel significativo no fenômeno do deslocamento miscível que enfatiza essas interações que governam a natureza transitória dos solutos no solo (Nielsen e Biggar, 1962). Isto porque, quando o soluto interage com o material poroso durante o fluxo, a sua distribuição na solução e adsorvido é modificada (Biggar e Nielsen, 1963). É essa distribuição e sua mudança com a profundidade do solo e a quantidade de água que flui que é de particular interesse em muitos problemas agrícolas. Desse modo, o movimento de solutos no solo, especificamente os fertilizantes, sendo influenciado por uma variedade de processos físicos e químicos, faz com que a sua compreensão promova benefícios para a agricultura e minimize os danos ambientais que possam ser causados (Matsubayashi et al., 1997).

O experimento de deslocamento miscível fornece um meio de determinar as velocidades de fluxo ao nível microscópico, além de importantes informações dos fenômenos físicos e químicos que ocorrem durante o movimento (Nielsen e Biggar, 1961). A representação dos dados

do deslocamento miscível é feita pela “breakthrough curve – BTC” (Nielsen e Biggar, 1962a) que é o gráfico da concentração relativa do íon em estudo ( $C/C_0$ ) em função do número do volume dos poros do solo cheios de líquido da coluna ( $p$ ), sendo  $C$  a concentração do íon no efluente,  $C_0$  a concentração original do íon na solução antes de ser introduzida na coluna e  $p = Qt/V_0$ , isto é, a razão entre  $Qt$  ( $m^3$ ) = volume do efluente com uma vazão constante  $Q$  ( $m^3/s$ ) após o tempo  $t$  ( $s$ ) transcorrido a partir do início da adição da solução com o íon a ser deslocada (fonte do íon analisado) e  $V_0$  ( $m^3$ ) = volume dos poros do solo cheios de líquido da coluna ou simplesmente volume de poro (Nielsen e Biggar, 1961, 1962<sup>a</sup>; Kirkham, e Powers, 1972). É fácil demonstrar também que  $p = vt/L$ , em que  $v$  é a velocidade média da solução nos poros do solo e  $L$  o comprimento da coluna. A BTC fornece informações importantes sobre o comportamento dinâmico do íon em estudo relacionado às interações íon/matriz do solo.

#### 2.4.1 Modelo difusão-convecção para o deslocamento miscível

Vários modelos teóricos têm sido desenvolvidos ao longo dos anos para descrever o transporte de solutos no solo (van Genuchten e Wierenga, 1986). O modelo utilizado neste trabalho foi o de difusão-convecção pelo qual se considera que os solutos da solução no solo se movem nos poros do solo simultaneamente por dois processos principais denominados difusão e convecção (Šimůnek & Hopmans, 2009). No primeiro caso, o soluto é carregado pelo fluxo da solução e no segundo, ele ocorre por diferença de sua concentração na solução. Em sendo assim, a densidade de fluxo total de um dado soluto no solo  $J_x$  [ $kg$  (de soluto) /  $m^2$ (de solo)  $s$ ] é dada pela soma da densidade de fluxo difusivo  $f_x$  [ $kg$  (de soluto) /  $m^2$ (de solo)  $s$ ] e a densidade de fluxo convectivo  $j_x$  [ $kg$  (de soluto) /  $m^2$ (de solo)  $s$ ] deste soluto (Equação 6):

$$J_x = f_x + j_x \quad (6)$$

em que  $x$  é a coordenada horizontal de posição.

A densidade de fluxo por difusão do soluto é dada pela equação de Fick adaptada ao solo (Equação 7) e a densidade de fluxo por convecção do soluto é dada pelo produto da densidade de fluxo da solução pela concentração do soluto na solução (Equação 8), isto é,

$$f_x = -D \frac{\partial C}{\partial x} \quad (7)$$

e

$$j_x = q_x \cdot C \quad (8)$$

respectivamente, em que *i*)  $D = \gamma \tau^2 \theta D_0$ , sendo  $D$  [ $m^2$  (de solução)/ $m$  (de solo).] o coeficiente de difusão do soluto no solo,  $\gamma$  o fator para a interação iônica e viscosidade da água,  $\tau^2$  o fator para a tortuosidade,  $\theta$  o conteúdo de água no solo à base de volume e  $D_0$  [ $m^2$  (de solução).] o coeficiente de difusão do soluto na solução (sem o solo), *ii*)  $C$  [kg (de soluto)/ $m^3$  (de solução)] é a concentração de soluto na solução e *iii*)  $q_x$  [ $m^3$  (de solução)/ $m^2$  (de solo).] é a densidade de fluxo da solução no solo (equação de Darcy-Buckingham) na direção-x .

A equação da continuidade (conservação de massa) no caso do fluxo de solutos toma a forma da equação (9),

$$\frac{\partial \theta C}{\partial t} = - \frac{\partial J_x}{\partial x} \quad (9)$$

ou, tendo em conta as equações (6), (7) e (8), a Equação (9) transforma-se na Equação (10):

$$\frac{\partial \theta C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( D \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \frac{\partial q_x C}{\partial x} \quad (10)$$

A Equação 10 é a equação diferencial para o transporte de soluto pelo modelo difusão-convecção sem qualquer tipo de reação. Com reação reversível (adsorção física e troca catiônica) há que se considerar a quantidade de soluto adsorvido no solo  $S$  [kg (de soluto) / kg (de sólidos)], com o que se reescreve a Equação 10, considerando  $D$  constante com x, como (Equação 11):

$$\frac{\partial}{\partial t} (\theta C + \rho S) = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{\partial q_x C}{\partial x} \quad (11)$$

em que  $\rho$  [kg (sólidos)/ ( $m^3$  (de solo))] é a densidade do solo multiplicada por  $S$  para que  $\rho S$  tenha a mesma unidade de  $\theta C$  [kg (de soluto) /  $m^3$  (de solo)]. Se  $\theta$  e  $\rho$  forem constantes com  $t$  e  $q_x$ , a semelhança de  $D$ , também for constante com x, transforma-se a Equação 11 na Equação 12:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho}{\theta} \frac{\partial S}{\partial t} = D' \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (12)$$



em que  $D' = \frac{D}{\theta}$  = coeficiente de difusão aparente ou coeficiente de dispersão, por incluir os processos de difusão e dispersão hidrodinâmica, e  $v_x = \frac{q_x}{\theta}$  = velocidade média da solução nos poros porque os poros do solo não são todos do mesmo tamanho.

Uma reação reversível comum é a referente à isoterma de adsorção de Freundlich cuja equação é a Equação 13 a seguir:

$$S = kC^n \quad (13)$$

Sabendo que  $k$  [ $\text{m}^3$  (de solução) /  $\text{kg}$  (de sólidos)] e  $n$  (*adimensional*) são constantes. A diferenciação de  $S$  com relação a  $t$  fornece:

$$\frac{\partial S}{\partial t} = nkC^{n-1} \frac{\partial C}{\partial t} \quad (14)$$

Considerando  $n=1$  [parte reta da curva do gráfico de  $S$  em função de  $C$  pela equação de Freundlich (Equação 13)] na Equação 14 e substituindo a equação resultante desta consideração na Equação 12, obtém-se:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho}{\theta} k \frac{\partial C}{\partial t} = D' \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (15)$$

ou

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D' \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (16)$$

em que

$$R = 1 + \frac{\rho k}{\theta} \quad (17)$$

recebe o nome de fator de retardamento.

Para  $n \neq 1$ , chega-se facilmente à Equação 18,

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D'' \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v'_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (18)$$

na qual  $D'' = \frac{D'}{R}$  e  $v'_x = \frac{v_x}{R}$ , mas agora com  $R = 1 + (nk\rho C^{n-1}/\theta)$ , porquanto neste caso (Equação 18) tanto  $D''$  quanto  $v'_x$  tornam-se função de  $C$ .

As Equações 16 e 18 são as equações diferenciais para o transporte de soluto pelo modelo difusão-convecção com reação reversível.

Os parâmetros importantes a serem analisados no movimento de solutos são: fator de retardamento ( $R$ ) e o coeficiente de dispersão ( $D'$ ). O fator de retardamento ( $R$ ), segundo Freeze e Cherry (1979), representa o atraso entre a velocidade de avanço do soluto e a velocidade de avanço da frente de molhamento da solução deslocada, que indica a interação entre o soluto e os sólidos do solo. Sendo assim, quanto maior for o valor de  $R$ , maior será a interação do soluto com a superfície das partículas sólidas do solo. Para Campos e Elbachá, (1991) o  $R$  é definido como a capacidade de retenção do solo para um determinado elemento. Por outras palavras, quanto maior o valor de  $R$ , mais forte será a interação entre os íons e as cargas do solo (Pinho e Miranda, 2014).

O  $R$ , portanto, é um parâmetro que, de maneira indireta, expressa a capacidade do solo de reter íons, ou seja, o efeito da adsorção sólidos-soluto (Valocchi, 1984) e, se não há interação entre o soluto e os sólidos, o  $k$  (Equação 17) assume o valor de zero. Em alguns casos, o  $R$  pode ser menor que 1 o que indica que parte de uma fração da fase líquida participa do processo de transporte (Silva, 2013). Isso pode ocorrer quando uma substância está sujeita a exclusão aniônica em agregados de maior tamanho ou quando há a presença de água, como por exemplo no interior de agregados, que tende a não contribuir com o transporte por convecção (Silva, 2013).

É importante destacar que o número de poros correspondente ao valor 0,5 de concentração relativa é a primeira indicação de uma interação soluto-sólidos, ou seja, quando o valor 0,5 de  $C/C_0$  corresponde a um volume de poro ( $p=1$ ), significa que não há interação do soluto com a fração coloidal. Se o valor de  $p$  for maior que 1, a curva de efluente se apresenta deslocada para a direita e significa que, ao escoar no perfil de solo, parte do soluto é adsorvida, resultando em um retardamento superior a unidade. Isso confirma o dito acima de que quanto maior for o fator de retardamento, maior é a interação soluto-sólidos (Nielsen e Biggar, 1962).

Valores mais elevados de coeficiente de dispersão ( $D'$ ) estão relacionados as menores inclinações das curvas de efluente e, conseqüentemente ao alargamento da faixa de mistura entre as soluções deslocadora e deslocada no perfil de solo, tornando os acréscimos na concentração relativa baixos em relação aos acréscimos no volume de poros (Nielsen e Biggar, 1962). Valores

elevados de  $D'$  estão relacionados as menores inclinações das curvas de efluente e, conseqüentemente a maior adsorção com a matriz do solo (Nielsen e Biggar, 1962).

O estudo detalhado do efeito da competição catiônica sobre os valores do fator de retardamento e o coeficiente de dispersão, parâmetros de entrada da equação de transporte difusão-convecção, é fundamental para a compreensão do deslocamento de solutos no solo e interação íon-sólido.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Coleta e caracterização do solo

As amostras de solo utilizadas neste estudo foram coletadas na área experimental do Centro Experimental Central do Instituto Agronômico (Fazenda Santa Elisa), em Campinas, SP, Brasil, (22°54'S, 47°05'W e 669 m de altitude). O solo é classificado como Latossolo Vermelho Eutrófico férrico, argiloso a muito argiloso, bem drenado, com declividade de aproximadamente 2% (Santos, 2013). O clima da região é tropical de altitude, Cwa segundo Köppen, com temperatura média de 24 °C, verões quentes e úmidos, com pluviosidade média de 229,5 mm em janeiro, e invernos com temperaturas amenas e pluviosidade média de 28,2 mm em julho; a pluviosidade média anual é de 1.398 mm (Blain, 2009).

A área experimental possui um sistema de plantio convencional e um sistema de plantio direto. O sistema de plantio convencional consiste no plantio de culturas anuais e utilização intensiva de máquinas e implementos agrícolas. O sistema de plantio direto iniciou-se no ano agrícola de 2005/2006, utilizando parcelas com plantas de cobertura na entressafra e em pousio e cultivo posterior de culturas sobre a palhada. Foram coletadas amostras com estrutura deformada de ambos os manejos do solo, plantio convencional e plantio direto, com auxílio de trado holandês que posteriormente foram encaminhadas ao Laboratório do Departamento de Ciência do Solo da ESALQ/USP.

#### *Caracterização química do solo*

As análises químicas realizadas nas amostras de solo de cada sistema de manejo, foram: pH em água, quantificado conforme Donagema et al. (Donagema et al., 2011); cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) e potássio ( $\text{K}^+$ ) trocáveis, extraídos com acetato de amônio e determinados em espectrofotômetro de absorção atômica; acidez potencial ( $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ ), extraída com acetato de cálcio e determinada por titulometria; alumínio trocável ( $\text{Al}^{3+}$ ), extraído com cloreto de potássio ( $1 \text{ mol L}^{-1}$ ) e determinado por titulometria; fósforo (P), extraído com solução “Melich<sup>-1</sup>” e determinado por colorimetria. Com base nesses parâmetros, foram calculadas a capacidade de troca de cátions (CTC), a saturação da CTC por bases (V%) e a saturação por alumínio (m%). Foi realizada análise de matéria orgânica, conforme descrito por van Raij (1973).

#### *Caracterização mineralógica do solo*

Para a identificação qualitativa dos minerais presentes nas amostras de solo dos dois manejos (plantio convencional e plantio direto) foram separadas as frações areia, silte e argila, e posteriormente as amostras foram analisadas por difração de raios-X. A fração argila foi submetida a tratamentos para melhor resolução dos picos dos óxidos de ferro pela concentração dos óxidos de ferro e remoção de silicatos e gibbsita que também foi desferrificada para se identificar os minerais caulinita e gibbsita (Kämpf e Schwertmann, 1983). Foi feita a saturação com K para identificar a presença de minerais 2:1 entre camadas. Para a confirmação da presença do mineral de gibbsita nas amostras de solo foi feito o aquecimento da temperatura ambiente de 25°C à temperatura de 300°C; e para confirmar a presença de caulinita, as amostras foram submetidas à temperatura de 550°.

### *Caracterização física do solo*

A análise granulométrica nas amostras de solo dos dois manejos foi feita pelo método da pipeta empregando-se solução de hidróxido de sódio e hexametáfosfato de sódio como dispersantes químicos e agitação lenta a 30 rpm durante 16 horas, considerando a proporção das frações argila, silte e areia (EMBRAPA, 2017). A densidade dos sólidos  $\rho_s$  ( $\text{kg m}^{-3}$ ), que é o quociente da massa de sólidos do solo ( $m_s$ ) pelo volume de sólidos do solo ( $V_s$ ) foi realizada em amostras de solo passadas em peneira de malha 2,00 mm e secas em estufa a 105°C durante 24 h, determinando  $V_s$  pelo deslocamento de gás utilizando um picnômetro a gás hélio (Flint, 2002). A densidade do solo  $\rho$  ( $\text{kg m}^{-3}$ ), quociente de massa de sólidos do solo ( $m_s$ ) pelo volume de solo ( $V$ ) foi determinada em amostras de solo com estrutura indeformada, utilizando o extrator de Uhland.

A porosidade do solo  $\alpha$ , que é a fração do volume do volume do solo ocupada pelos poros, foi calculada partir das densidades dos sólidos  $\rho_s$  e do solo  $\rho$ , em porcentagem, pela Equação 19.

$$\alpha = \left(1 - \frac{\rho}{\rho_s}\right) 100 \quad (19)$$

### 3.2 Estabilidade estrutural do solo

A estabilidade dos agregados do solo foi avaliada: i) pelo método padrão de Yoder (1936), com as alterações propostas por Grohmann (1960) e por ii) por turbidimetria. No método padrão

(Yoder, 1936), a amostra de solo era colocada em um funil de papel filtro que era inserido em um recipiente contendo uma lâmina d'água suficiente para o umedecimento da amostra por capilaridade, durante 16 horas. Após o umedecimento, a amostra era colocada na peneira superior (de maior abertura) de um conjunto de cinco peneiras fixas umas às outras na ordem decrescente de suas aberturas (4,76 mm, 2,00 mm, 1,00 mm, 0,50 mm e 0,25 mm) acoplado a um agitador com oscilação vertical e mergulhado em um recipiente com água limpa. A lâmina de água ficava, aproximadamente, a metade da altura da peneira superior e o conjunto de peneiras oscilado a 42 oscilações por minuto, durante 15 minutos. O material retido em cada peneira era transferido, por meio de jatos de água, para latas, que eram levadas à estufa a 105°C por 24 h, para secagem e então determinação da massa do solo seco. Posteriormente, foi calculado o Diâmetro Médio Ponderado (DMP) pelo método descrito por Castro Filho et al. (1998b). O Diâmetro Médio Ponderado (DMP) é tanto maior quanto maior for a percentagem de agregados grandes retidos nas peneiras com malha de maior abertura e pode refletir a resistência do solo à erosão ou a presença de agregados grandes.

No método do turbidímetro, foi utilizado o turbidímetro modelo HACH 2100 NA, em que foram quantificadas a fração argila prontamente dispersa em água (APD) e a fração argila mecanicamente dispersa em água (AMD) (Dexter et al. 2011). Para esta determinação, eram colocados cinco gramas de solo em um frasco de 150 mL e adicionados 125 mL de água deionizada. Os frascos eram manualmente invertidos 4 vezes, para quantificar a APD e, após a quantificação da APD eram agitados a 100 rpm, horizontalmente, por 3 horas, para quantificar a AMD. Após a agitação, os frascos eram deixados em repouso por 16 horas para a sedimentação das partículas de diâmetro maior do que o da fração argila (frações areia e silte e agregados). Após esse tempo, 30 mL da suspensão eram transferidos para a célula do turbidímetro, onde a sua turbidez era medida em Nephelometric Turbidity Units (NTU). Paralelamente se media o conteúdo de água no solo para cada amostra para se calcular a massa de solo seco (MSS) utilizada na determinação da fração argila dispersa. A turbidez foi normalizada dividindo NTU pela concentração de solo seco em suspensão, conforme Equação 20. O número 125 representa o volume de água adicionado aos frascos no processo analítico ( $C; g L^{-1}$ ).

$$APD \text{ ou } AMD \frac{NTU}{C(g L^{-1})} = \frac{NTU}{100 \left( \frac{MSS}{125} \right)} \quad (20)$$

### 3.3 Curva de retenção da água no solo

As curvas de retenção da água no solo foram determinadas por meio de funis de placa porosa e câmaras de pressão de ar com placa porosa (Klute, 2018; Libardi, 2018) utilizando amostras com estrutura deformada, com três repetições. As amostras de solo foram acondicionadas em anéis de acrílico com a superfície inferior vedada com papel de filtro com a mesma densidade do solo das colunas de solo utilizadas nos experimentos de deslocamento miscível. Para os funis foram selecionados os potenciais mátricos de -0,5, -2, -4, -6, -8 e -10 kPa e para as câmaras de pressão os potenciais de -20, -40 e -80 kPa. No intuito de avaliar a distribuição do raio dos poros do solo a partir da curva de retenção com base na teoria da capilaridade (Libardi, 2018), os dados referentes às curvas de retenção foram ajustados à Equação 21 (van Genuchten, 1980). Nesta equação,  $\theta$  ( $\text{m}^3\text{m}^{-3}$ ) é o conteúdo de água a base de volume e  $\phi_m$  (Pa) é o potencial mátrico,  $\theta_s$  e  $\theta_r$  são os conteúdos de água a base de volume de saturação e residual, respectivamente, e  $\alpha$  ( $\text{Pa}^{-1}$ ),  $m$  e  $n$  são parâmetros da equação.

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + (\alpha|\phi_m|)^n]^m} \quad (21)$$

Uma vez feito o ajuste dos dados de  $\theta$  em função de  $\log \phi_m$  (curva de retenção) à equação (21), elaborou-se, conforme o modelo, a curva da frequência acumulada de raio equivalente, isto é, o gráfico de  $F$  em função do logaritmo do raio equivalente  $\log r$ . A frequência acumulada  $F$  é definida por  $F = S_R = \theta / \theta_s$ , sendo  $S_R$  a saturação relativa. Da teoria da capilaridade, o raio equivalente  $r$  é calculado por  $r = 2\sigma / \phi_m$ , sendo  $\sigma$  ( $\text{N m}^{-1}$ ) a tensão superficial da água. Com isso, a equação (21) transforma-se na Equação 22.

$$F = F_r + \frac{1 - F_r}{\left[1 + \left(\frac{2\sigma\alpha}{r}\right)^n\right]^m} \quad (22)$$

Nesta equação,  $F_r = \theta_r / \theta_s$  será aqui chamada de frequência acumulada residual.

Pelo fato de  $F$  ser a frequência *acumulada* de raio equivalente, a derivada de  $F$  com relação ao  $\log r$ , em símbolos  $dF/\log r$ , é denominada frequência de raio equivalente por unidade do logaritmo de raio equivalente  $f$  e sua equação obtida a partir da Equação 22 resulta na Equação 23 a seguir:

$$f = \frac{dF}{d \log r} = (1 - F_r) mn \left( \frac{2\sigma\alpha}{r} \right)^n \left[ 1 + \left( \frac{2\sigma\alpha}{r} \right)^n \right]^{-(m+1)} \quad (23)$$

A curva resultante do gráfico de  $f$  em função de  $\log r$  é chamada assim de curva de frequência de raio equivalente por unidade de logaritmo de raio equivalente. Matematicamente, a curva do gráfico de  $F$  em função de  $\log r$  obtida pela Equação (22) possui um ponto de inflexão, com o que sua curva diferencial (curva do gráfico de  $f$  em função do  $\log r$  obtida pela Equação 23) possui um ponto de máximo, ou seja, um  $r$  para o qual  $f$  é máximo. Este valor de  $r$ , simbolizado por  $r_{m\acute{a}x}$ , é obtido diferenciando a Equação 23 com relação a  $\log r$  e igualando o resultado a zero. No caso, a equação que se obtém é a equação 24.

$$r_{m\acute{a}x} = 2\sigma\alpha m^{\frac{1}{n}} \quad (24)$$

Além da distribuição do tamanho dos poros, os solos foram também analisados quanto à sua macroporosidade, mesoporosidade, microporosidade e ultramicroporosidade, com base na classificação do tamanho dos poros de Brewer (1964), segundo a qual: *i*) ultramicroporos são os poros com raios menores do que 2,5  $\mu\text{m}$ ; *ii*) microporos são os poros com raios entre 2,5 e 15  $\mu\text{m}$ , *iii*) mesoporos são os poros com raios entre 15 e 40  $\mu\text{m}$  e *iv*) macroporos são os poros com raios maiores do que 40  $\mu\text{m}$ .

Os dados foram analisados com base no desvio padrão amostral. A eficiência dos dados ajustados das curvas de retenção em relação ao modelo (Equação 21) foi avaliada pelo coeficiente de determinação ( $r^2$ ) e pela raiz do erro quadrático médio (RMSE=*Root of Mean Squared Error*), conforme a Equação 25 a seguir.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_{obs} - X_{ajust})^2}{n}} \quad (25)$$

em que  $X_{obs}$  são os valores observados,  $X_{ajust}$  são os valores ajustados (preditos pelo modelo) e  $n$  é o número de observações.

### 3.4 Fracionamento físico da matéria orgânica no solo

O fracionamento físico do solo é feito pela separação por densidade e tamanho das partículas organominerais primárias do solo como um todo. As técnicas de fracionamento físico



da matéria orgânica do solo baseiam-se na densidade, na granulometria e/ou na combinação de ambos os métodos (Roscoe e Machado, 2002).

O fracionamento físico da matéria orgânica no solo foi feito de acordo com Christensen (1992), cujo procedimento foi primariamente desenvolvido por Feller (1979). Para este fracionamento, as amostras de solo foram separadas em três subamostras (três repetições). Na análise, uma amostra de 20 g de solo seco ao ar passada em peneira com abertura de 2 mm foi colocada em um frasco de vidro no qual posteriormente foram adicionados 70 mL de água destilada. Em seguida, a amostra foi submetida à dispersão por 15 min em aparelho ultrassônico (Sonics Vibracell). Uma vez dispersa, a amostra foi passada por um conjunto de peneiras e separadas as frações de tamanho conforme Tabela 1. Após a separação, as amostras foram secas em estufa a 40° e pesadas em balança de precisão. Foi realizada a média final dos resultados das frações para análise do teor dos constituintes do solo.

Tabela 1. Fração e tamanho ( $\mu\text{m}$ ) das partículas obtidas no fracionamento físico da matéria orgânica do solo.

<b>Fração</b>	<b>Tamanho (<math>\mu\text{m}</math>)</b>
Fração orgânica (FO)	2000-200
Fração mineral (FM)	2000-200
Argila + silte	200-50
Fração organo-mineral (FOM)	< 50

### 3.5 Preparo das colunas de solo para o estudo do deslocamento miscível

O estudo do deslocamento miscível dos íons cloreto e potássio foi realizado utilizando amostras de solo com estrutura deformada, oriundo de solo sob plantio convencional e sob plantio direto, com partículas de diâmetro menor do que 2 mm e partículas de diâmetro na faixa de 2 a 4,76 mm. Para os agregados de diâmetro menor que 2 mm, foram utilizadas colunas de acrílico com diâmetro interno de 65 mm e altura de 15 cm e para os agregados de diâmetro de 2 a 4,76 mm, foram utilizadas colunas de acrílico com diâmetro interno também de 65 mm, mas altura de 25 cm. O estudo consistiu em um total de 4 colunas: amostras de solo de dois manejos com os dois diâmetros de agregado.

As amostras de solo, após sua coleta do campo, foram colocadas em bandejas e postas a secar à sombra em local bem arejado. A seguir, foram obtidas as amostras com os referidos agregados, nelas determinado o conteúdo de água residual e então elas foram homogeneamente

acondicionadas nas colunas de acrílico. O conhecimento do conteúdo de água residual foi necessário para a determinação da densidade média do solo nas colunas.

Para verificar a homogeneidade do acondicionamento, foi determinada a densidade do solo a cada centímetro ao longo da coluna de 15 cm e a cada 5 cm ao longo da coluna de 30 cm, pelo método da atenuação da radiação gama, a partir da equação de Beer-Lambert adaptada ao solo descrita abaixo (Equação 26).

$$I = I_0 e^{-(\mu_s \cdot \rho \cdot x + \mu_a \cdot \theta_0 \cdot x)} \quad (26)$$

em que  $I$  ( $\phi$ s) é a intensidade do feixe de radiação emergente,  $I_0$  ( $\phi$ s) é a intensidade do feixe de radiação incidente,  $\mu_s$  ( $\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$ ), determinado separadamente com amostra de solo seca, é o coeficiente de atenuação de massa de solo,  $\rho$  ( $\text{kg m}^{-3}$ ) é a densidade do solo,  $x$  ( $\text{m}$ ) é a espessura da coluna atravessada pelo feixe,  $\mu_a$  é o coeficiente de atenuação da água,  $0,0834 \text{ cm}^{-2} \text{ g}^{-1}$  e  $\theta_0$  ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) é o conteúdo residual da água no solo.

O esquema da coluna de solo pode ser observado na Figura 1. Na extremidade da coluna, parte superior e parte inferior, foram colocadas placas porosas com o intuito de manter o solo e o fluxo de água nas o mais homogêneo possível. O experimento de deslocamento miscível foi realizado na condição de solo saturado. A coluna de solo foi saturada vagarosamente de baixo para cima com água destilada para expulsão eficiente do ar, utilizando um frasco de Mariotte até a saturação completa da coluna. Após a coluna devidamente saturada, o fluxo de água era invertido passando a ser de cima para baixo por meio de uma bureta de Mariotte, a fim de percolar água até se atingir o a condição de regime estacionário. Nesta condição, foram passados 5 volumes de poros apenas com água deionizada, com o objetivo de retirar todos os íons presentes no solo e posteriormente foi aplicado um pulso, um volume de 376 mL, da solução com o íon em estudo.

Na alimentação em pulso, um volume definido (pulso) da solução do íon de concentração  $C_0$  é adicionado durante um certo tempo (deslocando a água já em movimento na coluna) e, ao final da sua adição, a água volta a ser adicionada para deslocá-lo até quando a concentração  $C$  do íon na solução efluente se torne praticamente nula. Assim que se iniciou a aplicação do pulso, iniciou-se também a coleta da solução efluente.

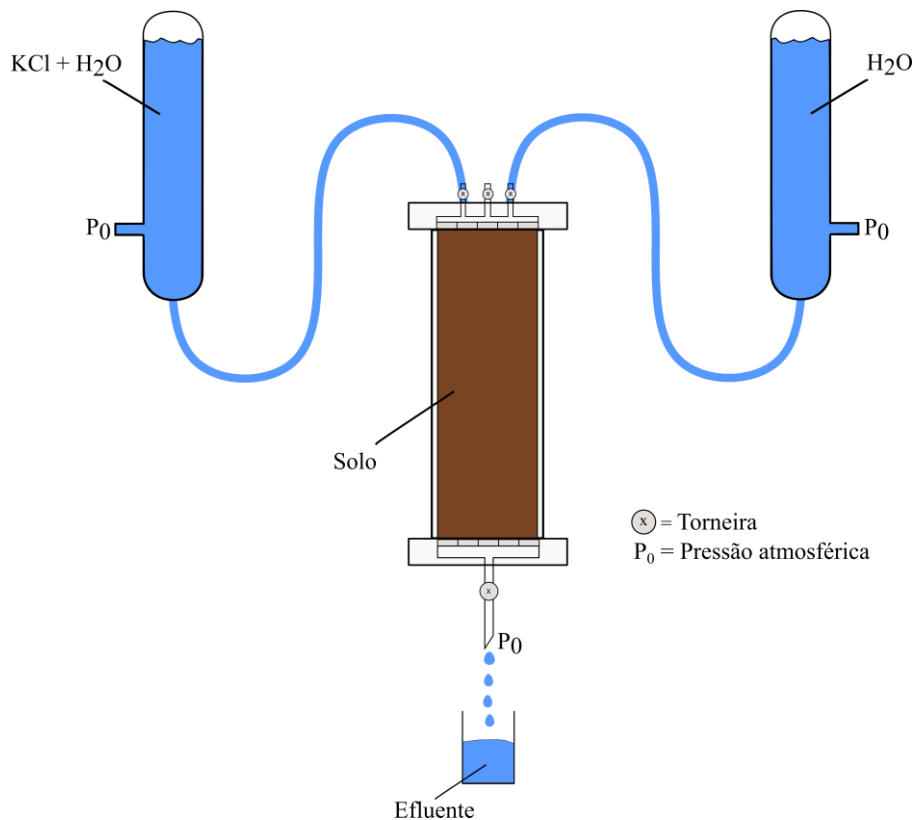


Figura 1. Esquema ilustrativo do experimento de deslocamento miscível.

### 3.6 Problema de Valor de Contorno e “Breakthrough Curve”

van Genuchten et al. (2012) descrevem sete modelos ou códigos de computador integrados no pacote de software STANMOD (“STudio of ANalytical MODels”) para avaliar o transporte de solutos no solo utilizando soluções analíticas da equação diferencial difusão-convecção. No presente trabalho foi utilizado o modelo com base na Equação 16 do referido software para analisar os valores observados das BTC. No entanto, para obter a solução analítica deste modelo, estes autores consideraram a utilização de parâmetros adimensionais. A função da solução da Equação 16 é  $C=C(x,t)$ . A ideia é assim transformar a função  $C=C(x,t)$  na  $C=C(X,p)$ , em que  $X=x/L$  e, como já definido no item 2.3,  $p=v_x t/L$ . Ao introduzir estas variáveis adimensionais ( $X$  e  $p$ ) na Equação 16, ou seja, substituir  $t$  por  $pL/v_x$  e  $x$  por  $LX$ , obtém-se a Equação (27) que, com as condições inicial e de contorno (28) para o deslocamento miscível com alimentação em pulso, constituem o problema de valor de contorno utilizado neste trabalho:

$$R \frac{\partial C}{\partial p} = \frac{1}{P} \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} - \frac{\partial C}{\partial X} \quad (27)$$

$$\begin{array}{lll}
C = 0 & X > 0 & p = 0 \\
C = C_0 & X = 0 & 0 < p < p_1 \\
C = 0 & X = 0 & p > p_1 \\
C = 0 & X \rightarrow \infty & p > 0
\end{array} \quad (28)$$

sendo  $P = \frac{v_x L}{D'}$  o número de Peclet da coluna de solo e  $p_1 = v_x t_1 / L$  o número de volume de poros correspondente ao tempo  $t_1$  de percolação do pulso da solução do íon em estudo.

O número de Peclet (Pe), como se pode notar, é um número adimensional que determina qual mecanismo - convecção ou difusão - domina o processo de transferência de solutos (Roth, 1996; Gonçalves, 2007). Baixos valores do número de Peclet indicam que o transporte de difusão domina sobre o transporte de convecção. Para maiores valores do número de Peclet, o transporte de convecção domina sobre o processo de difusão (Wang, 2002; Gonçalves, 2007).

A solução para este problema de valor de contorno é a Equação 29 a seguir (van Genuchten et al., 2012):

$$\begin{aligned}
C(X, p) = & \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[ -\frac{\sqrt{P}(RX - p)}{2\sqrt{Rp}} \right] + \frac{1}{2} e^{pX} \operatorname{erfc} \left[ \frac{\sqrt{P}(RX - p)}{2\sqrt{Rp}} \right] \\
& - \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[ \frac{\sqrt{P}[RX - (p - p_1)]}{2\sqrt{Rp}} \right] \\
& - \frac{1}{2} e^{pX} \operatorname{erfc} \left[ \frac{\sqrt{P}[RX - (p - p_1)]}{2\sqrt{Rp}} \right]
\end{aligned} \quad (29)$$

Dividindo por  $C_0$  e fazendo o  $x$  ser o comprimento da coluna  $L$ , tem-se:

$$\begin{aligned} \frac{C}{C_0} = & \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[ \frac{\sqrt{P}(R-p)}{2\sqrt{Rp}} \right] + \frac{1}{2} e^P \operatorname{erfc} \left[ -\frac{\sqrt{P}(R-p)}{2\sqrt{Rp}} \right] \\ & - \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[ \frac{\sqrt{P}[R-(p-p_1)]}{2\sqrt{R(p-p_1)}} \right] - \frac{1}{2} e^P \operatorname{erf} \left[ \frac{\sqrt{P}[R-(p-p_1)]}{2\sqrt{R(p-p_1)}} \right] \end{aligned} \quad (30)$$

A Equação 30 foi a equação utilizada para obter as “breakthrough curves” deste trabalho.

Os valores de  $\bar{v}_x$  e de  $p_1$  foram obtidos experimentalmente e os valores de  $P$  (e consequentemente os de  $D'$ ) e  $R$  foram obtidos por tentativas pelo ajuste das curvas pelo método dos quadrados mínimos, ou seja, os valores de  $P$  e  $R$  para os quais a curva obtida teoricamente apresentasse a menor soma dos quadrados de desvio em relação à curva obtida experimentalmente.

### 3.7 Determinação dos íons no efluente

O volume das amostras coletadas na solução efluente das colunas foi de 15mL, estimado como sendo suficiente para realizar as análises químicas posteriormente. No presente estudo foi analisado o deslocamento miscível dos íons potássio ( $K^+$ ) e cloreto ( $Cl^-$ ), utilizando como fonte cloreto de potássio ( $KCl$ ), aplicado na forma de fluxo pulso com a concentração de  $7 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , equivalente a  $273 \text{ mg/L}$ . O íon Potássio ( $K^+$ ) nas amostras de efluente foi determinado por fotometria de chama e o íon cloreto ( $Cl^-$ ) pelo método FIA (Reis e Giné, 1996). O método FIA (“Flow Injection Analysis”) consiste em um sistema analisador polivalente desenvolvido para a determinação espectrofotométrica dos íons.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Caracterização do solo

As amostras de solo coletadas para o estudo do deslocamento miscível dos íons foram submetidas às análises física, química e mineralógica para fins de caracterização e como suporte para a discussão dos resultados. Na Tabela 2 estão apresentados os resultados de propriedades químicas do solo utilizado para este estudo. A análise química foi feita utilizando terra fina seca ao ar (TFSA), que classicamente corresponde a agregados do solo de tamanho menor que 2 mm, e que foi o mesmo tipo de agregados utilizado em um dos tratamentos deste trabalho. De modo geral, as amostras de agregados do solo sob plantio convencional apresentaram elevada fertilidade, provavelmente devido a recente adição de insumos para o cultivo agrícola. Contudo, conforme o esperado, as amostras de agregados do solo sob plantio direto apresentaram elevado teor de matéria orgânica, devido à deposição da palhada no solo, que tende a promover a estabilidade aos agregados e melhorar a armazenagem e movimento da água e nutrientes no solo.

É importante destacar neste trabalho que na área onde foram coletadas as amostras de solo sob plantio convencional foram feitas calagem e adubação, que alteram as cargas elétricas do solo. A CTC do solo, um atributo de elevada importância para estudo do deslocamento miscível foi cerca de 1,2 vezes superior no solo sob plantio convencional. O pH do solo, é um fator que possui efeito indireto na atividade de  $H^+$  e afeta a disponibilidade de nutrientes para as plantas de modo que altera a solubilidade de nutrientes no solo. O aumento do pH do solo é responsável pela redução de  $H^+Al$  estando, portanto, relacionado com o aumento das cargas negativas no solo.

Tabela 2. Propriedades químicas do solo utilizado (TFSA).

Atributo	Unidade	Plantio convencional	Plantio direto
pH	CaCl <sub>2</sub>	5,9	5,7
M.O.	g dm <sup>-3</sup>	26,4	34,3
P	mg dm <sup>-3</sup>	171,2	72,8
Ca		61,1	37,3
Mg		20,0	19,0
K		4,81	3,83
H+Al	mmolc.dm <sup>-3</sup>	23,9	38,6
SB		85,9	60,1
CTC		109,8	98,7
V	%	78,0	68,0

Na Tabela 3 são apresentados os resultados de propriedades físicas do solo e que influenciam direta e indiretamente o movimento da água e nutrientes no solo. Nesta caracterização são apresentados resultados oriundos de amostra com estrutura deformada.

A densidade do solo  $\rho$  em amostras do solo sob manejo convencional foi superior (11%) ao das amostras do solo sob plantio direto, provavelmente devido ao intenso tráfego de máquinas e implementos agrícolas no local. Este comportamento faz com que haja a redução do espaço poroso do solo, principalmente pela redução de macro agregados, afetando o fluxo da água e nutrientes no solo, além de interferir no desenvolvimento do sistema radicular das plantas, provocando redução de produtividade. Em termos de manejo do solo, o aumento da  $\rho$  também pode provocar a redução de poros de maior tamanho responsáveis pela drenagem e infiltração da água no solo interferindo negativamente na produção agrícola por influenciar na disponibilidade da água e na aeração do solo.

Para o cálculo da porosidade do solo ( $\beta$ ) a partir de  $\rho$  e  $\rho_s$ , a influência de  $\rho$  foi maior do que a de  $\rho_s$ , resultando em  $\beta=50\%$  nas amostras de solo sob plantio convencional e  $\beta=54\%$  nas amostras de solo sob plantio direto, ou seja, a maior densidade do solo  $\rho$  (solo mais compactado no plantio convencional) indica que há redução do espaço poroso, principalmente dos macroporos, o que afeta as propriedades físico-hídricas do solo (Klein e Libardi, 2002). O menor valor de  $\rho_s$  das amostras de solo sob plantio direto em relação às amostras do solo sob convencional (Tabela 2), provavelmente é devido à deposição da palhada no manejo sob plantio direto de modo que no plantio convencional, devido ao intenso manejo e revolvimento do solo, a

tendência é de redução do teor da matéria orgânica pela exposição e aceleração da degradação por agentes biológicos e climáticos. Resultados semelhantes são destacados por Keller e Håkansson (2010).

Ainda que coletadas na mesma área experimental, o solo manejado convencionalmente apresentou característica argilosa enquanto o solo do plantio direto uma característica arenosa, visto que as amostras de solo sob plantio direto exibiram um percentual maior (cerca de 15%) de areia na sua composição do que o das amostras de solo sob plantio convencional. Este fator, no entanto, tem elevada influência na adsorção e retenção de íons pelas partículas sólidas do solo, influenciando a disponibilidade deles na solução do solo e conseqüentemente para as plantas.

Tabela 3. Densidade do solo, densidade das partículas, porosidade total e granulometria, nas amostras de solos estudados sob os manejos de plantio direto e plantio convencional.

	$\rho_s$	$\rho$	$\beta$	Granulometria (%)		
	g cm <sup>-3</sup>		%	areia	silte	argila
Plantio convencional	2,91	1,45	50	32,2	15,9	51,9
Plantio Direto	2,78	1,29	54	47,8	16,1	36,2

$\rho_s$  é a densidade e partículas;  $\rho$  é a densidade do solo;  $\beta$  é a porosidade total do solo.

A areia presente nas amostras de solo de ambos os manejos foi separada em diferentes frações descritas a seguir: areia muito grossa, areia grossa, areia média, areia fina e areia muito fina. Esta separação foi feita pelo fracionamento físico do solo. Os dados obtidos, no entanto, não foram significativamente diferentes entre si para os manejos plantio convencional e plantio direto, mas, conforme a Figura 2, é possível observar que houve predominância de areia na fração de tamanho 0,250 a 0,106 mm que corresponde a areia fina, seguindo pela areia da fração de 0,50 a 0,250 mm que corresponde a areia média para ambos os sistemas de manejo. Neste contexto, é importante destacar que o diâmetro do poro é proporcional ao tamanho das partículas presentes no solo (Dexter, 2003). Assim, o solo sob plantio direto tende a apresentar maior quantidade de poros maiores de modo que é importante destacar que solo com maior porcentagem de areia apresenta maior drenagem em comparação aos solos mais argilosos.



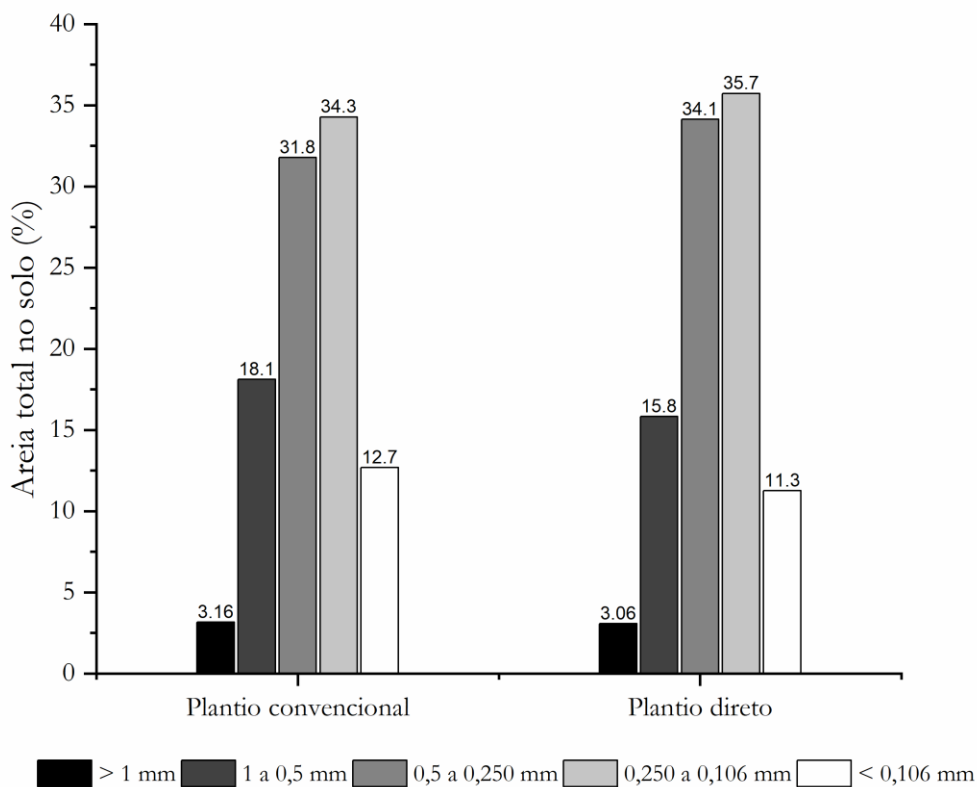


Figura 2. Fracionamento da areia total presente nas amostras de solo do plantio convencional e plantio direto.

O solo utilizado no presente estudo pertence à classe dos Latossolos, que são caracterizados como solos altamente intemperizados, de baixa fertilidade e ricos em óxidos de Fe e Al (EMBRAPA, 2018). Sendo assim, os Latossolos, devido ao avançado estágio de intemperismo, são solos bastante evoluídos e restritos em minerais primários ou secundários menos resistentes e baixa capacidade de troca de cátions na fração argila. Neste estudo, a fim de identificar qualitativamente os minerais presentes que possivelmente podem interferir no movimento de água e nutrientes nas amostras de solo sob os dois manejos agrícolas estudados, lançou-se mão da técnica de raio-X.

Tanto nas amostras do solo sob o plantio convencional e nas do solo sob o plantio direto, foram identificados, predominantemente, os minerais quartzo, hematita, caulinita, gibbsita e anatásio. Como as amostras são oriundas de solo da classe dos Latossolos, era esperada a presença destes minerais encontrados. Com isso, é importante destacar que a presença dos minerais de quartzo, caulinita e óxidos de ferro e alumínio evidenciam o intenso processo de intemperismo do solo. A presença dos seguintes minerais também justifica os elevados valores

para a densidade de partículas (Tabela 2), visto que a densidade do quartzo varia de 2,5 a 2,8 g cm<sup>-3</sup> (EMBRAPA, 2018).

Com base nos resultados expostos anteriormente, é importante destacar que a diferença observada para densidade do solo ( $\rho$ ) e porosidade ( $\beta$ ), do solo tem a ver com o manejo adotado. Embora os Latossolos apresentem baixo teor de matéria orgânica, pela análise de fracionamento físico da matéria orgânica, o solo sob o plantio direto aparentou percentual superior de fração orgânica na camada de 0-20 cm, devido a deposição da palhada e não revolvimento do solo por um período de anos consecutivos (Tabela 4).

O aumento da matéria orgânica depositada no solo tende a promover o aumento do número de cargas e, conseqüentemente, aumento da capacidade de troca de cátions (CTC) no solo. Alguns autores destacam que a deposição de materiais orgânicos no solo é uma estratégia eficaz para melhorar a eficiência do uso de nutrientes e a fertilidade do solo (Dhaliwal et al., 2019). Contudo, apesar de elevado o teor de matéria orgânica nas amostras do solo sob plantio direto, é importante considerar que ele apresenta característica arenosa (Tabela 2) e conseqüentemente, menor área superficial específica.

Na análise realizada de fracionamento físico da matéria orgânica, é possível observar (Tabela 4) que nas amostras de solo do plantio direto, há maior percentual de fração leve, ou seja, material oriundo de restos vegetais em decomposição e maior percentual de material vegetal aderido as partículas minerais do solo, conforme os valores observados na fração orgânica-mineral (FOM). As amostras do solo sob plantio direto também apresentaram valores superiores para a fração mineral (FM), o que pode ser esperado devido ao fato de as amostras do solo sob este manejo apresentarem um maior percentual da fração areia em relação às amostras do solo sob o plantio convencional. Outro fator relacionado ao teor de material orgânico depositado no solo é a densidade do solo e a porosidade (Tabela 2). Pela análise do fracionamento físico do material vegetal depositado no solo, a maior quantidade de material vegetal no solo sob plantio direto também influencia a capacidade de trocas de cargas do solo e a armazenagem e disponibilidade de água e nutrientes para as plantas.

Tabela 4. Percentual (%) da fração orgânica das amostras do solo sob os manejos plantio direto e plantio convencional.

	FO (Fração leve) 2000-200 $\mu\text{m}$	FM (Fração Pesada) 2000-200 $\mu\text{m}$	Argila + Silte 200-50 $\mu\text{m}$	FOM < 50 $\mu\text{m}$
	%			
PC	0,21	27,06	71,45	1,28

#### 4.2 Estabilidade estrutural do solo

Para a análise estrutural dos Latossolos, que são caracterizados como solos altamente intemperizados, é importante considerar suas propriedades físicas, químicas e biológicas. Nesta análise, entretanto, a avaliação estrutural é feita com base apenas nas propriedades físicas do solo. O cálculo do diâmetro médio ponderado (DMP) dos agregados, feito com base na metodologia proposta pelo método padrão (Yoder, 1936) com as alterações propostas por Grohmann (1960), apresentou os resultados estatisticamente significativos, ou seja, as amostras oriundas de solo manejado convencionalmente apresentaram valores de DMP superiores (2,44  $\mu\text{m}$ ) aos obtidos com as amostras de solo sob plantio direto (2,81  $\mu\text{m}$ ).

Sabendo que, quanto maior for a percentagem de agregados grandes retidos nas peneiras com malhas maiores, maiores também serão os valores de DMP, é possível dizer que o solo sob plantio direto deve apresentar maior macroporosidade em relação ao solo sob manejo convencional. Quanto maiores forem os agregados, portanto maior o DMP, e maiores os espaços porosos entre agregados (Castro Filho et. al., 1998). Os resultados obtidos para DMG para solo sob plantio convencional foi de 1,23  $\mu\text{m}$  enquanto para solo sob plantio convencional foi de 1,25  $\mu\text{m}$ . Sendo assim, a amostra de solo sob plantio convencional apresenta poros menores em relação as amostras de solo sob plantio direto. Nas amostras do solo sob o manejo convencional, as práticas de aração e gradagem rompem os agregados de maior tamanho e aumenta a proporção de agregados de maior tamanho no solo, com posterior aumento do peso de agregados em classes de diâmetro maiores, acarretando maiores índices de DMP. Estudos realizados por Castro Filho et. al. (1998) mostraram que o acúmulo de resíduos vegetais na superfície do solo, sob sistema de plantio direto, melhorou o estado de agregação devido ao incremento do teor de C-orgânico e que, independentemente da sucessão de culturas, os valores de DMP e DMG foram superiores em relação aos do plantio convencional. Desse modo, o aumento do teor de C-orgânico resulta em aumento dos índices de agregação pela diminuição da classe de menor diâmetro (< 0,25 mm) e aumento das classes de diâmetro maior (Castro Filho et. al., 1998a).

Ainda com a finalidade de analisar a estabilidade estrutural do solo sob diferentes manejos, fez-se o uso do aparelho turbidímetro. Para esta análise foram utilizados agregados de dois tamanhos, menores que 2 mm e com tamanho entre 2 e 4 mm, ambos em amostras do solo sob os plantios convencional e direto.

Na Figura 3 são mostrados os resultados para APDA e na Figura 4 os para AMDA. Com base nestas figuras, é possível notar que na análise realizada com as amostras de agregados de tamanho menor que 2 mm, os valores para APDA e AMDA nas amostras do solo sob plantio convencional foram superiores aos valores observados nas amostras de solo sob plantio direto. Este fato indica que o solo submetido ao intenso revolvimento, pela utilização de máquinas e implementos agrícolas, tende a ser menos estável pois há menor agregação das partículas. Este efeito também é mais pronunciado pelo fato de as amostras do solo sob plantio convencional apresentarem maior quantidade de argila na sua composição em relação as amostras do solo sob plantio direto, conforme já observado na Tabela 3. Desse modo, em termos comparativos, as amostras de solo sob plantio direto devem apresentar maior estabilidade estrutural em função da menor quantidade de argila dispersa em água.

Nas amostras de agregados de solo de tamanho de 2 a 4,76 mm os valores de APDA e AMDA foram superiores nas amostras do solo sob plantio convencional quando comparados aos do solo sob plantio direto, ou seja, o comportamento foi semelhante às amostras de agregados menores que 2 mm. Isso evidencia que nas amostras de solo sob plantio convencional há maior quantidade tanto de APDA quanto de AMDA, ressaltando a má agregação do solo quando intensamente conturbado por máquinas e implementos agrícolas.

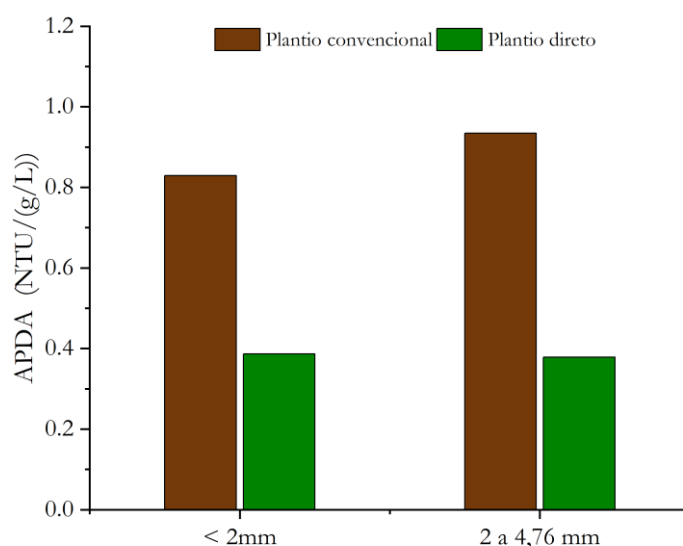


Figura 3. Argila prontamente dispersa em água (APDA), em NTU/(g/L), em amostras de solo sob plantio convencional e plantio direto, com diferentes tamanhos de agregados.

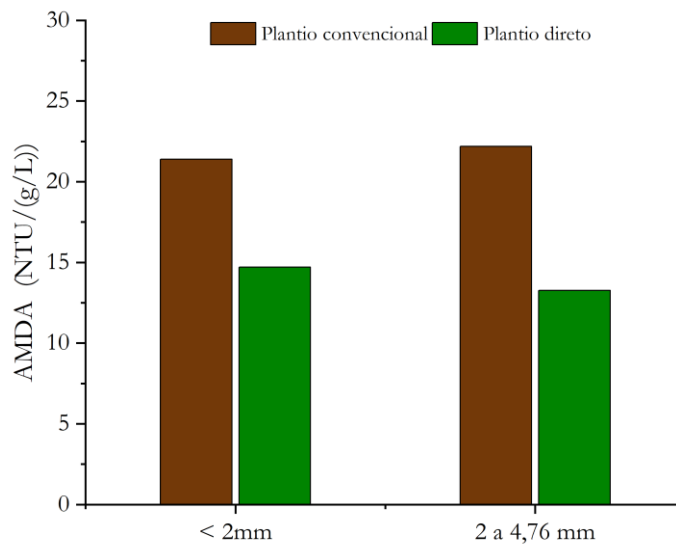


Figure 4. Argila mecanicamente dispersa em água (AMDA), em NTU/(g/L), em amostras de solo sob plantio convencional e plantio direto, com diferentes tamanhos de agregados.

É importante destacar que, na análise de estabilidade estrutural feita pelo uso do equipamento turbidímetro, as amostras do solo manejado convencionalmente apresentaram estabilidade estrutural inferior quando comparado com o solo sob plantio direto para os dois tamanhos de agregados e isso ocorreu provavelmente devido ao intenso revolvimento do solo e desestruturação dos agregados no manejo convencional, daí a maior quantidade de argila presente na amostra oriunda deste manejo.

Com isso, é possível dizer que, a água da chuva tem elevado impacto nas partículas do solo, o que favorece o processo erosivo e perda de solo e, conseqüentemente, de nutrientes, principalmente os nutrientes fortemente adsorvidos às partículas minerais do solo. Quanto maior é a quantidade de argila dispersa em água maior é a redução nas taxas de infiltração e aeração do solo podendo a estrutura do solo entrar em colapso (Dexter et al., 2011) visto que a argila se move no perfil do solo pela água de percolação (Jacobsen et. al., 1997; Etana et. al., 2009). A maior dispersão de argila evidencia uma menor estabilidade e qualidade estrutural do solo.

As amostras dos agregados do solo sob plantio direto apresentaram maior estabilidade estrutural, provavelmente devido à deposição e ao acúmulo de matéria orgânica e à ação de sistemas radiculares de diferentes culturas, com exsudatos que auxiliam na agregação e estruturação do solo e na estabilização e formação de agregados estáveis. Sabendo que o carbono orgânico interfere na dinâmica da agregação do solo, aumentando a estabilidade dos agregados

(Cosentino et al., 2006), a maior agregação em plantio direto esteve relacionada com o maior acúmulo de matéria orgânica proporcionada por esse sistema em relação as amostras sob plantio convencional (Castro Filho, et al., 1998). Altos teores de argila dispersa em água indicam que a argila está fracamente ligada nos agregados do solo, de tal forma que este solo é susceptível a dispersão e cimentação durante os processos de umedecimento e secagem (Elmholt et. al., 2000).

Em trabalhos realizados por Czyz et. al., 2012 e por Czyz e Dexter, 2015, os valores de APDA, utilizando a mesma metodologia descrita neste trabalho, foram inferiores a 1. Com base nestes valores, é possível inferir que o solo apresenta boa qualidade física, sendo que o solo sob plantio direto os valores foram próximos a zero. Contudo, ao observar os resultados obtidos para AMDA pode-se observar valores superiores e isso ocorre porque a estabilidade dos agregados diminui com o aumento da energia aplicada (Czyz e Dexter, 2015).

A manutenção da arquitetura de poros pela permanência intacta dos restos de raízes das culturas, a ação da mesofauna e macrofauna na fragmentação desses resíduos e na formação de galerias influem, por sua vez, na aeração e na movimentação descendente da água, produzindo trocas mais intensas e contribuindo para melhorar a agregação do solo no sistema de plantio direto (Castro Filho et al., 1998b). Também deve-se considerar que o aumento dos teores de carbono orgânico acarretou redução da AMDA devido as diversas influências positivas na agregação do solo, agindo como agente cimentante dos agregados (Bronick e Lal, 2005; Tisdall et. al., 1982).

#### 4.3 Curva de retenção da água no solo

Os valores dos parâmetros da Equação 21 utilizada para o ajuste dos dados experimentais das curvas de retenção para as amostras de solo com estrutura deformada sob o manejo plantio convencional (Figura 4) e plantio direto (Figura 5) utilizadas neste estudo, são apresentados na Tabela 4. Os dados obtidos se ajustaram à equação com coeficiente de determinação ( $R^2$ ) de 0,92 para as amostras do solo sob o plantio convencional e 0,90 para as amostras do solo sob o plantio direto. Verifica-se também que os valores de RMSE foram baixos, o que também indica um bom ajuste dos valores observados em relação aos valores simulados.

O parâmetro  $\alpha > 0$  corresponde ao inverso da pressão de entrada de ar no maior poro do solo  $n > 1$  e  $m > 0$  são parâmetros relacionados ao formato da curva. Os valores de  $\theta_s$  e  $\theta_r$  representam os limites máximo e mínimo de  $\theta$  nas curvas, respectivamente, de modo que são normalmente considerados como o conteúdo de água na saturação (numericamente igual à

porosidade do solo) e o conteúdo de água residual obtido na maior tensão aplicada na amostra, 1500 kPa. Neste trabalho,  $\theta_s$  e  $\theta_r$  foram considerados como parâmetros estimados pelo ajuste dos dados à Equação 21.

Tabela 5. Parâmetros da Equação 21 ajustada aos dados experimentais, para as amostras com estrutura deformada do solo sob os plantios convencional e plantio direto.

	$\theta_s$	$\theta_r$	$\alpha(\text{kPa}^{-1})$	m	n	$R^2$	RMSE
Plantio convencional	0,6276	0,2536	0,1216	0,306	1,4409	0,9160	0,0272
Plantio direto	0,5922	0,2549	0,0875	0,305	1,4411	0,9281	0,0241

$\theta_s$  é o conteúdo de água no solo saturado;  $\theta_r$  é o conteúdo de água residual;  $\alpha$ , m e n são parâmetros da equação e  $R^2$  é o coeficiente de determinação.

Como é possível notar, muito embora os valores se apresentaram bem próximos entre si,  $\theta_s$  foi maior ( $0,628 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) para as amostras do solo sob plantio convencional e menor ( $0,592 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) para as amostras do solo sob plantio direto.

Analisando a Tabela 5 e as Figuras 5 e 6 elaboradas na mesma escala, é possível perceber que os dados obtidos e as curvas ajustadas são bem semelhantes, levando a valores praticamente idênticos de capacidade de campo (CC), ponto de murcha permanente (PMP) e intervalo de água disponível (IAD) para ambos os manejos (Figura 7). Portanto, a semelhança das curvas mostra que para agregados menores que 2 mm aparentemente não houve interferência diferencial dos dois manejos na curva de retenção.

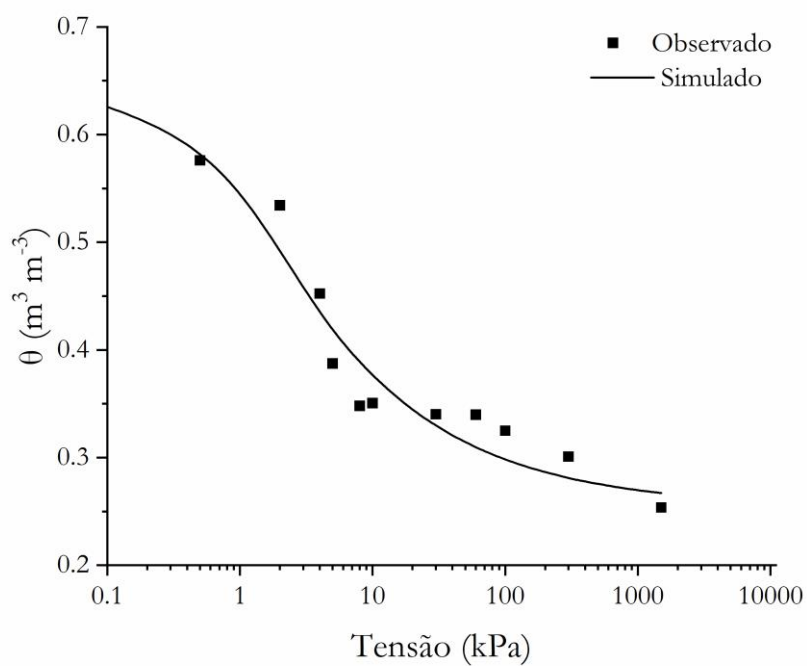


Figure 5. Curva de retenção da água no solo para amostras deformadas do solo sob plantio convencional.

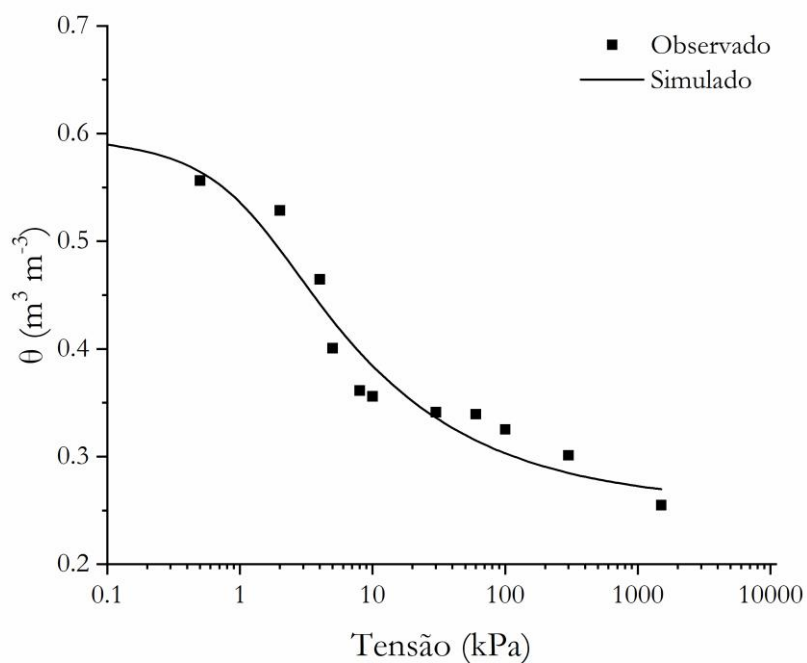


Figura 6. Curva de retenção de água no solo para amostras deformadas do solo sob plantio direto.



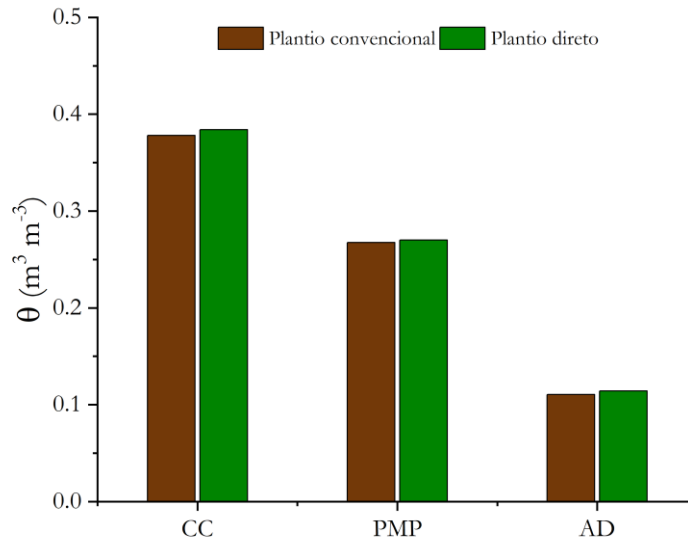


Figura 7. Capacidade de campo, CC ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) correspondente a  $\phi_m = -10 \text{ kPa}$ , Ponto de Murcha Permanente, PMP ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) correspondente a  $\phi_m = -1500 \text{ kPa}$  e Intervalo de Água Disponível, IAD = CC - PMP ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ).

#### 4.3.1 Distribuição de tamanho dos poros do solo

O manejo do solo geralmente produz mudanças na distribuição do tamanho dos poros do solo (Klute, 1982). Contudo, em amostras deformadas de solo, este efeito é excluído. Para se obter a função frequência de distribuição de tamanho (raio equivalente) dos poros do solo a partir da curva de retenção da água no solo, calculou-se primeiramente a função frequência acumulada de raio equivalente dos poros do solo pela Equação 22 cujos gráficos para ambos os manejos são mostrados na Figura 8 (frequência acumulada de raio equivalente  $F$  em função do logaritmo do raio equivalente- $\log r$ ). Calculou-se a seguir pela Equação 23 a função distribuição de frequência de raio equivalente dos poros do solo cujos gráficos (frequência de raio equivalente  $f$  em função do logaritmo do raio equivalente- $\log r$ ) para os dois sistemas de manejo (convencional e plantio direto) podem ser vistos na Figura 9. Pelos gráficos das Figuras 8 e 9, percebe-se que as curvas referentes aos dois manejos são bem semelhantes, mas não idênticas, em especial as curvas da Figura 9. Pelas curvas da Figura 9, nota-se que de acordo com a Equação 24, o raio correspondente à frequência  $f$  máxima ( $r_{max}$ ) foi  $78,48 \mu\text{m}$  no plantio convencional e  $56,37 \mu\text{m}$  no plantio direto.

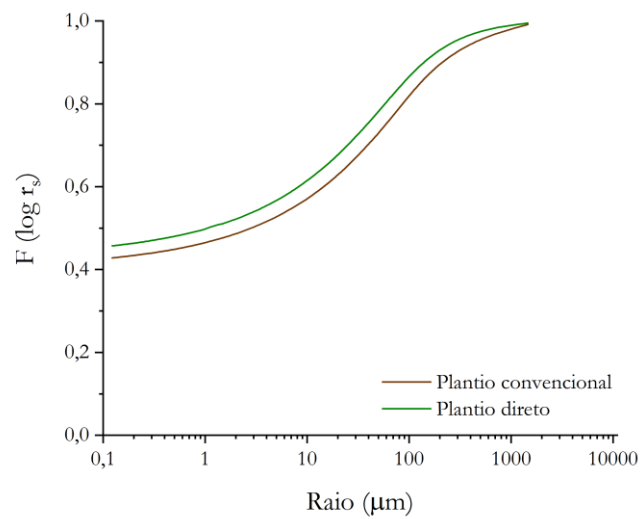


Figura 8. Curvas da função de frequência acumulada de raios obtidas com amostras deformadas para solo de plantio convencional e plantio direto.

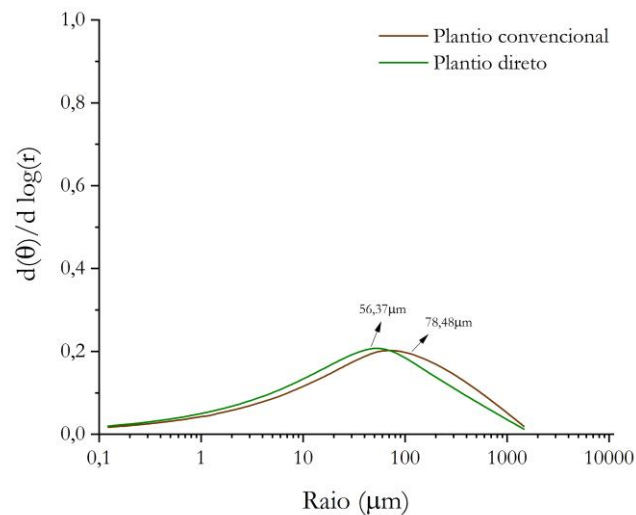


Figura 9. Curvas da função de frequência de raios por intervalo de logaritmo do raio obtidas com amostras deformadas para o solo sob plantio convencional e sob plantio direto.

As porcentagens de macroporos (poros de raio  $r > 40 \mu\text{m}$ ), mesoporos ( $15 \mu\text{m} < r < 40 \mu\text{m}$ ), microporos ( $2,5 \mu\text{m} < r < 15 \mu\text{m}$ ) e ultramicroporos ( $r < 2,5 \mu\text{m}$ ) são mostradas na Figura 10. Estes dados são importantes porque afetam diretamente o movimento da água e solutos no solo.

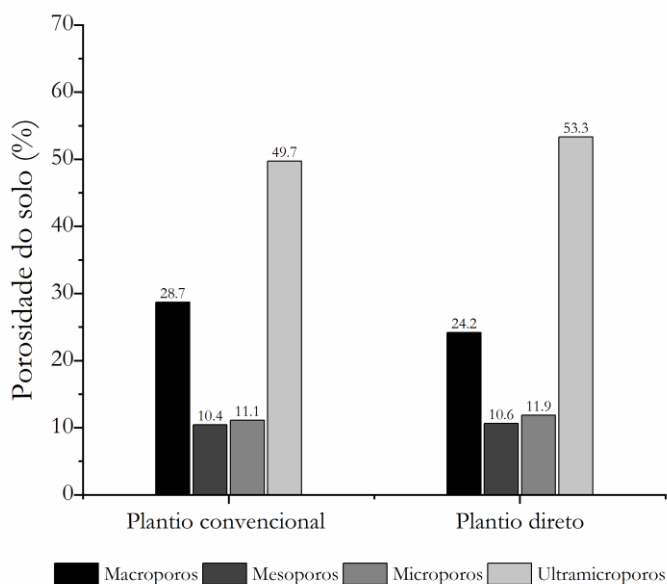


Figura 10. Porcentagem de macroporos, mesoporos, microporos e ultramicroporos para as amostras com estrutura deformada do solo sob os manejos convencional e plantio direto.

Apesar de ter sido pequena a diferença de porosidade  $\alpha$  (numericamente igual a  $\theta_s$ ) entre as amostras deformadas do solo sob os dois sistemas de manejo (Tabela 5), elaborou-se a Tabela 6 que mostra as classes de porosidade (macroporosidade, mesoporosidade, microporosidade e ultramicroporosidade) das amostras do solo sob os dois manejos, com o intuito de melhor comparar os resultados. Os diferentes níveis na hierarquia estrutural podem estar associados a diferentes materiais orgânicos (Oades and Waters, 1991).

Tabela 6. Macroporosidade, mesoporosidade, microporosidade e ultramicroporosidade, em porcentagem para as amostras com estrutura deformada do solo sob os manejos convencional e plantio direto.

Porosidades (%)	Plantio convencional	Plantio direto
Macroporosidade	18,5	14,4
Mesoporosidade	6,3	6,3
Microporosidade	6,8	7,0
Ultramicroporosidade	31,1	31,5

Pela Figura 10, observa-se claramente que nas amostras de solo sob ambos os sistemas de manejo há elevada predominância da porcentagem de ultramicroporos seguida pela porcentagem de macroporos resultando também, como se pode observar na Tabela 6, em alta ultramicroporosidade seguida pela macroporosidade. A presença de macroporos faz com que os produtos químicos aplicados na superfície se movam rapidamente através do perfil do solo, evitando interações com grande parte da matriz do solo (van Genuchten e Dalton, 1986). Apesar de no caso de o presente trabalho tratar-se de solo com estrutura deformada, a macroporosidade foi maior no sistema de manejo convencional.

Pela Figura 10, nota-se que, no caso das amostras de solo com estrutura deformada, as porcentagens de poros para as quatro classes de tamanho de raio do poro são praticamente iguais para as amostras de solo dos dois manejos. É importante considerar que os microporos são definidos também como poros de armazenagem de água às plantas (Klein e Libardi, 2002). O volume dos poros do solo, bem como o tamanho, formato, tipo, continuidade e distribuição dos poros no solo afetam o comportamento da água e as trocas gasosas no solo (Amer et al., 2009).

#### 4.4 Deslocamento miscível em agregados menores que 2 mm

Para verificar a homogeneidade do solo acondicionado nas colunas de acrílico, foi determinada a densidade do solo a cada centímetro ao longo da coluna pela técnica da atenuação da radiação gama (Equação 26) e os resultados podem ser vistos na Figura 11. Para estes tamanhos de agregado (menor que 2 mm), a densidade do solo média na coluna foi  $1,34 \text{ g cm}^{-3}$  para o solo sob o manejo convencional e  $1,19 \text{ g cm}^{-3}$  para o solo sob o plantio direto e os valores da densidade ao longo da coluna variaram de  $1,31$  a  $1,38 \text{ g cm}^{-3}$  nas amostras de agregados do solo sob o sistema convencional e de  $1,17$  a  $1,21 \text{ g cm}^{-3}$  nas amostras de agregados do solo sob plantio direto.

Ao observar o gráfico da Figura 11, pode-se perceber que houve maior oscilação dos resultados na parte inferior da coluna para amostras de solo de plantio convencional. Já na coluna contendo amostras de solo sob plantio direto, os dados indicam maior uniformidade.

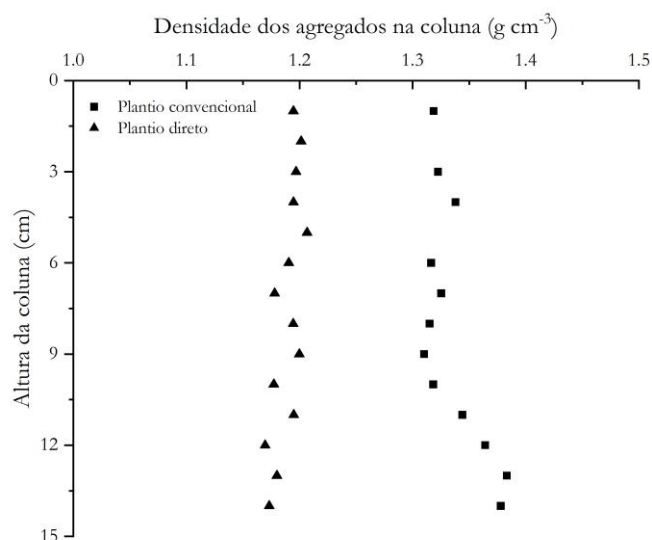


Figura 11. Densidade dos agregados do solo ao longo da coluna para o estudo do deslocamento miscível dos íons em amostras de solo sob os plantios convencional e direto.

Na Tabela 7, são apresentados alguns parâmetros referentes ao fluxo da solução nas colunas de agregados (menores que 2 mm) de amostras de solo sob os manejos convencional e amostras sob plantio direto. Por estes dados percebe-se que na coluna para as amostras de agregados do plantio direto, a vazão foi mais de 11 vezes maior do que para as amostras dos agregados do plantio convencional e, conseqüentemente, também os valores da densidade de fluxo e da velocidade média, o inverso ocorrendo evidentemente com o tempo para se coletar um dado volume de solução e para o tempo de passagem de um volume de poro. A velocidade do fluxo, neste estudo não foi padronizada e/ou controlada para ambos os manejos de solo, pelo que o movimento da solução deve ter sido facilitado, devido ao fato de a coluna das amostras de os agregados do solo sob plantio direto ter uma maior quantidade de poros maiores ou maior espaço entre-agregados.

Tabela 7. Valores referentes ao cálculo do fluxo da solução nas colunas de agregados de tamanho menor que 2 mm de amostras de solo sob os plantios convencional e direto.

	Q	$\Delta t$	$\bar{q}$	$\bar{v}$	$t_{1np}$
	ml min <sup>-1</sup>	minutos	cm min <sup>-1</sup>		minutos
Plantio convencional	0,172	87,76	0,054	0,099	1363,6
Plantio direto	1,965	7,63	0,620	1,151	113,3

em que:  $Q$  é a vazão na coluna de solo;  $\Delta t$  é o intervalo de tempo para coletar 15 ml de efluente;  $q$  é a densidade de fluxo média da solução na coluna;  $\bar{v}$  é a velocidade média real da solução na coluna;  $t_{1np}$  é o tempo necessário para passar 1  $V_p$  na coluna.

As BTC para o íon potássio ( $K^+$ ) para as amostras de agregados do solo sob ambos os manejos são mostradas na Figura 12, na qual é possível observar o bom ajuste dos dados observados aos simulados, com  $r^2$  superior a 0,92. Observa-se pelas BTC que na coluna dos agregados de amostras de solo sob plantio direto, o íon  $K^+$  esteve mais retido às partículas sólidas do solo em relação aos agregados da coluna de amostras solo sob plantio convencional, pela sua menor área sob curva, apesar da bem maior velocidade da solução neste manejo.

Em termos de volume, o pico da BTC do íon no efluente da coluna de agregados de amostras de solo sob plantio convencional ocorreu no momento que passavam pela coluna 435 ml de solução, equivalente a 1,79  $V_p$ , enquanto no efluente da coluna de agregados com amostras do solo sob plantio direto o pico da BTC do íon ocorreu quando passavam 315 ml de solução na coluna, equivalente a 1,37  $V_p$ . Em 2  $V_p$ , a concentração do íon  $K^+$  nas amostras solo sob plantio direto era muito próxima de zero, enquanto nas amostras de solo sob plantio convencional era o momento próximo ao pico, a máxima concentração no efluente. Esse comportamento está diretamente relacionado a alta velocidade média da solução no solo, mas é importante destacar que fatores como tamanho de agregados, no caso menores que 2 mm, a textura do solo e tipo de material mineral presente afeta o transporte de íons no solo (Miranda et al., 2005).

A taxa da reação entre o K dissolvido na solução e os constituintes sólidos do solo é fortemente dependente do tipo de argilominerais presentes (Sparks, 1980; Sparks e Jardine, 1981, 1984; Sparks e Rchcigl, 1982). O solo aqui utilizado é constituído majoritariamente de caulinita, conforme mencionado anteriormente, e sabe-se que a carga elétrica negativa permanente na caulinita por substituição isomórfica é postulada porque cátions trocáveis são retidos em condições ácidas (Schofield e Samson, 1954). Este fato facilita a retenção e adsorção do íon  $K^+$  nas partículas sólidas do solo. Alguns estudos destacam a elevada afinidade da caulinita por  $K^+$  (Udo, 1978; Ernani et al. 2012; Ernani, 2016). Além disso, outro fator que merece destaque é a quantidade de material vegetal depositado na área. A presença da palhada no solo promove o aumento do teor de carbono e nutrientes no solo, bem como dos teores de nutrientes disponíveis para as plantas, especialmente para N, P e K, provavelmente devido ao aumento na densidade de cargas (Lv et. al., 2023).

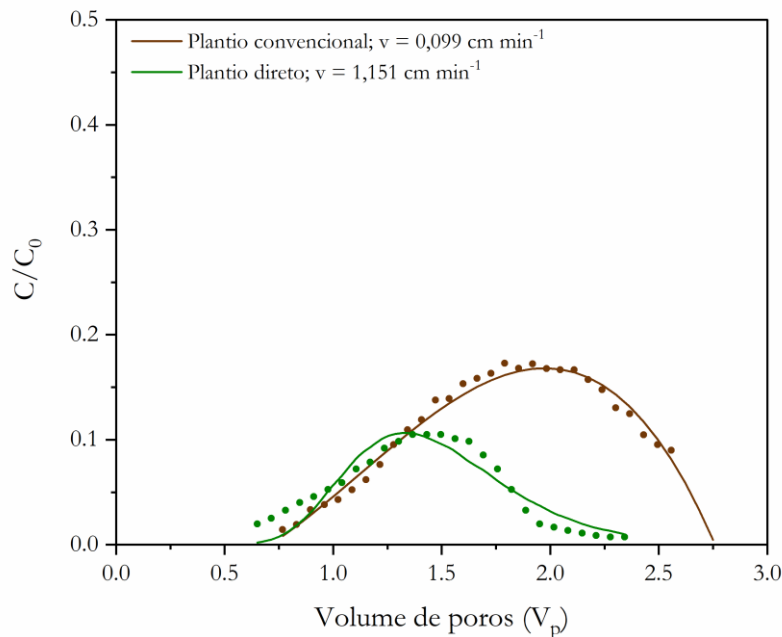


Figura 12. BTC do íon  $K^+$  em agregados de solo menores que 2 mm (TFSA) de amostras sob os plantios convencional e direto.

Pelas BTC do íon cloreto ( $Cl^-$ ), é possível observar comportamento semelhante, em certo aspecto, ao do íon  $K^+$  pois, nas amostras de agregados do solo sob plantio direto o pico da BTC também apareceu primeiro, com a concentração relativa  $C/C_0$  superior às amostras de solo sob plantio convencional no início do pulso e praticamente nula ao atingir aproximadamente 2,5  $V_p$  (Figura 13). Com relação à posição dos picos da BTC, o comportamento também foi semelhante, próximo a 1,5  $V_p$  nas amostras de agregados do solo sob plantio direto e próximo a 2,0  $V_p$  nas amostras de agregados do solo sob plantio convencional. Com relação à área sob as curvas no caso do íon  $Cl^-$ , no entanto, percebe-se que foi muito semelhante para ambos as amostras (plantio direto e plantio convencional), pelo que se pode dizer que não deve ter havido retenção do íon  $Cl^-$  nas amostras de agregados do solo sob ambos os plantios ou, se houve um pouco, a diferença foi muito pequena. A maior concentração do íon  $Cl^-$  (pico da curva) na amostras sob plantio direto foi em 1,37  $V_p$ , equivalente a 315 ml de solução e na amostras sob plantio convencional foi em 1,98  $V_p$  equivalente a 465 ml. Sabendo que as amostras de solo do plantio direto possui maior porcentagem de matéria orgânica pode-se dizer que este comportamento da posição do pico pode ser devido à presença de argilas e matéria orgânica ionizável e as partículas de solo exibem superfícies carregadas negativamente: a existência da carga negativa nas partículas do solo resulta na repulsão dos ânions por elas (James e Rubin, 1986; Piñón-Villarreal et al., 2013).

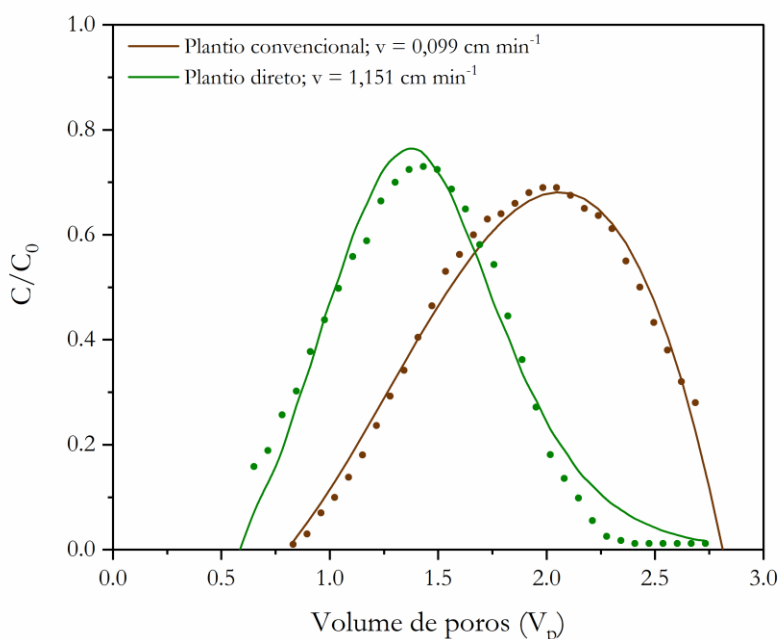


Figura 13. BTC do íon  $\text{Cl}^-$  em agregados menores que 2 mm em amostras de solo sob o plantio convencional e o plantio direto.

Os resultados obtidos para os parâmetros de transporte dos íons  $\text{K}^+$  e  $\text{Cl}^-$  são mostrados na Tabela 8. Normalmente, o número de Peclet ( $Pe$ ) menor que 1 indica ao mecanismo de transporte por difusão (Huysmans e Dassargues, 2005). Estes autores destacam também que em baixas velocidades de fluxo, o transporte é dominado pelo processo da difusão, enquanto em altas velocidades, o transporte é dominado pelo processo da advecção. Neste estudo, os valores de  $Pe$  para o deslocamento do  $\text{K}^+$  foram bem maiores que 1 para os agregados do solo sob ambos os manejos, sendo que para amostras de agregados do solo sob o manejo plantio direto seu valor foi cerca de 2 vezes superior ao das amostras de agregados do solo sob o manejo convencional. Por esta maior velocidade do fluxo nas amostras de solo sob plantio direto (Tabela 7), a tendência é considerar que o transporte de íons na coluna de agregados do solo sob este manejo seja mais pelo processo da convecção, enquanto na coluna de agregados do solo sob o plantio convencional mais pelo processo da difusão. Alguns autores ainda destacam que para maiores valores de  $Pe$ , o transporte por convecção também sobrepõe o transporte por difusão (Wang, 2002; Gonçalves, 2007), caso do presente trabalho para o íon  $\text{K}^+$ . Portanto, pelos dados do deslocamento do  $\text{K}^+$  na Tabela 7, a convecção na coluna de agregados de amostras de solo sob o plantio direto deve ter sido favorecida pelo seu maior número de poros maiores, como já



evidenciado, levando a uma maior velocidade da solução colaborando para a obtenção de um maior Pe.

Os resultados obtidos para os parâmetros de transporte do íon Cl<sup>-</sup> demonstram que o ajuste dos dados observados aos dados simulados foi adequado ( $r^2 = 0,97$  para o plantio direto e  $r^2=0,99$  para o plantio convencional). Para o íon cloreto (Cl<sup>-</sup>), é possível observar que os valores de Pelet para os dois manejos foram bem semelhantes, daí este íon ser considerado como um traçador por apresentar baixa interação com o solo durante o processo de deslocamento miscível (Nielsen e Biggar, 1962).

O coeficiente de dispersão ( $D'$ ) é normalmente assumido ser função da velocidade da solução no poro  $v$  (Santos 2014, Lourenço, 1897). De acordo com Wang e Lee (2002), é possível descrever o transporte de soluto no solo com base na distribuição da velocidade de fluxo nos poros. Nesta pesquisa, os resultados obtidos mostram que  $D'$  foi proporcional a  $v$  para ambos os íons estudados. Neste estudo, para o íon K<sup>+</sup>, o  $D'$  foi superior em cerca de 6 vezes nas amostras de solo de plantio direto apesar de parte do íon K<sup>+</sup> ter ficado retido nas partículas sólidas do solo. Para o íon Cl<sup>-</sup>, valores mais distintos entre os manejos foram observados para o coeficiente de dispersão, que foi superior em cerca de 12 vezes na amostra de agregados do solo sob plantio direto, mostrando a maior influência da velocidade da solução para este íon neste tratamento.

O fator de retardamento (R) depende das interações entre as fases líquida e sólida que ocorreram durante a percolação da solução na coluna contendo a amostra de solo de modo que R é um parâmetro que indiretamente expressa a capacidade de reter íons, ou seja, o efeito da adsorção entre solo e soluto (Valocchi, 1984). Assim, maiores valores de R são esperados para menores granulometrias, em virtude da ocorrência da maior interação íon-coloide e menor velocidade de avanço. Pelos resultados obtidos referentes ao R para o íon K<sup>+</sup>, é possível observar uma maior interação entre o soluto e a fase sólida nas amostras de agregados do solo sob plantio convencional, indicando forte interação entre o cátion e as cargas negativas do solo (Pinho e Miranda, 2014) provavelmente devido ao maior tempo necessário para um V<sub>p</sub> atravessar a coluna, isto é, devido à velocidade média do fluxo ser mais lenta. O fator de retardamento (R), para o íon Cl<sup>-</sup>, no entanto, apresentou valor superior para as amostras de solo sob plantio convencional, o que indica que houve alguma interação do íon Cl<sup>-</sup> entre o soluto e a fase sólida pela menor velocidade da solução neste tratamento. Com isso, é possível inferir que houve maior interação entre o soluto e a matriz do solo sob o manejo convencional, tanto para o íon potássio e em menor proporção para o íon cloreto.

Tabela 8. Parâmetros de transporte dos íons  $K^+$  e  $Cl^-$  em colunas de agregados de tamanhos menores que 2 mm (TFSA) de amostras de solo sob os plantios convencional e direto.

Parâmetros de transporte	Plantio convencional	Plantio direto
	Potássio ( $K^+$ )	
Pecllet (Pe)	14,41	27,13
Coefficiente de dispersão ( $D'$ )	0,10	0,59
Fator de retardamento (R)	1,90	1,38
$r^2$	0,99	0,92
RMSE	0,0089	0,0106
	Cloreto ( $Cl^-$ )	
Pecllet (Pe)	19,20	18,85
Coefficiente de dispersão ( $D'$ )	0,10	0,85
Fator de retardamento (R)	1,69	1,14
$r^2$	0,99	0,97
RMSE	0,0158	0,0428

Após a coleta do efluente, no final do experimento, amostras de solo (0-5, 5-10 e 10-15 cm da coluna) foram analisadas e os dados de análise química para os demais componentes do solo são mostrados na Tabela 9. Comparativamente ao solo-testemunha, é possível identificar redução no pH, no teor de P e no V% e aumento nos valores de matéria orgânica, H+Al e SB para todas as profundidades, nas amostras de agregados do solo sob plantio convencional. Para as amostras de plantio direto, houve aumento no pH, na matéria orgânica, teor de P e H+Al e redução nos teores de Ca, Mg e SB. É importante observar que para este manejo, a maior concentração do íon  $K^+$  encontrada na camada de 0-5cm (Figura 13) só pode ser devida à concentração de matéria orgânica a qual, ainda que não elevada, foi inferior em comparação à camada de 10-15cm. Com relação ao complexo de troca dos cátions no solo, diversos trabalhos na literatura discutem a relação e o comportamento dos íons cálcio, magnésio e potássio no solo devido ao efeito competitivo que existe entre eles de modo que é possível observar uma relação inversa entre eles nas diferentes camadas de solo.

Com base nos resultados, o íon  $K^+$  ficou retido em maior quantidade na camada superficial da coluna de solo, na camada de 0-5 cm de profundidade, para ambos os manejos de solo, especialmente para as amostras de agregados do solo sob plantio direto (Tabela 9). Para fins comparativos, uma amostra de solo utilizado para o experimento, sem contato com o íon foi analisada neste estudo, e chamada aqui de testemunha (Tabela 2). Como se pode observar, em comparação com a testemunha, houve um acréscimo de  $K^+$  de  $0,8 \text{ mmolc.dm}^{-3}$  nas amostras de

solo sob plantio convencional e de  $2,6 \text{ mmolc.dm}^{-3}$  no solo sob plantio direto, ambos na camada de 0-5cm. Este acréscimo indica que o íon  $\text{K}^+$  tende a ser retido pelas cargas presentes na matéria orgânica do solo, a qual possui uma elevada concentração de cargas negativas (James e Rubin, 1986). Assim, e com base na análise dos efluentes mostrada pela “BTC” na Figura 12, as amostras de agregados do solo sob plantio direto têm capacidade de reter mais íon  $\text{K}^+$  e evitar assim e rápida perda por lixiviação.

Resultados semelhantes foram observados por Brito et al. (2005), cujos maiores teores de K trocável em Espodosolo ocorreram no horizonte superficial (0-15 cm) do perfil do solo. É importante destacar que os solos brasileiros, especificamente da região do Cerrado, são solos altamente intemperizados com predominância de aluminossilicatos, partículas de tamanho pequeno da fração argila e cargas negativas (Raij, 1986). Conseqüentemente, estes solos têm alta afinidade por bases, como  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ , particularmente em solo com textura média. O solo deste estudo também apresenta estas características descritas por van Raij (1986).

Diversos trabalhos na literatura discutem a relação e o comportamento dos íons cálcio, magnésio e potássio no solo devido ao efeito competitivo que existe entre eles. Neste estudo é possível observar uma relação inversas entre eles nas diferentes camadas de solo, principalmente entre cálcio e potássio. Quando há aumento na concentração do íon  $\text{K}^+$  há redução na do íon  $\text{Ca}^{2+}$ , mas também na do íon  $\text{Mg}^{2+}$  com relação à testemunha. Esta observação pode ser feita para os dois manejos de solo. Desse modo, há interação entre potássio, cálcio e magnésio, amplamente discutida em diversos trabalhos, em que no instante em que há elevados índices de K na solução do solo ocorre a diminuição dos valores de Ca e Mg.

Tabela 9. Análise química do solo utilizado para o estudo do deslocamento miscível (testemunha) e de amostras de solo da coluna, dividido em três profundidades.

Prof.	pH	M.O.	P	Ca	Mg	K	H+Al	SB	CTC	V
	$\text{CaCl}_2$	$\text{g dm}^{-3}$	$\text{mg dm}^{-3}$			$\text{mmolc.dm}^{-3}$				%
<b>Plantio convencional</b>										
<b>Test.</b>	5,9	26,4	171,2	61,1	20,0	4,81	23,9	85,9	109,8	78
<b>0-5</b>	5,8	29,0	132,2	59,7	18,0	5,56	25,7	83,3	109,0	76
<b>5-10</b>	5,8	28,5	165,5	64,7	20,2	4,54	27,4	89,4	116,8	77
<b>10-15</b>	5,9	28,5	54,1	63,9	19,7	4,29	26,8	87,9	114,7	77
<b>Plantio direto</b>										
<b>Test.</b>	5,7	34,3	72,8	37,3	19	3,83	28,6	60,1	88,7	68
<b>0-5</b>	5,8	33,5	64,6	34,1	11,6	8,42	28,3	54,1	82,4	66
<b>5-10</b>	5,8	34,3	65,0	36,8	18,3	4,49	28,6	59,6	88,2	68
<b>10-15</b>	5,8	33,2	69,5	38,0	19,3	4,24	28,0	61,5	89,5	69

#### 4.5 Deslocamento miscível em agregados de tamanho 2 mm – 4,76 mm

A densidade do solo, na coluna com os agregados de solo sob o plantio convencional foi de  $0,76 \text{ g cm}^{-3}$  e com os agregados de amostras de solo sob o plantio direto foi de  $0,70 \text{ g cm}^{-3}$ . À semelhança do que foi feito com as colunas de agregados com tamanho menor do que 2 mm, também se verificou nas com agregados entre 2 e 4,76 mm, a homogeneidade do acondicionamento dos agregados determinando a densidade pela técnica da atenuação da radiação gama (Equação 26). Os perfis de densidade podem ser vistos na Figura 14, mostrando boa homogeneidade para as amostras dos dois manejos: a variação da densidade no perfil da coluna de agregados do solo sob plantio convencional foi de  $0,72$  a  $0,81 \text{ g cm}^{-3}$  e no perfil da coluna de agregados do solo sob plantio direto de  $0,63$  a  $0,75 \text{ g cm}^{-3}$ .

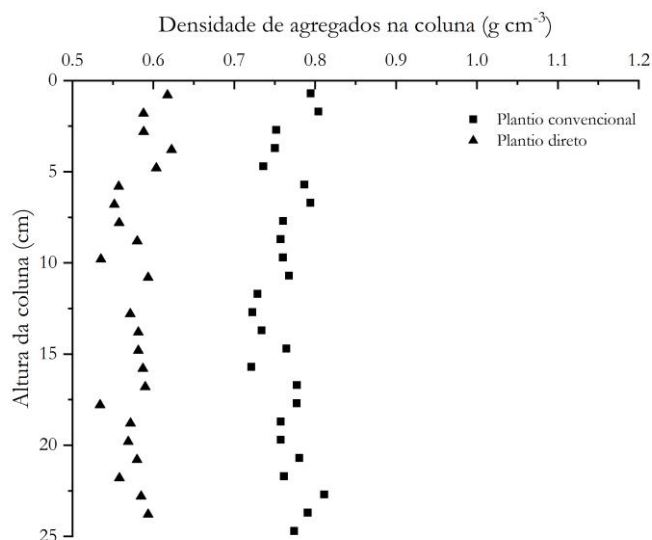


Figure 14. Perfis de densidade nas colunas de agregados (2-4,76 mm) de amostras de solo sob os plantios convencional e direto.

Os valores referentes ao fluxo da solução nas colunas são apresentados na Tabela 10. Para a avaliação do deslocamento miscível com nas colunas com estes agregados maiores, devido ao maior espaço poroso e, conseqüentemente, ao elevado fluxo da solução, a velocidade média da solução foi controlada com a utilização de aparatos instalados no local de saída do efluente na coluna. Este procedimento foi feito visando fixar a mesma velocidade média para ambas as colunas de agregados (amostras do solo sob o plantio convencional e amostras do solo sob o

plântio direto), como se pode notar na Tabela 10: 3,62 cm/min no plântio convencional e 3,72 cm/min no plântio direto. Esta, muito pequena, diferença de velocidade da solução (0,1 cm/min a mais nas amostras de solo sob plântio direto) aparentemente levou à necessidade de um acréscimo de tempo de cerca de 9 minutos para a passagem de 1,00  $V_p$  na coluna com os agregados de amostras do solo sob o plântio convencional.

Tabela 10. Valores referentes ao cálculo do fluxo da solução nas colunas de agregados de tamanho entre 2 e 4,76 mm de amostras do solo sob os plântios convencional e direto.

	<b>Q</b>	<b><math>\Delta t</math></b>	<b><math>\bar{q}</math></b>	<b><math>\bar{v}</math></b>	<b><math>t_{1np}</math></b>
	ml min <sup>-1</sup>	minutos	cm min <sup>-1</sup>		minutos
Plântio convencional	8,75	1,71	2,71	3,62	67,75
Plântio direto	8,89	1,69	2,75	3,72	76,63

em que: Q é a vazão na coluna de solo;  $\Delta t$  é o intervalo de tempo para coletar 15 ml de efluente;  $\bar{q}$  é a densidade de fluxo média da solução na coluna;  $\bar{v}$  é a velocidade média real da solução na coluna;  $t_{1np}$  é o tempo necessário para passar 1  $V_p$  na coluna.

Como para o caso dos agregados menores que 2 mm, para o caso dos agregados de tamanho maior que 2 mm e menor que 4,76 mm, também foram elaboradas as curvas de distribuição da concentração relativa dos íons ( $K^+$  e  $Cl^-$ ) no efluente ( $BTC_i$ ), para amostras dos dois tipos de manejo de solo, que para o íon potássio ( $K^+$ ) são mostradas na Figura 15.

É importante destacar que o formato da BTC caracteriza o deslocamento miscível do íon, mostrando a existência ou não de interação entre o íon e as partículas sólidas do solo. Para as colunas de agregados de tamanhos maiores, observa-se que para o íon  $K^+$  o pico da curva para a coluna dos agregados de amostras de solo sob o plântio direto ocorreu antes da passagem de um volume de poro, o que não foi o caso para a coluna dos agregados de amostras de solo sob o plântio convencional em que o pico da curva foi aproximadamente a um volume de poro. A curva como um todo das amostras de agregados do solo sob plântio direto apresenta-se deslocada um pouco para a esquerda e com ascensão mais rápida em relação a das amostras de solo sob plântio convencional; além disso seu pico alcançou uma concentração relativa maior. Nas amostras sob plântio convencional, o pico ocorreu para 0,99  $V_p$  (600 mL de efluente) e nas amostras sob plântio direto, para 0,95  $V_p$  (645 mL de efluente), ou seja, em ambos os casos bem próximo de 1,00 $V_p$ . Observa-se também que as áreas sob as curvas nos dois tratamentos são bem semelhantes, pelo que se pode inferir que a quantidade de potássio no total de efluente de ambos os plântios deve ter sido muito semelhante.

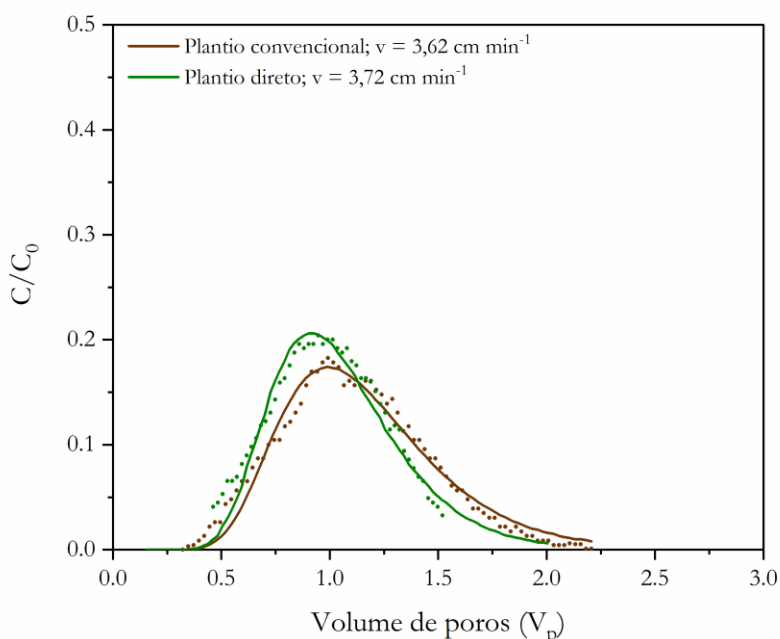


Figure 15. Curvas de distribuição do íon  $K^+$  observadas e ajustadas pelo modelo STANMOD para agregados de tamanhos no intervalo 2 - 4,76 mm de amostras de solo sob os plantios convencional e direto.

Pelas BTC dos dados observados e simulados para o íon cloreto ( $Cl^-$ ), pode-se observar que nas amostras de agregados do solo sob plantio direto, o pico foi um pouco superior, mas, pela aparente menor área sob as curvas, a quantidade deste íon no efluente pode ter sido menor nestas amostras (Figura 16). A maior concentração relativa do íon  $Cl^-$  (o pico da BTC) ocorreu quando passavam 645 mL de efluente (equivalente a 0,95  $V_p$ ) nas amostras sob plantio direto e 600 mL (equivalente a 0,99  $V_p$ ) nas amostras sob plantio convencional; note-se que também para o  $Cl^-$  os picos ocorreram bem próximos 1,00  $V_p$ . Com base nesses resultados, pode-se dizer que o íon  $Cl^-$  praticamente não sofreu interação com as partículas sólidas. Estes resultados estão de acordo com o estudo realizado por James e Rubin (1986) segundo o qual a presença da matéria orgânica no solo tende a causar a exclusão do íon  $Cl^-$  independentemente do conteúdo de água e da velocidade da solução.

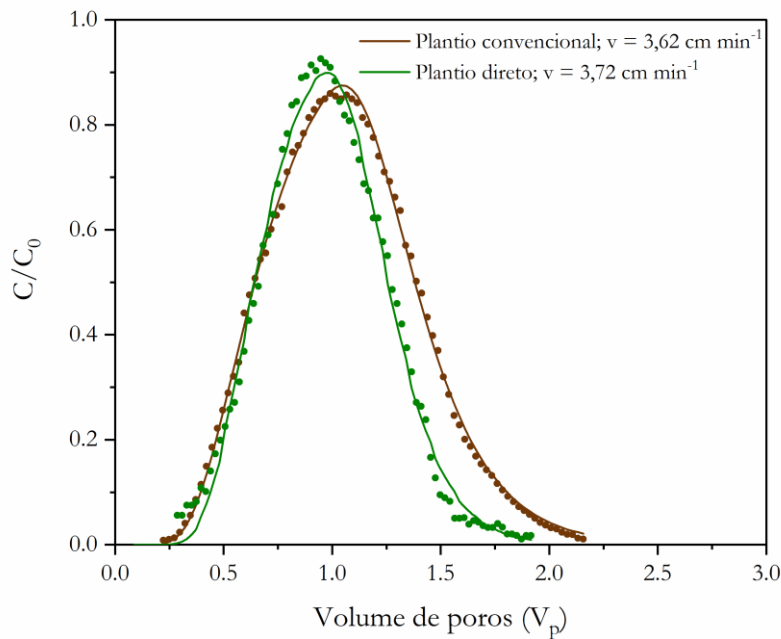


Figure 16. Curvas de distribuição da concentração relativa do íon  $\text{Cl}^-$  observadas e ajustadas pelo modelo STANMOD para agregados de tamanhos no intervalo 2 - 4,76 mm de amostras de solo sob o plantio convencional e direto.

Os parâmetros de transporte obtidos pelo ajuste das BTC são mostrados na Tabela 12. Pode-se observar que o ajuste dos dados observados aos dados simulados foi adequado visto que o  $r^2$  foi superior a 0,95. Pode-se observar também que para o íon  $\text{K}^+$ , o número de Peclet (Pe) foi um pouco superior nas amostras de plantio direto. Sabendo que baixos valores de Pe indicam que o transporte por difusão domina sobre o transporte por convecção e que o Pe menor que 1 refere-se ao transporte pelo processo da difusão (Huysmans e Dassargues, 2005), infere-se, pelos altos valores de Pe obtidos para estas colunas de agregados, que houve predominância do processo por convecção para o transporte do íon potássio.

Apesar de a velocidade média da solução ter sido superior na coluna de agregados do solo sob o plantio direto, o coeficiente de dispersão  $D'$  foi um pouco inferior nesta coluna em comparação com a dos agregados do solo sob o plantio convencional devido ao maior valor de Pe obtido nesta coluna. O fator de retardamento (R) em ambos os tratamentos está muito próximo da unidade para o íon potássio indicando muito pouca interação deste íon com as partículas do solo e para o íon cloreto menos interação ainda também em ambos os tratamentos, visto que para este íon os valores de R foram praticamente iguais e menores do que a unidade.

Ao comparar as duas BTC do íon  $\text{Cl}^-$  referentes às colunas com agregados do solo sob o manejo plantio convencional e o manejo plantio direto, observa-se que o número de Peclet foi

também superior nas amostras de plantio direto, o que indica que houve predominância do transporte convectivo. Sabendo que baixos valores do número de Peclet indicam que o transporte por dispersão domina sobre o transporte por convecção, pode-se dizer que nas amostras de plantio direto predominou o transporte de convecção sobre o de dispersão enquanto nas amostras de plantio convencional aparentemente houve predomínio do transporte pelo processo da dispersão.

Pela sua definição, o número de Peclet  $P$  é inversamente proporcional ao coeficiente de dispersão  $D'$  e diretamente proporcional à velocidade da solução  $v$  e ao comprimento da coluna  $L$ . Neste trabalho, como esclarecido anteriormente, a velocidade  $v$  foi controlada para ser igual nas colunas de agregados do solo sob ambos os plantios (convencional e plantio direto). Entretanto, embora a velocidade  $v$  tenha sido praticamente a mesma para as duas colunas de mesmo comprimento  $L$ , o coeficiente de dispersão  $D'$  da amostra sob plantio convencional foi 1,7 vezes o da amostra sob plantio direto. Este fato mostra que embora a velocidade da solução tenha sido a mesma, o coeficiente de dispersão  $D'$ , calculado a partir do valor do parâmetro  $P$  (número de Peclet) obtido do ajuste dos dados à equação (30), resultou num valor maior na coluna dos agregados do solo oriundos do manejo convencional, porque neste manejo o  $P$  foi maior.

O fator de retardamento ( $R$ ) está relacionado com a interação entre o soluto e a fase sólida do solo. Na amostra de agregados desta faixa de tamanhos (2,0-4,76 mm) do solo sob o plantio convencional, poder-se-ia dizer que para o  $K^+$  houve talvez aparentemente uma muito pequena interação, visto que o  $R$  para este manejo foi 1,17 enquanto para o plantio direto com  $R=1,03$ , nenhuma interação, em outras palavras, com o  $R$  muito próximo da unidade o  $K^+$  esteve numa condição muito móvel para ambos os tratamentos tornando sua interação desprezível. Para o  $Cl^-$ , os valores de  $R$  em ambos os manejos foram semelhantes e um pouco menores que a unidade, confirmando a pouca interação deste íon com as partículas sólidas com maior mobilidade ainda que o íon  $K^+$ .



Tabela 11. Parâmetros de transporte dos íons  $K^+$  e  $Cl^-$  em colunas de agregados de tamanhos menores que 4,76 mm e maiores que 2 mm de amostras de solo sob os plantios convencional e direto.

Parâmetros de transporte	Plantio convencional	Plantio direto
	Potássio ( $K^+$ )	
Peclet (Pe)	16,38	19,55
Coeficiente de dispersão ( $D^*$ )	5,30	4,56
Fator de retardamento (R)	1,17	1,03
$r^2$	0,98	0,95
RMSE	0,0090	0,0161
	Cloreto ( $Cl^-$ )	
Peclet (Pe)	11,86	21,13
Coeficiente de dispersão ( $D^*$ )	7,32	4,22
Fator de retardamento (R)	0,76	0,70
$r^2$	0,99	0,99
RMSE	0,0118	0,0284

É amplamente destacado na literatura que a disponibilidade de nutrientes no solo depende de diversos fatores de natureza química, física e biológica. Dentre os fatores que interferem na concentração de K na solução no solo, destacam-se a CTC e a força de adsorção desse nutriente pelo solo (Rosolen, et. Al., 2006). Apesar de as concentrações de potássio serem principalmente função do teor de argila e da composição do mineral da argila (Marschener, 1997), a adição de matéria orgânica a um sistema em equilíbrio irá promover alterações nas cargas em razão de diversos fatores (Benites e Mendonça, 1998). Esse efeito provavelmente decorre da dissociação dos grupos reativos da matéria orgânica (Benites e Mendonça, 1998) e adsorção dos ânions orgânicos aos coloides minerais do solo levando ao incremento das cargas coloidais negativas do solo (Coleman et. al., 1989). Assim, com o aumento da palhada no solo houve aumento da eletronegatividade dos coloides do solo e maior retenção do íon  $K^+$ .

Após a coleta do efluente, no final do experimento, as colunas de agregados foram fracionadas em 5 partes (0-5, 5-10, 10-15, 15-20 e 20-25 cm) e analisadas. Os dados da análise química da amostra dos agregados-testemunha e os dados desta análise nos agregados das cinco camadas da coluna são mostrados na Tabela 12; uma amostra de solo sem contato com o íon foi analisada neste estudo para fins de comparação, e chamada aqui de testemunha. Com base nos dados obtidos, é possível observar que, em relação à testemunha, houve aumento no pH para todas as camadas analisadas. É importante destacar que o pH tem elevado efeito na ciclagem de nutrientes e qualidade do solo (Limousin e Tessier, 2007). O aumento do pH é responsável pela redução do  $H^+$  e CTC, e este resultado é observado nas amostras de agregados do solo sob

plântio direto e nas amostras de agregados do solo sob plântio convencional, principalmente. Nota-se que a amostra de solo do plântio direto apresenta valores superiores de H+Al.

Os nutrientes da solução no solo estão irregularmente distribuídos devido a descontinuidade da rede de poros, contudo, é possível observar que houve maior concentração do íon na camada superficial da coluna de solo (0,0-0,5 cm), principalmente para as amostras de solo sob plântio direto. Nas camadas 5-10 cm, a concentração do íon  $K^+$  ainda foi um pouco maior nas amostras do solo do plântio direto, mas nas camadas inferiores a 10 cm a concentração de potássio foi maior nas amostras do solo do plântio convencional. Nota-se por estes resultados que, semelhante aos dados de agregados menores que 2mm, a maior adsorção do íon  $K^+$  no solo ocorreu na superfície da coluna, que também apresenta valores superiores de matéria orgânica, principalmente para amostras de agregados do solo sob plântio direto. Ainda nesta tabela, é importante observar que mesmo com elevada CTC, a amostra de solo do plântio convencional teve menor adsorção, em comparação às amostras de agregados do solo sob plântio direto, evidenciando assim o efeito da matéria orgânica na retenção do íon.

É importante destacar que para a análise com agregados maiores, os valores de vazão, densidade de fluxo e tempo necessário para um volume de poro atravessar a coluna de acrílico foram bem semelhantes nas amostras de agregados do solo sob os dois manejos estudados. Deve-se considerar que a lixiviação de  $K^+$  depende, principalmente, do teor do nutriente na solução e da quantidade de água percolada através do perfil do solo (Rosolem et al., 2006). Sendo assim, nos manuais de adubação, recomenda-se o parcelamento da adubação potássica para minimizar perdas por lixiviação, principalmente em solos arenosos (Raij et al., 1996). Ainda é importante destacar que trabalhos realizados por Wang e Huang (1990) mostraram que a matéria orgânica pode desempenhar um papel importante no aumento da taxa de adsorção de  $K^+$  no solo.

Tabela 12. Análise química do solo utilizado para o estudo do deslocamento miscível (testemunha) e de amostras de solo da coluna, dividido em 5 profundidades.

<b>Prof.</b>	<b>pH</b>	<b>M.O.</b>	<b>P</b>	<b>Ca</b>	<b>Mg</b>	<b>K</b>	<b>H+Al</b>	<b>SB</b>	<b>CTC</b>	<b>V</b>
	CaCl <sub>2</sub>	g dm <sup>-3</sup>	mg dm <sup>-3</sup>			mmolc.dm <sup>-3</sup>				%
<b>Plantio convencional</b>										
<b>Test.</b>	5,7	24,0	122,1	61,9	19,3	<b>4,5</b>	26,3	85,7	112,0	77
<b>0-5</b>	5,8	25,8	125,4	50,8	11,9	<b>5,3</b>	26,3	68,0	94,3	72
<b>5-10</b>	6,0	23,7	131,1	52,8	12,6	<b>4,1</b>	23,9	69,5	93,4	74
<b>10-15</b>	6,1	22,8	120,6	54,0	17,8	<b>5,1</b>	23,6	76,9	100,5	77
<b>15-20</b>	6,0	23,1	131,6	54,7	18,3	<b>4,8</b>	25,2	77,8	103,0	76
<b>20-25</b>	6,0	24,3	128,8	54,1	13,0	<b>4,2</b>	23,2	71,3	94,5	75
<b>Plantio direto</b>										
<b>Test.</b>	5,3	33,8	57,9	35,4	18,3	<b>4,1</b>	35,3	57,8	93,1	62
<b>0-5</b>	5,7	31,4	54,1	30,1	10,7	<b>7,0</b>	32,1	47,8	79,9	60
<b>5-10</b>	5,7	29,9	45,4	30,9	11,4	<b>4,6</b>	32,4	46,9	79,3	59
<b>10-15</b>	5,7	26,4	50,7	31,5	12,2	<b>4,1</b>	29,2	47,8	77,0	62
<b>15-20</b>	5,6	31,7	50,2	33,6	13,1	<b>4,4</b>	29,8	51,1	80,9	63
<b>20-25</b>	5,5	30,2	48,5	33,5	13,0	<b>4,0</b>	30,4	50,5	80,9	62

## 5. CONCLUSÕES

A amostra de solo sob plantio direto apresentou melhor agregação em comparação a amostra de solo sob plantio convencional e seus agregados apresentaram maior estabilidade. A análise comparativa da disponibilidade de água no solo com amostras deformadas (agregados menores que 2mm) mostrou resultados bastantes semelhantes entre as amostras dos dois sistemas de manejo.

No estudo do deslocamento miscível, tanto para a coluna contendo amostras de agregados menores que 2 mm como para a de amostras de agregados de 2-4,76 mm, houve maior adsorção do íon  $K^+$  às partículas sólidas de amostras do solo sob plantio direto em vista do teor de matéria orgânica e com maior interação para a coluna de amostras de agregados menores que 2 mm; infere-se que as amostras do solo sob plantio convencional apresenta maior potencialidade de lixiviação de íons de  $K^+$ . O íon  $Cl^-$  teve um comportamento de exclusão do solo, facilitando o seu movimento, independentemente do tamanho da amostra dos agregados e do tipo de manejo (convencional e plantio direto).



## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Estudo futuros são recomendados para o aperfeiçoamento dos resultados deste trabalho, principalmente no que respeita a condição de solo não saturado e a coluna em posição horizontal, em especial no caso dos agregados maiores (2-4,76 mm) para promover maior interação de contato íon-sólidos do solo.

**REFERÊNCIAS**

- AMER, A. M.; LOGSDON, S. D.; DAVIS, D. Prediction of hydraulic conductivity as related to pore size distribution in unsaturated soils. v. 174, n. 9, p. 508–515, 2009.
- ROSOLEM, C. A.; GARCIA, R. A.; FOLONI, J. S. S.; CALONEGO, J. C. Lixiviação de potássio no solo de acordo com suas doses aplicadas sobre palha de milho. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 30, p. 813-819. 2006.
- BAALOUSHA, M. Aggregation and disaggregation of iron oxide nanoparticles: Influence of particle concentration, pH, and natural organic matter. **Science of the total environment**, v. 407, n. 6, p. 2093–2101, mar. 2009.
- BALDOS, U. L. C.; HERTEL, T. W. Global food security in 2050: The role of agricultural productivity and climate change. **Australian Journal of Agricultural and Resource Economics**, v. 58, n. 4, p. 554–570, 2014.
- BASSO, J. B.; KIANG, C. H. Retardamento e dispersão hidrodinâmica de cobre, potássio e cloreto em solos residuais do subgrupo Itararé no Estado de São Paulo. **Águas Subterrâneas**, v. 31, n. 1, p. 117, fev. 2017.
- BENTES, V. M.; MENDONÇA, E. S. Propriedades eletroquímicas de um solo eletropositivo influenciadas pela adição de diferentes fontes de matéria orgânica (1). [s.l: s.n.].
- BIGGAR, J. W.; NIELSEN, D. R. Miscible displacement: V. Exchange processes. **Soil Science Society of America Proceedings**, p. 623, 1963.
- BOLAN, N. S.; NAIDU, R.; SYERS, J. K.; TILLMAN, R. W. Surface Charge and Solute Interactions in Soils. Em: SPARKS, D. L. B. T.-A. IN A. [s.l.] Academic Press, 1999. p. 87–140.
- BRADY, N. C.; WEIL, R. R. Elementos da natureza e propriedades dos solos. 3. ed. [s.l: s.n.]686 p.
- BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: A review. **Geoderma**, v. 124, n. 1–2, p. 3–22, 2005.
- CARTER, P. G.; JOHANNSEN, C. J. Site-Specific Soil Management. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Editora: Elsevier, 2017. p. 1–7.
- CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A. L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num latossolo roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, n. 3, p. 527–538, 1998a.
- CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A. L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico... 527
- CHAUDHARY, P. et. al. Assessment of Soil Health Indicators Under the Influence of Nanocompounds and Bacillus spp. in Field Condition. **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, 7 jan. 2022.

- CHEROBIM, V. F.; HUANG, C. H.; FAVARETTO, N. Tillage system and time post-liquid dairy manure: Effects on runoff, sediment, and nutrients losses. **Agricultural Water Management**, v. 184, n. 3, p. 96–103, 2017.
- COSTANTINI, E. A. C.; PRIORI, S. Soil quality and health key indicators. Em: Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. [s.l.] Elsevier, 2022.
- COYNE, M. S.; PENA-YEWTUKHIW, E. M.; GROVE, J. H.; SANT'ANNA, A. C.; MATA-PADRINO, D. Soil health – It's not all biology. **Soil Security**, v. 6, p. 100051, mar. 2022.
- CZYŻ, E. A.; DEXTER, A. R. Mechanical dispersion of clay from soil into water: Readily dispersed and spontaneously dispersed clay. **International Agrophysics**, v. 29, n. 1, p. 31–37, 2015.
- DEXTER, A. R. Advances in characterization of soil structure. **Soil and Tillage Research**, v. 11, p. 199–238, 1988.
- DEXTER, A. R. Soil physical quality Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, v. 120, p. 201–214, 2004.
- DEXTER, A. R.; CZYZ, E. A.; RICHARD, G. Equilibrium, non-equilibrium, and residual water: Consequences for soil water retention. **Geoderma**, v. 177–178, p. 63–71, maio 2012.
- DEXTER, A. R.; RICHARD, G.; CZYZ, E. A.; DAVY, J.; HARDY, M.; DUVAL, O. Clay dispersion from soil as a function of antecedent water potential. **Soil Science Society of America Journal**, v. 75, n. 2, p. 444–455, 2011.
- DONAGEMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B.; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. Documentos 132 Manual de Métodos de. Embrapa, p. 230, 2011.
- ELMHOLT, S.; DEBOSZ, K.; MUNKHOLM, L. J.; SCHJØNNING, P. Biotic and abiotic binding and bonding mechanisms in soils with long-term differences in management. [s.l: s.n.].
- FERREIRA, M. M.; FERNANDES, B.; CURI, N. Mineralogia da fração argila e estrutura de latossolos da região sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, n. Xxii, p. 507–514, 1999.
- HILLEL, D. The solid phase. In: HILLEL, D. **Introduction to Environmental Soil Physics**. Estados Unidos da América: Editora Elsevier, 2004a. cap. 2. p. 37–90.
- HILLEL, D. The liquid phase. In: HILLEL, D. **Introduction to Environmental Soil Physics**. Estados Unidos da América: Editora Elsevier, 2004b. cap 3. p. 91–186.
- IDOWU, O. J. et. al. Farmer-oriented assessment of soil quality using field, laboratory, and VNIR spectroscopy methods. **Plant and Soil**, v. 307, n. 1–2, p. 243–253, 2008.
- KÄMPF, N.; SCHWERTMANN, U. Goethite and hematite in a climosequence in southern Brazil and their application in classification of kaolinitic soils. **Geoderma**, v. 29, n. 1, p. 27–39, 1983.
- KIRKHAM, D.; POWERS, W. L. Advanced soil physics. [s.l: s.n.]534 p.



KLEIN, V. A.; LIBARDI, P. L. Densidade e distribuição do diâmetro dos poros de um latossolo vermelho, sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 4, p. 857–867, 2002.

KLUTE, A. Tillage effects on the hydraulic properties of soil: A review. Em: *Predicting Tillage Effects on Soil Physical Properties and Processes*. p. 29–43. 1982.

KLUTE, A. Water Retention: Laboratory Methods. v. 9, n. 9, p. 635–662, 2018.

Kosambi DD (1944) The estimation of map distance from recombination values. *Ann Eugen* 12:172-175.

LEITE, H. M. F. et. al. Cover crops shape the soil bacterial community in a tropical soil under no-till. **Applied Soil Ecology**, v. 168, dez. 2021.

LEPSCH, H. C.; BROWN, P. H.; PETERSON, C. A.; GAUDIN, A. C. M.; KHALSA, S. D. S. Impact of organic matter amendments on soil and tree water status in a California orchard. **Agricultural Water Management**, v. 222, n. April, p. 204–212, 2019.

LIBARDI, P. L. Dinâmica da água no solo. Piracicaba: Editora Universidade de São Paulo. 2018. 293 p.

MALVEZI, K. E. D.; JÚNIOR, L. A. Z.; MÜLLER, L.; ROSA, F. R. T.; OLIVEIRA, J. C. S. de; TULLIO, G. F. Dinâmica de nutrientes do solo em sistema de plantio direto. **Acta Iguazu**, v. 4, n. 3, p. 10–30, 2015.

MATSUBAYASHI, U.; DEVKOTA, L. P.; TAKAGI, F. Characteristics of the dispersion coefficient in miscible displacement through a glass beads medium. **Journal of Hydrology**, v. 192, n. 1–4, p. 51–64, 1997.

MBAGWU, J. S. C.; AUERSWALD, K. Relationship of percolation stability of soil aggregates to land use, selected properties, structural indices, and simulated rainfall erosion. **Soil and Tillage Research**, 50, v. 50, 1999.

MEDEIROS, P. R. F. et. al. Dinâmica do potássio, cloro e fósforo em solo da região do submédio do Vale do Rio São Francisco. **IRRIGA**, v. 26, n. 2, p. 315–327, jun. 2021.

MIRBABAIEI, S. M. et al. Observation and simulation of water movement and runoff in a coarse texture water repellent soil. **Catena**, v. 207, p. 105637, nov. 2021.

NIELSEN, D. R.; BIGGAR, J. W. Miscible Displacement in Soils: I. Experimental Information. v. 35, n. 6, p. 853–855, 1961.

NIELSEN, D. R.; BIGGAR, J. W. Miscible Displacement in Soils: I. Experimental Information. **Soil Science Society of America Journal**, v. 25, n. 6, p. 853–855, 1962a.

NIELSEN, D. R.; BIGGAR, J. W. (1962) Miscible Displacement: III. Theoretical Considerations. **Soil Science Society of America Journal**, n. 2, 1962b.

NIELSEN, D. R.; HOPMANS, J. W.; KUTÍLEK, M.; WENDROTH, O. A brief review of soil water, solute transport, and regionalized variable analysis. **Scientia Agrícola**, v. 54, p. 89–115, 1997.

- OADES J.M., WATERS A.G. Aggregate hierarchy in soils. **Australian Journal of Soil Research**, v. 29, p. 815-828, 1991.
- OBOUR, P. B.; JENSEN, J. L.; LAMANDÉ, M.; WATTS, C. W.; MUNKHOLM, L. J. Soil organic matter widens the range of water contents for tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 182, n. April, p. 57–65, 2018.
- PAGLIAI, M.; VIGNOZZI, N.; PELLEGRINI, S. Soil structure and the effect of management practices. **Soil and Tillage Research**, v. 79, n. 2 SPEC.ISS., p. 131–143, 2004.
- PARDO, A.; AMATO, M.; CHIARANDÀ, F. Q. Relationships between soil structure, root distribution and water uptake of chickpea (*Cicer arietinum* L.). Plant growth and water distribution. **European Journal of Agronomy**, v. 13, n. 1, p. 39–45, 2000.
- RABOT, E.; WIESMEIER, M.; SCHLÜTER, S.; VOGEL, H. J. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. **Geoderma**, v. 314, p. 122–137, 2018.
- RAIJ, B. van. Avaliação da fertilidade do solo. [s.l: s.n.]142 p.
- REIS, B. F.; GINÉ, M. F. Amostragem Binária em Sistemas de Análises Químicas em Fluxo Empregando a Força Gravitacional para Movimentar as Soluções. Determinação Espectrofotométrica de Cloreto Química Nova 1996.
- RIBEIRO, L. S. et. al. Variabilidade espacial de atributos físicos de solo coeso sob sistemas de manejo convencional e de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1699–1702, 2016.
- RICHARDS, L. A. Capillary conduction of liquids through porous mediums. **Journal of Applied Physics**, v. 1, n. 5, p. 318–333, 1931.
- RUIZ, A. R.; FERREIRA, A. P.; ROCHA, G. C.; BORGES JR, J. C. F. VI - Transporte de solutos no solo. Em: Física do solo. p. 298. 2010.
- SANTOS, Humberto. Goncalves. Dos. Sistema Brasileiro De Classificação De Solos. 3. ed. [s.l: s.n.]353 p.
- SANTOS, R. S. S. Simulação da dinâmica do íon potássio pelo modelo HYDRUS-1D em condições de solo salino. 2014. Tese (Doutorado em Engenharia de Sistemas Agrícolas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11152/tde-06012015-110030/pt-br.php>. Acesso em: 19 nov. 2019.
- SCHNEIDER, R. et. al. Restoring soil health to reduce irrigation demand and buffer the impacts of drought. **Frontiers of Agricultural Science and Engineering**, v. 7, n. 3, p. 339–346, 2020.
- SCHULIN, R.; FLÜHLER, H.; MANSELL, R. S.; SELIM, H. M. Miscible displacement of ions in aggregated soils. **Geoderma**, v. 38, n. 1–4, p. 311–322, 1986.
- SENTELHAS, P. C. et. al. The soybean yield gap in Brazil - Magnitude, causes and possible solutions for sustainable production. **Journal of Agricultural Science**, v. 153, n. 8, p. 1394–1411, 2015.

SHARMA, V.; IRMAK, S. Comparative analyses of variable and fixed rate irrigation and nitrogen management for maize in different soil types: Part I. Impact on soil-water dynamics and crop evapotranspiration. **Agricultural Water Management**, v. 245, p. 106644, 2021.

SHUKLA, M. K.; ELLSWORTH, T. R.; HUDSON, J.; NIELSEN, D. R. Effect of Water Flux on Solute Velocity and Dispersion. **Soil Sciences Society of America Journal**, v. 67, p. 449–457, 2003.

ŠIMŮNEK, J.; HOPMANS, J. W. Modeling compensated root water and nutrient uptake. **Ecological Modelling**, v. 220, n. 4, p. 505–521, 24 fev. 2009.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M.; SCIENCE, S.; AGRICULTURAL, W. Organic matter and water-stable aggregates in soils. p. 141–163, 1982.

TORMENA, C. A.; KARLEN, D. L.; LOGSDON, S.; CHERUBIN, M. R. Corn stover harvest and tillage impacts on near-surface soil physical quality. **Soil and Tillage Research**, v. 166, p. 122–130, 2017.

VAN ES, H. M.; KARLEN, D. L. Reanalysis Validates Soil Health Indicator Sensitivity and Correlation with Long-term Crop Yields. **Soil Science Society of America Journal**, v. 83, n. 3, p. 721–732, 2019.

VAN GENUCHTEN, M. T.; ŠIMŮNEK, J.; LEIJ, N.; TORIDE, N.; ŠEJNA, M. STANMOD: model use, calibration, and validation. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 55, n. 4, p. 1353–1366, 2012.

VAN RAIJ, B. Determinação do ponto de carga zero em solos. **Bragantia**, v. 32, n. único, p. 337–347, 1973.

VOGEL, H. J.; EBERHARDT, E.; FRANKO, U.; LANG, B.; LIESS, M.; WELLER, U.; WIESMEIER, M.; WOLLSCHLÄGER, U. Quantitative Evaluation of Soil Functions: Potential and State. **Frontiers in Environmental Science**, v. 7, 22 out. 2019.

Zeng Z-B (1994) Precision mapping of quantitative trait loci. **Genetics** 136:1457-1468.