



**JAQUELINE DOS SANTOS SOARES**

**AVALIAÇÃO DE DIFERENTES DOSES DE ÁGUAS  
RESIDUÁRIAS DO PROCESSAMENTO DO CAFÉ E  
VINHAÇA SOBRE OS ATRIBUTOS DE SOLOS TROPICAIS:  
APLICABILIDADE DA DELIBERAÇÃO NORMATIVA COPAM**

164

**LAVRAS - MG**

**2025**

**JAQUELINE DOS SANTOS SOARES**

**AVALIAÇÃO DE DIFERENTES DOSES DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DO  
PROCESSAMENTO DO CAFÉ E VINHAÇA SOBRE OS ATRIBUTOS DE SOLOS  
TROPICAIS: APLICABILIDADE DA DELIBERAÇÃO NORMATIVA COPAM 164**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, área de concentração em Hidrologia, para a obtenção do título de Doutora.

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos  
Orientador

Prof. Dr. Michael Silveira Thebaldi  
Coorientador

**LAVRAS - MG  
2025**

**Ficha Catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração  
de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com  
dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Soares, Jaqueline dos Santos.

Avaliação de diferentes doses de águas residuárias do processamento do café e vinhaça sobre os atributos de solos tropicais : Aplicabilidade da Deliberação Normativa COPAM 164 / Jaqueline dos Santos Soares. - 2025.

146 p. : il.

Orientador: Mateus Pimentel de Matos

Coorientador: Michael Silveira Thebaldi

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2025.

Bibliografia.

1. Conservação do solo e água. 2. Fertirrigação. 3. Lixiviação de íons. I. Matos, Mateus Pimentel de . II. Thebaldi, Michael Silveira . III. Universidade Federal de Lavras. IV. Título.

**JAQUELINE DOS SANTOS SOARES**

**AVALIAÇÃO DE DIFERENTES DOSES DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DO  
PROCESSAMENTO DO CAFÉ E VINHAÇA SOBRE OS ATRIBUTOS DE SOLOS  
TROPICAIS: APLICABILIDADE DA DELIBERAÇÃO NORMATIVA COPAM 164**

**EVALUATION OF DIFFERENT DOSES OF WASTEWATER FROM COFFEE  
PROCESSING AND VINASSE ON THE ATTRIBUTES OF TROPICAL SOILS:  
APPLICABILITY OF COPAM 164 NORMATIVE RESOLUTION**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Linha de Pesquisa em Hidrologia, para a obtenção do título de Doutora.

Aprovada em 20 de março de 2025.

Dr. Alisson Carraro Borges - UFV  
Dr. Bruno Montoani Silva - UFLA  
Dr. Luiz Antonio Lima - UFLA  
Dr. Ronaldo Fia - UFLA

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos  
Orientador

Prof. Dr. Michael Silveira Thebaldi  
Coorientador

**LAVRAS - MG  
2025**

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente, expresso minha gratidão a Deus, por me conceder saúde, sabedoria e a oportunidade de trilhar este caminho, superando desafios e aproveitando cada aprendizado.

Aos meus pais, Adevaldo e Ana Sueli, cujo exemplo de força, humildade e dedicação sempre me inspirou. Embora não tenham tido a oportunidade de estudar, nunca mediram esforços para que eu e minha irmã tivéssemos acesso à educação, acreditando que esse seria o caminho para um futuro melhor. Sou imensamente grata por todo carinho e cuidado, pelos sacrifícios silenciosos e pelo apoio incansável que tornaram possível cada passo dado até aqui. À minha irmã, Daiane, por ser minha inspiração. Sou grata pela amizade, conselhos, incentivo constante e pelo carinho em todos os momentos.

Ao meu esposo, Felipe, por sua paciência, companheirismo e por estar ao meu lado em cada etapa desde o mestrado. Obrigada por dividir comigo tantos sonhos e planos, por sempre acreditar no meu potencial e por fazer questão de me lembrar o quanto sou inteligente e capaz.

Ao meu orientador, Professor Mateus Pimentel de Matos, minha gratidão especial por ter acompanhado minha trajetória acadêmica desde o mestrado. Agradeço pelo apoio constante e pelo compartilhamento de conhecimento ao longo desses anos. Ao meu coorientador, Professor Michael Silveira Thebaldi, por todas as contribuições, apoio e ensinamentos.

Em nome do professor Adriano Valentim Diotto, agradeço também ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos (PPGRH) e também aos membros das bancas de qualificação e de defesa. Ao professor Bruno Montoani e ao Departamento de Ciência do Solo pela parceria nas análises laboratoriais realizadas. Aos técnicos Renato, Elvis e Doroteu por todo o suporte e auxílio com a condução do experimento em laboratório e em campo.

Aos amigos Marina, Miguel e Pâmela, pela parceria, pelas trocas enriquecedoras e pela amizade que tornou essa caminhada mais leve. Agradeço, em especial, pela ajuda indispensável na condução do experimento.

À Universidade Federal de Lavras, especialmente ao PPGRH, pela oportunidade de crescimento profissional. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro através da concessão da bolsa de pesquisa - Código de Financiamento 001. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG).

Por fim, a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, meu mais sincero agradecimento.

## RESUMO

A fertirrigação com águas residuárias (AR) é uma prática de reúso que pode melhorar a fertilidade e os atributos do solo. No entanto, ao mesmo tempo, o seu manejo inadequado pode levar à degradação estrutural, acúmulo de sais e contaminação da água subterrânea, havendo a necessidade de seguir diretrizes técnicas para a sua utilização. A vinhaça (VIN) já possui regulamentação para sua aplicação no solo, enquanto que a água residuária do processamento do café (ARC), que apresenta características físico-químicas similares, ainda carece de normas específicas. Assim, com a realização deste trabalho, objetivou-se avaliar e comparar os efeitos de diferentes doses de VIN e ARC nos atributos físico-químicos e na lixiviação de  $K^+$  e  $Na^+$  em solos tropicais, utilizando como referência a DN COPAM 164/2011 (legislação para VIN), a fim de verificar a viabilidade de uso dos mesmos conceitos normativos da referida legislação, também para a ARC. Para isso, foram utilizadas colunas dispostas em Delineamento em Blocos Casualizados (DBC) em arranjo fatorial  $3 \times 2 \times 3$ , sendo preenchidas com três tipos de solos - Latossolo Vermelho (LV), Cambissolo Háptico (CX) e Neossolo Quartzarênico (RQ), fertirrigados com VIN e ARC em doses correspondentes a 50%, 100% e 200% do limite estabelecido pela Deliberação Normativa COPAM 164/2011, para avaliação dos atributos físico-químicos e lixiviação de íons. Os dados obtidos foram submetidos a análise de variância e estatísticas multivariadas de componentes principais (ACP) e agrupamento hierárquico (AAH). Os efeitos das diferentes AR na fertilidade dos solos estudados foram semelhantes, por outro lado, a aplicação da ARC ocasionou menor floculação de argila quando comparada à VIN. Em relação aos tipos de solo, CX apresentou o maior índice de dispersão de argila, quando comparado aos demais solos. As diferentes doses não apresentaram efeito significativo nas variáveis de estabilidade de agregados, porém quando se avaliou o acréscimo de  $K^+$ , as maiores doses das duas AR elevaram a concentração desse cátion em todos os solos estudados, principalmente no LV e CX. A VIN promoveu maior lixiviação total de  $K^+$ , especialmente na dose de 200% nos solos LV e CX. O RQ, devido ao menor volume de AR aplicado, apresentou menores perdas de  $K^+$ , no entanto resultou em maior lixiviação relativa de  $Na^+$  em relação aos demais solos. As maiores diferenças entre os tipos de AR foram observadas na lixiviação de  $K^+$ , elemento químico referencial, na dose mais alta da VIN e nos solos LV e CX, destacando a influência da composição química de cada água residuária e das características dos solos. De acordo com os resultados da fertilidade e das análises multivariadas, conclui-se que os efeitos da ARC e VIN nos solos estudados foram similares. Além disso, quando comparada à VIN, a ARC apresentou menores riscos de lixiviação de íons, sendo possível, dessa maneira, utilizar os mesmos conceitos da DN COPAM 164/2011 também para a ARC. Estudos complementares, como avaliação da condutividade hidráulica dos solos nas mesmas condições experimentais, seriam necessários para verificar o efeito da contínua aplicação de ambas águas residuárias nos solos estudados.

Palavras-chave: conservação do solo e água; fertirrigação; lixiviação de íons; atributos físico-químicos do solo; reúso agrícola.

## ABSTRACT

Wastewater fertigation is a reuse practice that can improve soil fertility and properties. However, inadequate management can lead to structural degradation, salt accumulation and groundwater contamination, making it essential that the technique be used in accordance with regulations and recommendations. Vinasse (VIN) is already regulated for soil application, whereas coffee processing wastewater (CWW), which has similar physicochemical characteristics, still lacks specific regulations. Thus, this study aimed to evaluate and compare the effects of different doses of VIN and CWW on the physicochemical attributes and leaching of  $K^+$  and  $Na^+$  in tropical soils, using DN COPAM 164/2011 (legislation for VIN) as a reference, to assess the feasibility of applying the same regulatory concepts to CWW. For this purpose, soil columns arranged in a Randomized Block Design (RBD) in a  $3 \times 2 \times 3$  factorial arrangement were used, being filled with three types of soils - Oxisol (OX), Inceptisol (IN), and Entisol Quartzipsamment (ENT), fertigated with VIN and CWW in doses corresponding to 50%, 100% and 200% of the limit established by Normative Deliberation COPAM 164/2011, to evaluate the physical-chemical attributes and ion leaching. The data obtained were subjected to analysis of variance and multivariate statistical analyses, including Principal Component Analysis (PCA) and Hierarchical Cluster Analysis (HCA). The effects of the different wastewater types on soil fertility were similar. However, CWW application resulted in greater clay dispersion compared to VIN. Regarding soil types, IN and ENT showed greater dispersion than OX, which is attributed to their mineralogy and structure. Different doses did not significantly affect aggregate stability variables; however, when evaluating  $K^+$  accumulation, the highest doses of both wastewater types increased the concentration of this cation in all soils studied, particularly in OX and IN. VIN led to greater total  $K^+$  leaching, especially at the 200% dose in OX and IN soils. ENT, due to the lower volume of wastewater applied, showed lower  $K^+$  losses and higher relative  $Na^+$  leaching compared to the other soils. The greatest differences between wastewater types were observed in  $K^+$  leaching, a key reference element, at the highest dose and in OX and IN soils, highlighting the influence of each wastewater's chemical composition. Based on fertility results and multivariate analyses, it was concluded that the effects of CWW and VIN on the studied soils were similar. Additionally, compared to VIN, CWW presented lower risks of ion leaching, making it possible to apply the same regulatory concepts from DN COPAM 164/2011 to CWW. Complementary studies, such as evaluation of the hydraulic conductivity of soils under the same experimental conditions, will be necessary to verify the effect of the continuous application of both wastewaters in the trained soils.

**Keywords:** soil and water conservation; fertigation; ion leaching; soil physical-chemical attributes; agricultural reuse.

## INDICADORES DE IMPACTO

O presente estudo contribui para o avanço do conhecimento relacionado ao aproveitamento agrícola de águas residuárias, com impactos diretos na área temática de meio ambiente, conforme a Política Nacional de Extensão. Ao avaliar e comparar os efeitos de diferentes doses de vinhaça (VIN) e água residuária do processamento do café (ARC) nos atributos físico-químicos e na lixiviação de íons em diferentes tipos de solos tropicais, a pesquisa gerou resultados aplicáveis à fertirrigação com águas residuárias geradas em volumes consideráveis no Brasil. Essa prática, além de resultar na redução do consumo de água de mananciais para a agricultura, possibilita também no aproveitamento eficiente dos nutrientes presentes nesses efluentes. As doses avaliadas foram determinadas utilizando como referência a DN COPAM 164/2011 (legislação para VIN), a fim de verificar a viabilidade de uso dos mesmos conceitos normativos da referida legislação, também para a ARC. Dessa forma, o estudo apresenta relevância para o setor agrícola, especialmente para cafeicultores do sul de Minas Gerais, que representam um público diretamente beneficiado pela possibilidade de utilizar a ARC gerada no processo produtivo na própria lavoura em doses seguras, resultando na otimização do manejo hídrico e nutricional do solo sem comprometer a qualidade ambiental. Os resultados também são relevantes para os órgãos ambientais reguladores, pois evidenciam a viabilidade de utilizar a Deliberação Normativa COPAM 164/2011 como referência para aplicação da ARC, contribuindo para o desenvolvimento de diretrizes ambientais mais abrangentes. Do ponto de vista social e econômico, a pesquisa pode impactar positivamente pequenos e médios produtores ao reduzir custos com fertilizantes minerais e minimizar os riscos ambientais associados à disposição inadequada de efluentes. Além disso, a pesquisa está alinhada aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, especialmente o ODS 6 (Água Potável e Saneamento), ODS 12 (Consumo e Produção Responsáveis) e ODS 15 (Vida Terrestre), ao incentivar o uso sustentável da água, a partir do reúso agrícola e da conservação da qualidade do solo.

## **IMPACT INDICATORS**

The present study contributes to advancing knowledge related to the agricultural reuse of wastewater, with direct impacts on the environmental thematic area, in line with the National Extension Policy. By evaluating and comparing the effects of different doses of vinasse (VIN) and coffee processing wastewater (CWW) on the physicochemical attributes and ion leaching in different types of tropical soils, the research generated results applicable to fertigation with wastewater, which is produced in significant volumes in Brazil. This practice not only reduces potable water consumption but also enables the efficient utilization of nutrients present in these effluents. The evaluated doses were determined using DN COPAM 164/2011 (legislation for VIN) as a reference to assess the feasibility of applying the same regulatory concepts to CWW. Thus, the study is relevant to the agricultural sector, particularly for coffee growers in southern Minas Gerais, who represent a directly benefited audience by having the possibility of reusing CWW generated in the production process on their own farms in safe doses. This results in optimized water and soil nutrient management without compromising environmental quality. The results are also relevant to environmental regulatory agencies, as they demonstrate the feasibility of using COPAM Normative Resolution 164/2011 as a reference for CWW application, contributing to the development of broader environmental guidelines. From a social and economic perspective, the research can positively impact small and medium-sized producers by reducing costs associated with mineral fertilizers and minimizing environmental risks related to improper effluent disposal. Additionally, the study aligns with the United Nations Sustainable Development Goals (SDGs), particularly SDG 6 (Clean Water and Sanitation), SDG 12 (Responsible Consumption and Production), and SDG 15 (Life on Land), by promoting the sustainable use of water through agricultural reuse and the conservation of soil quality.

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO 1

Figura 1 - a) Porcentagem da utilização da água para irrigação e fertirrigação no Brasil; b) uso da água (m <sup>3</sup> /s) para irrigação por tipologia e UF.....	20
Figura 2 - Evolução da regulamentação do reúso de água no mundo ao longo dos anos. ....	25
Figura 3 - Etapas do processo produtivo em uma indústria socroacooleira convencional.....	28
Figura 4 - Esquema do fruto do café e suas partes constituintes.....	31
Figura 5 - Etapas do processamento do café vias seca e úmida. ....	32
Figura 6 - Indicadores de qualidade do solo e frequência com que são utilizados.....	35
Figura 7 - Triângulo de classificação textural. ....	36
Figura 8 - Representação dos macroporos e microporos do solo. ....	38
Figura 9 - Disponibilidade de nutrientes do solo de acordo com variações no pH. ....	41
Figura 10 - Processos que interferem na biodisponibilidade de nutrientes no solo. ....	44

### CAPÍTULO 2

Figura 1 - Pontos de coleta dos solos utilizados na pesquisa. ....	67
Figura 2 - Caracterização mineralógica dos solos. ....	71
Figura 3 - Etapas da montagem das colunas de solo. ....	73
Figura 4 - Unidade experimental montada em casa de vegetação.....	74
Figura 5 - Esquema representativo de um sonificador de haste. ....	79
Figura 6 - Análise do desdobramento do fator AR dentro de cada tipo de solo.....	92
Figura 7 - Biplot dos CP1 e CP2 da análise de componentes principais para os atributos físicos e químicos dos solos após aplicação de diferentes doses de VN e ARC. ....	98
Figura 8 - Variações do pH e CO nos solos de acordo com a aplicação de diferentes doses (50%, 100% e 200%) de ARC e VIN.....	100
Figura 9 - Variações do K <sup>+</sup> e CE nos solos de acordo com a aplicação de diferentes doses (50%, 100% e 200%) de ARC e VIN.....	100
Figura 10 - Variações do Mg <sup>2+</sup> e Ca <sup>2+</sup> nos solos de acordo com a aplicação de diferentes doses (50%, 100% e 200%) de ARC e VIN.....	103
Figura 11 - Dendrograma da análise de agrupamento hierárquico para os solos após aplicação de diferentes doses (50, 100 e 200%) de VIN e ARC. ....	104

### CAPÍTULO 3

Figura 1 - Fluxograma das etapas executadas para verificação do movimento do K <sup>+</sup> e Na <sup>+</sup> nos solos estudados. ....	118
Figura 2 - Esquema representativo do processo de lixiviação das amostras de solo.....	120
Figura 3 - Modelos de regressão da lixiviação de K <sup>+</sup> ao longo do tempo para os diferentes solos (LV, CX e RQ) e combinações de AR-D.....	131
Figura 4 - Modelos de regressão da lixiviação de Na <sup>+</sup> ao longo do tempo para os diferentes solos (LV, CX e RQ) e combinações de AR-D.....	136

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO 1

Tabela 1 - Características de algumas variáveis físico-químicas da vinhaça.....	29
Tabela 2 - Características de algumas variáveis físico-químicas da ARC. ....	33

### CAPÍTULO 2

Tabela 1 - Localização das áreas amostrais dos solos estudados. ....	67
Tabela 2 - Classificação textural e densidade média de partículas.....	69
Tabela 3 - Caracterização química dos solos utilizados no ensaio de lixiviação de K.....	70
Tabela 4 - Caracterização físico química das águas residuárias.....	72
Tabela 5 - Doses e lâminas de aplicação calculadas para cada água residuária e para os três tipos de solo. ....	76
Tabela 6 - Níveis de energia aplicados às amostras de solo para avaliação da estabilidade de agregados através de energia ultrassônica. ....	80
Tabela 7 - Caracterização química do LV após aplicação das diferentes doses de ARC e VIN .....	83
Tabela 8 - Caracterização química do CX após aplicação das diferentes doses de ARC e VIN. ....	84
Tabela 9 - Caracterização química do RQ após aplicação das diferentes doses de ARC e VIN. ....	85
Tabela 10 - Resultados da análise de variância para as variáveis ID, ADA, GF e $\rho_p$ . ....	91
Tabela 11 - Análise do desdobramento do fator solos dentro de cada nível do tipo de AR.....	92
Tabela 12 - Resultados do teste de Scott-Knott para as fontes de variação Solos (ADA) e AR (ADA e GF). ....	94
Tabela 13 - Autovalores, variâncias e correlações entre as variáveis e os componentes principais.....	97

### CAPÍTULO 3

Tabela 1 -Caracterização química dos solos após aplicação das diferentes doses de ARC e VIN. ....	119
Tabela 2 - Quantidade total de K aplicado nos solos avaliados de acordo com cada dose. ...	121
Tabela 3 - Resultados da análise de variância para $K^+$ , $Na^+$ , pH e CE.....	122
Tabela 4 - Resultados do teste de Scott-Knott para os valores de pH do percolado, considerando os desdobramentos 1 e 2. ....	123
Tabela 5 - Resultados do teste de Scott-Knott para a CE ( $\mu S/cm$ ) do percolado, considerando os desdobramentos 1 e 2.....	125
Tabela 6 - Resultados do teste de Scott-Knott para a massa lixiviada de $K^+$ (mg) nos solos após percolações, considerando os desdobramentos 1 e 2. ....	128
Tabela 7 - Resultados do teste de Scott-Knott para a massa lixiviada de $Na^+$ (mg) nos solos após percolações, considerando os desdobramentos 1 e 2. ....	134
Tabela 8 - Massa aplicada e lixiviada (mg) de K e Na de acordo com o tipo de AR e dose..	138

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	13
1.1 Objetivo Geral .....	15
1.2 Objetivos Específicos.....	15
<b>2 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	16
2.1 Importância do reúso da água.....	17
2.2 Fertirrigação: potenciais e desafios .....	19
2.3 Legislação .....	23
2.4 Características gerais da vinhaça.....	26
2.5 Características gerais da água residuária do processamento do café.....	30
2.6 Indicadores de qualidade do solo .....	34
2.6.1 Atributos físicos e químicos do solo.....	35
2.6.2 Atributos químicos do solo.....	40
2.6.3 Mobilidade e transporte de solutos no solo .....	42
2.7 Efeitos da aplicação de VIN e ARC nos atributos do solo .....	45
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	48
<b>CAPÍTULO 2 ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DE DIFERENTES SOLOS TROPICAIS APÓS APLICAÇÃO DE VINHAÇA E ÁGUA RESIDUÁRIA DO CAFÉ: DOSES BASEADAS NA DN COPAM 164/2011</b> .....	62
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	64
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	66
2.1 Coleta e caracterização dos solos .....	67
2.2 Coleta e caracterização das águas residuárias.....	71
2.3 Preparo das colunas de solo.....	73
2.4 Definição das doses de aplicação.....	75
2.5 Avaliação dos atributos físicos dos solos após fertirrigação.....	76
2.6 Avaliação dos atributos químicos dos solos após fertirrigação.....	82
2.7 Análise estatística .....	82
<b>3 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	82
3.1 Caracterização química dos solos fertirrigados.....	82
3.2 Análise da fertilidade dos solos .....	86
3.3 Resultados da análise de variância .....	90
3.3.1 Índice de desagregação .....	92
3.3.2 Argila dispersa em água .....	93
3.3.3 Massa específica de partículas .....	95
3.4 Análise de componentes principais e de agrupamento hierárquico .....	96
<b>4 CONCLUSÃO</b> .....	105
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	106
<b>CAPÍTULO 3 LIXIVIAÇÃO DE K E Na EM SOLOS TROPICAIS APÓS APLICAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DO CAFÉ E DA VINHAÇA COM DOSES BASEADAS NA DN COPAM 164/2011</b> .....	113
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	115
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	118
2.1 Lixiviação de K <sup>+</sup> e Na <sup>+</sup> .....	119
2.2 Análise estatística.....	121
<b>3 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	122
3.1 pH.....	122
3.2 Condutividade elétrica .....	125

<b>3.3 Potássio</b> .....	127
<b>3.4 Sódio</b> .....	133
<b>3.5 Análise de sódio e potássio</b> .....	137
<b>4 CONCLUSÃO</b> .....	140
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	141

## CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO GERAL

### 1 INTRODUÇÃO

A disposição de águas residuárias no meio ambiente, *in natura* ou tratadas, em desconformidade com os padrões estabelecidos pelo órgão ambiental, pode implicar em diversos impactos negativos ao meio físico como a salinização do solo e da água; eutrofização; aumento da turbidez e depleção dos níveis de oxigênio dos corpos d'água; bem como contaminação da água subterrânea, dentre outras consequências indesejadas (Nasr, 2022; Ospanov *et al.*, 2020; Von Sperling, 2014). Para mitigar esses efeitos deletérios, pode-se aumentar os níveis de tratamento ou fazer o aproveitamento dos efluentes, evitando o lançamento em corpos hídricos, utilizando-se, por exemplo, da técnica da fertirrigação (Matos; Matos, 2017).

Essa aplicação de águas residuárias no solo pode resultar em diversos benefícios, desde que a sua aplicação seja feita seguindo critérios definidos. Cita-se a possibilidade de melhoria nos atributos físicos, com melhor estruturação do solo devido ao aporte de matéria orgânica; maior fertilidade do solo pela adição de macro e micronutrientes; maior produtividade, devido a melhoria dos fatores anteriormente citados e maior diversidade de microrganismos presentes (Huang *et al.*, 2024; Jaramillo; Restrepo, 2017). Ademais, pode-se, com uso da técnica, reduzir os gastos com água e adubação química, além de diminuir os custos do tratamento de águas residuárias (Marques *et al.*, 2017).

Dado o interesse em se fazer o aproveitamento da água residuária proveniente da produção sucroalcooleira na própria lavoura canavieira, órgãos ambientais de São Paulo e Minas Gerais se viram na necessidade de criar legislações próprias para a fertirrigação com a vinhaça (VIN). Surgiram então, respectivamente, as normas P4.231 de 2015 da CETESB (3ª edição da norma) e Deliberação Normativa (DN) COPAM 164/2011 (Minas Gerais, 2011; São Paulo, 2015).

Nessas legislações são descritos os procedimentos para armazenamento, transporte e aplicação dessa água residuária, rica em matéria orgânica, fenóis e potássio (Ferraz Junior *et al.*, 2022), características que conferem ao efluente um elevado potencial poluidor, de difícil tratabilidade, porém também a credencia como uma fonte em potencial para adubação potássica (Matos; Matos, 2017). Assim sendo, os critérios de dosagem de fertirrigação estão relacionados ao elemento químico referência potássio, sendo a lâmina dependente da concentração de  $K_2O$

na água residuária, da capacidade de troca catiônica (CTC) do solo e da capacidade extratora pela cultura da cana-de-açúcar (Minas Gerais, 2011; São Paulo, 2015).

Desde então, novas regulamentações surgiram para a aplicação de águas residuárias no solo, como para o esgoto sanitário (DN COPAM 65/2020) e indústrias alimentícias (Resolução CONAMA 503/2021), porém nenhuma diretamente relacionada à água residuária do processamento do café (ARC). Esse efluente, resultante dos processos de separação via líquida dos frutos, lavagem, descascamento e desmucilagem, apresenta características que se assemelham à vinhaça (Foresti Junior *et al.*, 2023). Dessa forma, há de se investigar se poderiam ser utilizados os mesmos conceitos da DN COPAM 164/2011 também para a ARC.

Diante do exposto, objetivou-se com a realização do presente trabalho avaliar os atributos físicos e químicos de três tipos de solos tropicais, recebendo doses de VIN e ARC equivalentes a 50%, 100% e 200% do valor máximo estabelecido na legislação existente para a primeira água residuária. Dessa forma, pode-se comparar o efeito de diferentes doses na concentração de íons e a possibilidade de uso da mesma legislação para as duas águas residuárias.

## **1.1 Objetivo Geral**

Avaliar os atributos físicos e químicos de três tipos de solos tropicais recebendo doses equivalentes a 50%, 100% e 200% do valor máximo estabelecido na aplicação da VIN de acordo com a DN COPAM 164/2011. As mesmas dosagens foram utilizadas para a ARC, de forma a possibilitar avaliar a viabilidade de uso de conceitos da referida legislação, também para esse tipo de água residuária.

## **1.2 Objetivos Específicos**

- a) Comparar os atributos físicos e químicos de três tipos de solos (Latosolo Vermelho, Cambissolo Háplico e Neossolo Quartzarênico) submetidos a três diferentes doses de ARC e VIN, inferindo sobre o efeito da lâmina aplicada, tipo de água residuária e de solo;
- b) Avaliar a estabilidade dos solos após recebimento das doses das distintas águas residuárias;
- c) Monitorar a lixiviação de potássio (K) e sódio (Na) em colunas de solos após receberem as três dosagens da ARC e VIN;
- d) Avaliar se os mesmos conceitos utilizados na DN COPAM 164/2011 podem ser utilizados para a ARC.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

A demanda hídrica global vem crescendo continuamente a uma taxa aproximada de 1% ao ano nas últimas quatro décadas, resultando em projeções alarmantes para os próximos anos. Estima-se que até 2050, o aumento na demanda urbana seja de aproximadamente 80%, que é uma parcela importante do montante total consumido (ONU, 2023). No Brasil, de acordo com dados da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), a expectativa é que ocorra aumento de 42% nas retiradas de água dos mananciais até 2040. Ainda de acordo com a ANA, a irrigação é um dos setores que lidera na expansão e crescimento da demanda hídrica. Nas últimas duas décadas o setor elevou o consumo de 640 para 965 m<sup>3</sup>/s, representando aproximadamente 50% da retirada total pelos usos consuntivos setoriais da água em 2020 (Brasil, 2022).

Dentre os setores que mais utilizam água no país e no mundo, destaca-se a agricultura, com cerca de 70% demandado, seguido da indústria e uso doméstico, 19% e 11%, respectivamente (Panhwar *et al.*, 2022). O crescimento populacional e industrial, a expansão do setor agrícola e a produção de energia elétrica são alguns dos fatores que elevaram a demanda global, visando a garantia de desenvolvimento socioeconômico (Guan *et al.*, 2024; Ingrao *et al.*, 2023). O aumento da demanda ocasionada pelos setores anteriormente mencionados, atrelado à degradação da qualidade da água e às alterações climáticas, tornam-se preocupantes, principalmente em locais que já estão em condições de estresse hídrico (Saraiva *et al.*, 2020).

A melhoria na gestão dos recursos hídricos no Brasil é urgente no cenário atual, no qual cresce a demanda por água, enquanto a disponibilidade se torna crítica em termos quantitativos e qualitativos em muitas regiões, principalmente, quando se considera os efeitos das mudanças climáticas no ciclo hidrológico (Pasqualetto *et al.*, 2022). Essa condição é reflexo de uso insustentável da água, com maior necessidade de retirada em mananciais superficiais e subterrâneos, ao passo que ocorrem constantes ações antrópicas que afetam o regime de chuvas, a recarga das fontes hídricas, além da degradação da qualidade, causando conflitos de uso, situações de escassez, dentre outros problemas (Pasqualetto *et al.*, 2022; Sales Filho *et al.*, 2021).

Dessa maneira, é imprescindível a adoção de estratégias e práticas voltadas para a eficiência do uso da água, principalmente na perspectiva da gestão hídrica na agricultura. Algumas alternativas como melhorias em tecnologias de captação e tratamento da água, dessalinização por osmose reversa, aproveitamento de águas residuárias, entre outras, podem

ser utilizadas (Shemer; Wald; Semiat, 2023). Dentre as opções elencadas, a utilização de águas residuárias destaca-se como uma estratégia capaz de atingir a produção de alimentos com reduzida pegada hídrica e de carbono (Lahlou; Mackey; Al-Ansari, 2022).

## 2.1 Importância do reúso da água

A crescente demanda por recursos hídricos entre os setores doméstico, industrial e agrícola resulta em uma intensa competição gerando conflitos, especialmente em áreas de alta densidade populacional e regiões áridas, conforme previamente abordado. Paralelamente, o crescimento populacional e a expansão de atividades ligadas aos setores agroindustriais e agrícola têm contribuído para o expressivo aumento da geração de efluentes líquidos, também conhecidos como águas residuárias (AR), o que configura um importante problema ambiental (Pratap *et al.*, 2023; Sun *et al.*, 2021). E essa questão é ainda mais sensível nas localidades desprovidas de soluções de saneamento (tratamento de esgotos) e/ou com deficiente fiscalização do tratamento/disposição das AR industriais e agroindustriais.

De acordo com Pratap *et al.* (2023), anualmente são gerados aproximadamente 380 bilhões de m<sup>3</sup> de AR a nível global, porém, apenas 24% do total são tratadas antes de serem lançadas em corpos d'água ou aproveitados na agricultura. Ainda segundo os mesmos autores, dentre os contaminantes mais problemáticos associados às AR, destacam-se os metais-traço como Cr, Cu, Ni, Cd, Zn, Fe, Pb, Mn, Hg e As. Além desses microcontaminantes inorgânicos, que de acordo com Adekunle, Matthew e Christopher (2024) possuem sua biodisponibilidade no solo dependente do pH, tipo de argila e do teor de matéria orgânica, outros constituintes das águas residuárias, como contaminantes orgânicos, organismos patogênicos, e mesmo os nutrientes, podem causar efeitos negativos no ambiente. Afinal, qualquer substância aplicada em excesso pode ser prejudicial ao meio físico, o que confere às AR um elevado potencial poluidor, se inadequadamente manejadas (Liu *et al.*, 2023).

Dentre os impactos negativos que as AR podem causar no ambiente aquático, cita-se a degradação da qualidade da água em decorrência da depleção dos níveis de oxigênio dissolvido, alteração do pH, possibilidade de eutrofização, risco de disseminação de patógenos e contaminação por substâncias orgânicas de baixa degradabilidade, que podem acumular em organismos e na cadeia alimentar (biomagnificação) (Weissmannová *et al.*, 2019); prejuízos estéticos, recreacionais; aumento nos custos de tratamento da água e, ainda, contaminação e degradação do solo (Jordão; Pessoa, 2014; Matos; Matos, 2017; Von Sperling, 2014).

Além do comprometimento da qualidade da água para abastecimento e para diferentes tipos de uso, devido a alteração das variáveis físicas, químicas e microbiológicas, esses poluentes podem causar desequilíbrios ecológicos de difícil controle e ainda representam riscos tangíveis à saúde e aos meios de subsistência humanos (Dhokpande *et al.*, 2024; Qin, 2024). Portanto, é fundamental implementar uma gestão eficiente das águas residuárias, adotando estratégias de mitigação com uso de práticas alternativas e traçando diretrizes para um gerenciamento sustentável. Porém, existem alguns desafios a serem enfrentados como a restrição técnica e financeira e a diversidade e complexidade dos poluentes (Qin, 2024).

Nesse contexto, pode-se tornar mais restritivo os padrões para lançamento de águas residuárias em cursos d'água, aumentar a fiscalização sobre o cumprimento das diretrizes e/ou incentivar práticas de reúso de água/aproveitamento de AR. Dada a complexidade e os elevados custos do tratamento de alguns tipos de águas residuárias, a última opção merece maior atenção e aplicação no contexto nacional. O reúso da água é uma prática que traz diversos benefícios, conservando a água potável disponível para usos essenciais contribuindo com a sustentabilidade ambiental e conservação dos recursos hídricos, principalmente em áreas que enfrentam escassez hídrica (Florides *et al.*, 2024).

Existem diversos tipos de reúso, dentre esses, a reutilização direta, potável ou não potável; e a indireta, planejada ou não planejada. No primeiro caso, a água residuária é tratada e prontamente aproveitada, enquanto que no reúso indireto, uma das alternativas é o lançamento no manancial, mistura e a posterior captação da água (Torretta *et al.*, 2020). Dependendo da finalidade de uso pode haver o tratamento mais simplificado ou mais avançado. Por exemplo, na recarga de aquíferos tem sido feito o emprego de tecnologias avançadas como ultrafiltração, osmose reversa e desinfecção ultravioleta (Abou-Shady; Siddique; Yu, 2023a). Outra destinação, do tipo não potável, seria o reúso em setores como irrigação (agrícola e paisagística) e em processos industriais, que também possui níveis de tratamento distintos em função do uso da água, da cultura produzida, entre outros fatores (Rich *et al.*, 2023; Tzanakakis; Capodaglio; Angelakis, 2023).

Globalmente, os setores que mais reutilizam a água são indústria, seguida da agricultura e da irrigação paisagística (Tzanakakis; Capodaglio; Angelakis, 2023), ainda que com números muito incipientes. Segundo Christou *et al.* (2024), do total de AR tratado mundialmente, apenas de 2 a 15% são aproveitados na irrigação. De acordo com Abou-Shady, Siddique e Yu (2023b), o reúso agrícola apresenta grande variação a nível global, sendo o sul da Europa responsável por cerca de 44%. Ainda de acordo com os autores, quando se avalia por país, cerca de 75 a 85% do reúso feito em Israel é no setor agrícola. Assim, há nações que se destacam no

aproveitamento de águas residuárias, como o esgoto, caso de Israel, Espanha, México e Austrália, enquanto o Brasil ainda apresenta um estágio menos avançado de implementação dessas práticas, com iniciativas limitadas em comparação a esses países (Abou-Shady; Siddique; Yu, 2023b; Kokkinos *et al.*, 2022).

Apesar das diversas vantagens da reutilização da água, a parcela aproveitada ainda é pequena, como explicado anteriormente, devido a desafios como a percepção pública (preconceitos), estruturas regulatórias, entraves econômicos, entre outros (Abou-Shady; Siddique; Yu, 2023b; Florides *et al.*, 2024; Rich *et al.*, 2023), requerendo uma mudança de visão e um melhor entendimento dos benefícios que podem ser proporcionados.

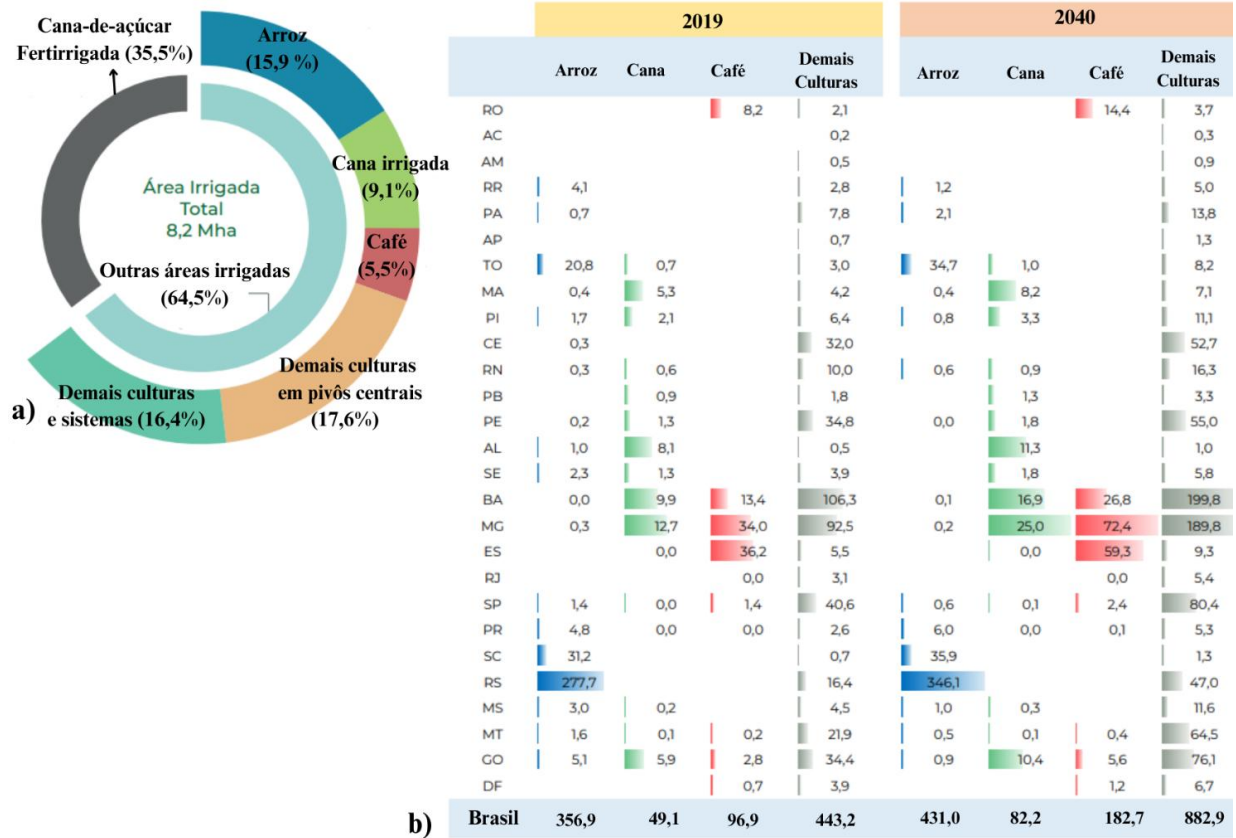
Como o setor agrícola é responsável por cerca de 70% da água consumida no mundo (Panhwar *et al.*, 2022), o aproveitamento de águas residuárias por meio da fertirrigação é uma forma de se reduzir a necessidade de retirada de água de mananciais (Abou-Shady; Siddique; Yu, 2023a). Essa alternativa de disposição de efluentes no solo tem como critérios a capacidade do solo e das culturas em assimilar os nutrientes aplicados, o que proporciona nutrição do solo sem haver o comprometimento da sua qualidade e risco de contaminação das águas subterrâneas (Matos; Matos, 2017). Assim como toda técnica, a fertirrigação apresenta potenciais e desafios, estando esses discutidos a seguir.

## **2.2 Fertirrigação: potenciais e desafios**

Conforme anteriormente apresentado, a disseminação da técnica da fertirrigação no Brasil apresenta grande importância em razão da agricultura ser o setor de maior consumo de água no país, e pelo fato de haver necessidade de dispor as águas residuárias produzidas. Porém, essa alternativa ainda é subutilizada.

Segundo dados do Atlas de Irrigação, o Brasil conta com mais de 8,2 milhões de hectares destinados a agricultura irrigada (Figura 1), sendo que desse total, 64,5% utiliza água de mananciais e 35,5% são fertirrigados com água de reúso, sendo a vinhaça a principal água residuária utilizada nessa parcela (Brasil, 2021). E com base no disposto na publicação da ANA, a área irrigada (com água de mananciais e de fertirrigação) tende a crescer até 2040 (em 4,2 milhões de hectares - 51% de aumento), o que implicará em aumento na demanda hídrica. Nessa projeção, estima-se que o uso da água destinada para a irrigação do café e cana-de-açúcar dobre no estado de Minas Gerais em relação ao que foi utilizado em 2019 (Figura 1 - b), implicando na necessidade de se elevar o uso de outras fontes de água (além das fontes tradicionais de mananciais).

Figura 1 - a) Porcentagem da utilização da água para irrigação e fertirrigação no Brasil; b) uso da água (m<sup>3</sup>/s) para irrigação por tipologia e UF.



Fonte: ANA (2021).

Além de reduzir a pressão sobre os mananciais superficiais e subterrâneos, o emprego da técnica da fertirrigação também proporciona ganhos econômicos e ambientais, uma vez que são fornecidos, de forma simultânea, nutrientes e água para as culturas (Tzanakakis; Capodaglio; Angelakis, 2023). Ou seja, há redução na necessidade de uso de água para irrigação e do uso de adubos químicos, como demonstrado por Marques *et al.* (2017). De acordo com os autores, utilizando esgoto bruto de uma estação de tratamento de esgotos, foi possível reduzir os custos de produção em até US\$ 624,00 por hectare, com atendimento (via fertirrigação) de 58% da demanda hídrica, 100% do P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 33% do K<sub>2</sub>O e 93% do N demandado na adubação do capim-elefante.

Além de nutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), as águas residuárias são ricas em matéria orgânica, em outros macro e diversos micronutrientes que contribuem com a qualidade e fertilidade do solo (Abou-Shady; Siddique; Yu, 2023b; Ricart; Rico, 2019). Ainda de acordo com Ricart e Rico (2019), os nutrientes que são considerados importantes para o

crescimento das plantas, como N e P, estão associados a outros elementos, também indispensáveis para o desenvolvimento de algumas culturas, como Boro (B), Zinco (Zn) e Enxofre (S).

No entanto, devido à alta concentração de cátions e ânions e outros constituintes nas águas residuárias, o reúso agrícola deve ser realizado com cautela. Dentre as principais preocupações estão a contaminação e poluição do solo e do lençol freático, além da salinização e dispersão química da argila, além do risco de exposição humana, principalmente pela presença de patógenos, como bactérias entéricas e vírus, poluentes orgânicos/inorgânicos, e outros poluentes emergentes (Tzanakakis; Capodaglio; Angelakis, 2023). Dessa maneira, dependendo do tipo de aproveitamento de efluentes, muitos pesquisadores e órgãos recomendam o tratamento prévio das águas residuárias.

Por outro lado, quanto maior o grau de tratamento, menor é o seu potencial uso, quanto à disponibilidade de nutrientes, e qualidade quando se pensa em reaproveitamento agrícola, pois o fertilizante deixa de ser um líquido equilibrado e passa a ser desequilibrado quimicamente, tornando sua disposição no solo mais complexa e limitada (Cooper *et al.*, 1992; Matos; Matos, 2017). Efluentes tratados, sobretudo os de origem doméstica, podem apresentar concentrações de nutrientes insuficientes para atender as demandas nutricionais das culturas (Abou-Shady; Siddique; Yu, 2023b; Maesele; Roux, 2021), além de maiores concentrações relativas de elementos de difícil remoção, como o sódio (Cooper *et al.*, 1992), elevando o risco de causar problemas físicos e químicos no solo, diminuindo o potencial de produção ou implicando em redução das doses aplicáveis ao solo. Santos *et al.* (2016), por exemplo, obtiveram produtividade 44 e 22% maior de algodão, respectivamente, na comparação do esgoto submetido apenas ao tratamento preliminar em relação à adubação química e na fertirrigação com o efluente tratado.

Em relação ao risco sanitário, deve-se ponderar sobre alguns aspectos, tais como tipo de água residuária; cultura a ser fertirrigada; e manejo da fertirrigação. Águas residuárias domésticas e de criatórios de animais possuem risco sanitário e podem requerer níveis mais avançados de tratamento para aplicação em culturas que serão consumidas cruas. Por outro lado, caso opte-se por outros tipos de produtos agrícolas, esse risco é relativizado, já que pode haver processamento anterior ou nem haverá consumo do colhido em campo. Ademais, deve-se ter ciência de que somente há contaminação se houver contato da água residuária (que apresente risco sanitário) com a parte colheitável, podendo também empregar técnicas de aplicações localizadas. Por fim, ainda que sejam culturas consumidas cruas, pesquisas têm apontado que a interrupção da aplicação da água residuária que contenham material entérico de

animais, 14 dias antes da colheita reduz a zero a contagem de organismos patogênicos. Essa condição se deve ao fato de que o solo é um ambiente hostil à sobrevivência dos agentes etiológicos de doenças (Matos; Matos, 2017; Oliveira *et al.*, 2022; Pereira *et al.*, 2014; Santos *et al.*, 2006). Assim, reforça-se a importância da adequada aplicação, seguindo conceitos de adubação e a capacidade do solo em assimilar nutrientes e depurar a água residuária aplicada.

Aplicando doses excessivas, pode-se superar a necessidade nutricional da cultura, o que resulta em problemas como crescimento vegetativo excessivo, maturidade irregular ou tardia e redução da qualidade da safra, além de salinização do solo ou até em problemas estruturais (dispersão da argila – menor risco) (Liang *et al.*, 2021; Rengasamy, 2018). Esse último risco, apesar de frequentemente citado (da fertirrigação com água residuária), também merece ponderações. Primeiro, que o risco de dispersão da argila depende de um grande desbalanço de cargas no solo e/ou aplicação excessiva de íons monovalentes, que se apresentarão em concentrações superiores à de outros cátions (Rengasamy, 2018). Ou seja, a definição da lâmina aplicada adequada pode minimizar esse risco.

Além disso, que para a água residuária resultar nesse processo de desagregação da argila, essa precisa ter elevada razão de adsorção de sódio (RAS) e baixa condutividade elétrica (CE), última condição difícil de ser encontrada em efluentes gerados em diversas atividades antrópicas (Klopp; Bleam, 2021; Rahimi; Pazira; Tajik, 2000). E por fim, existem solos mais propensos a apresentar a dispersão da argila e outros que apresentam maior resistência, como verificado em Almeida *et al.* (2009), Machineski *et al.* (2024) e Matos e Matos (2017). Os motivos estão apresentados e discutidos no item 2.6. Já a salinização é um problema mais recorrente da inadequada aplicação de águas residuárias no solo, impacto ambiental negativo decorrente do excesso de íons disponibilizados no meio (elevada condutividade elétrica) e que aumenta o potencial osmótico do solo, reduzindo a capacidade de absorção de água e nutrientes pelas plantas (Litalien; Zeeb, 2020; Munns; Tester, 2008; Rengasamy, 2018).

Apesar dos benefícios da fertirrigação serem conhecidos, as informações sobre as doses recomendadas para maior produtividade ainda são incipientes, principalmente entre os agricultores (Ricart; Rico, 2019). De acordo com Matos e Matos (2017), a determinação da dose de aplicação de água residuária na fertirrigação é determinada de acordo com uma ou mais variáveis constituintes do efluente definidos como referencial (elemento químico referencial). Dentre os constituintes que comumente são utilizados como elemento químico referencial, ou limitante, estão N, P, K, Na, metais pesados e outros elementos ou íons fitotóxicos, o que vai depender da concentração relativa do nutriente presente e da quantidade requerida pela cultura (ou suportada pelo solo).

Além da definição da dose correta de aplicação, deve-se também proceder com o adequado manejo da fertirrigação, fazendo o correto parcelamento em função da disponibilidade dos nutrientes e do requerimento da cultura. Diz-se que um elemento químico está prontamente disponível quando esse se apresenta na forma iônica, podendo ser absorvido pela planta, ou ser perdido por lixiviação. Também pode ocorrer perdas por volatilização, sendo dependente da quantidade aplicada, do pH do meio e do conteúdo de água do solo. Por outro lado, elementos químicos na forma orgânica ainda carecem de mineralização para serem disponibilizados para a planta, dessa forma, o fornecimento será mais lento e, conseqüentemente, a disponibilização e as perdas serão menores. De maneira geral, a aplicação deve ser feita no período de maior desenvolvimento da cultura, no qual os nutrientes são requeridos em maior quantidade, o que geralmente coincide com o período de maior crescimento vegetativo associado à produção agrícola de interesse. Outro ponto é a escolha do solo, sendo que solos argilosos ou de textura média, de baixa e média permeabilidade são mais recomendados. Solos arenosos, por sua vez, são mais propensos a perda de nutrientes por lixiviação, nesse caso, faz-se necessário um maior número de aplicações (maior parcelamento da aplicação), porém, sempre atentando-se ao risco de contaminação de águas subterrâneas (Matos; Matos, 2017).

Apesar dos benefícios provenientes do aproveitamento de águas residuárias, não existe, hoje, nenhuma norma internacional que regulamente a aplicação de efluentes no solo, sendo que cada país possui suas próprias recomendações (quando existem) (Florides *et al.*, 2024; Matos; Matos, 2017). Há algumas recomendações a nível mundial, voltadas para o uso agrícola, da Organização Mundial da Saúde (OMS) publicadas em 1989, com revisões e extensões subsequentes (Florides *et al.*, 2024; Jodar-Abellan; López-Ortiz; Melgarejo-Moreno, 2019; Abou-Shady; El-Araby, 2023). Uma discussão sobre a legislação existente no país e no estado de Minas Gerais está apresentada no item 2.3.

### **2.3 Legislação**

A adoção de forma eficiente e segura das práticas de reúso agrícola depende, além de outras ações, da determinação e implementação de um quadro regulatório. Esse, por sua vez, necessita apoiar-se em diferentes instrumentos como, por exemplo, indicação de padrões de qualidade de acordo com os diferentes tipos de reúso da água; deliberação de responsabilidades dos usuários, além do papel do órgão fiscalizador (incluindo o licenciamento ambiental); implementação de métodos de gestão de risco, entre outros mecanismos (Santos; Lima, 2022).

Contextualizando historicamente, a primeira regulamentação específica para prática de reúso no mundo foi publicada em 1918, no estado da Califórnia (EUA), com diretrizes aplicadas apenas para reúso em culturas não consumidas cruas. Em 1973, a Organização Mundial da Saúde (OMS) foi a primeira organização internacional a emitir diretrizes (recomendações) para o reúso agrícola, promovendo ações semelhantes em diversos países (Santos; Lima, 2022; Shoushtarian; Negahban-Azar, 2020). A partir dessa, outras regulamentações foram surgindo em alguns países ou blocos econômicos, caso da União Europeia (UE), sem, no entanto, haver consenso ou uma regulamentação internacional.

Na UE, por exemplo, a legislação caminhou com mudanças ao longo desses anos, até que um novo regulamento (nº 741/2020), sobre os requisitos mínimos de qualidade para reutilização de água no setor agrícola, foi lançado em maio de 2020. As diretrizes estabelecidas no regulamento começaram a ser diretamente aplicáveis em todos os estados membros em junho de 2023 (Truchado *et al.*, 2021).

No Brasil, o primeiro documento de caráter regulador que menciona, ainda que de forma superficial, a temática foi a Norma Brasileira (NBR) 13.969/1997 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1997). Essa NBR extrapolou o objetivo inicial, que era regular as alternativas e orientações para projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementar aos tanques sépticos, porém em seu item 5.6 apresentou orientações para o reúso local do efluente dessas unidades de tratamento. Dessa maneira, a publicação da NBR 13.969/1997 foi importante no sentido de introduzir ações voltadas a prática de reúso no país, no entanto apresentava parâmetros (valores definidos) para variáveis pouco aplicáveis para aproveitamento de águas residuárias no solo, como turbidez e cloro residual.

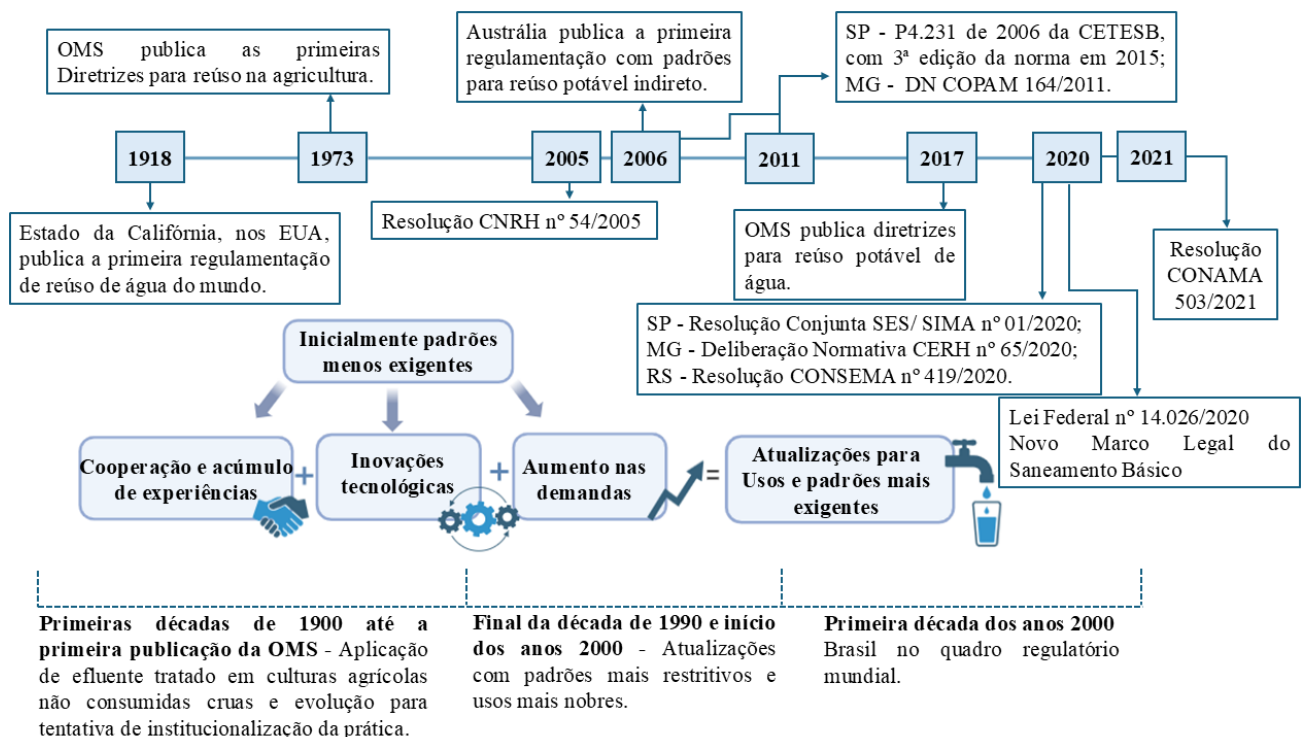
Em 28 de novembro de 2005 foi publicada a Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) nº 54 que estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências (Brasil, 2005). Porém, o documento não indica padrões de qualidade para os diferentes usos, abordando apenas aspectos gerais e conceitos. Ou seja, o Brasil não possuía, até 2021, nenhuma legislação federal a respeito da aplicação de nenhum tipo de água residuária (Moura *et al.*, 2020; Santos; Lima, 2022). Nesse ano então, foi publicada a resolução CONAMA 503/2021 a respeito da fertirrigação com efluentes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias (Brasil, 2021).

Nos estados, o pioneirismo foi a definição das condições para aplicação no solo de águas residuárias do processamento da cana-de-açúcar nos estados de São Paulo (P4.231 de 2006 da CETESB, com 3ª edição da norma em 2015) e Minas Gerais (COPAM 164/2011). Quase ao mesmo tempo, o estado da Bahia regulamentou, a partir do Conselho Estadual de Recursos

Hídricos (CONERH) com a Resolução Estadual nº 75 de 2010 (Bahia, 2010), os procedimentos para disciplinar a prática de reúso direto não potável de água (utilizando esgoto sanitário), na modalidade “reúso para fins agrícolas e/ou florestais: aplicação de água de reúso para produção agrícola e cultivo de florestas plantadas”, utilizando padrões microbiológicos recomendados pela OMS. Anos depois, outros estados como Ceará, São Paulo, Minas Gerais e Rio Grande do Sul também determinaram seus padrões nas esferas estaduais para aproveitamento do esgoto sanitário. Outra lei que cabe destaque é a Lei Federal nº 14.026/2020, que atualiza o marco legal do saneamento básico no país, e que, apesar de não ser voltada diretamente para o reúso, menciona a temática, apontando uma tendência que poderia auxiliar na difusão da técnica no país (Santos; Lima, 2022).

Com o aumento das demandas hídricas, avanços tecnológicos e acúmulo de experiências adquiridas ao longo do tempo, os regulamentos já existentes sofreram atualizações adotando padrões cada vez mais rigorosos, o que possibilitou a prática em setores mais exigentes como o uso potável, como o caso da Austrália que foi o primeiro país a publicar um regulamento com padrões para o reúso potável (Angelakis *et al.*, 2018). A seguir, na Figura 2, estão representadas a evolução e os avanços das regulamentações de reúso da água no mundo ao longo da história.

Figura 2 - Evolução da regulamentação do reúso de água no mundo ao longo dos anos.



Conforme apresentado na Figura 2, no ano de 2020 alguns estados como São Paulo, Minas Gerais e Rio Grande do Sul publicaram resoluções que regulamentam a utilização do reúso da água (uso de esgoto). No caso do Rio Grande do Sul, para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais, em São Paulo, reúso direto não potável do efluente doméstico tratado, para fins urbanos. Já em Minas Gerais a Deliberação Normativa CERH nº 65, de 18 de junho de 2020 prevê o uso de efluentes sanitários tratados em diversas atividades como como as agrossilvipastoris, incluindo a fertirrigação de culturas não ingeridas cruas; usos urbanos, como lavagem de praças, pátios, ruas, avenidas e estacionamentos; além de lavagem de veículos comuns e uso predial comercial ou industrial (restrito a descargas sanitárias), bem como usos para fins ambientais, para recuperação florística ou de áreas degradadas (Minas Gerais, 2020; Rio Grande do Sul, 2020; São Paulo, 2020).

Nos estados de São Paulo e Minas Gerais, as regulamentações P4.231 e DN COPAM 164/2011 surgiram devido ao interesse em aproveitar a água residuária gerada na produção sucroalcooleira na própria lavoura canavieira, demonstrando que a vontade na adoção pela prática faz fomentar o desenvolvimento da técnica e a criação de diretrizes (Minas Gerais, 2011; São Paulo, 2015). Assim, espera-se que outras regulamentações surjam para possibilitar o uso sustentável e adequado de águas residuárias, devido ao aumento da necessidade de água para atender ao crescimento da área irrigada, porém, espera-se que com manejo respeitando critérios técnicos. Nas referidas legislações, por exemplo, há delimitação da aplicação em função do potássio presente na água residuária, porém também explora aspectos como a capacidade de troca catiônica do solo (CTC) e a capacidade extratora da cultura (Duarte *et al.*, 2023). Na Deliberação Normativa (DN) COPAM 65/2020, por outro lado, considera-se o máximo de sódio a ser aplicado via esgoto sanitário, bem como o risco sanitário.

As normas do aproveitamento da vinhaça são de grande relevância visto que o Brasil é reconhecido por ser um dos maiores produtores de etanol e açúcar do mundo, o que gera, conseqüentemente, grandes volumes do efluente, um subproduto utilizado frequentemente na fertirrigação (Soto *et al.*, 2020). Maiores detalhes sobre as características deste tipo de água residuária estão abordados a seguir.

## **2.4 Características gerais da vinhaça**

O Brasil é o maior produtor mundial de etanol a partir do processamento de cana-de-açúcar, contribuindo de forma expressiva com o mercado global de biocombustível (Godoi *et al.*, 2019; Petrielli *et al.*, 2023). De acordo com dados da Companhia Nacional de

Abastecimento (CONAB), a estimativa para a safra 2024/2025 é de um volume de aproximadamente 28,5 bilhões de litros. Estados da região centro sul do país contribuem com cerca de 92% da produção total de etanol, tendo como destaque o estado de São Paulo que é o maior produtor de cana-de-açúcar do Brasil, responsável por mais de 50% da produção nacional (CONAB, 2024). Outro estado com grande destaque é Minas Gerais, não sendo, portanto, coincidência que ambos possuam regulamentação na aplicação no solo da água residuária gerada no processo.

O processo produtivo em uma indústria sucroalcooleira convencional se inicia com a recepção e lavagem da cana-de-açúcar, na sequência é feita a moagem, processo no qual é extraído o caldo, que, por sua vez, pode ser utilizado tanto para fabricação de açúcar quanto etanol (Poveda, 2019; Siqueira *et al.*, 2022). Além disso, o caldo e o melaço da cana-de-açúcar podem ser utilizados também na produção de diversas bebidas destiladas, como, por exemplo, a cachaça. No Brasil, cerca de 2 bilhões de litros da bebida, que hoje é a terceira bebida destilada mais popular do mundo, são produzidos por indústrias e produtores artesanais (Muller *et al.*, 2023).

De acordo com Siqueira *et al.* (2022), na produção de etanol o caldo, já filtrado previamente, passa pela etapa de fermentação alcoólica feita com a utilização de leveduras (fungos unicelulares da espécie *Saccharomyces cerevisiae*) gerando o vinho, que é, em seguida encaminhado para os processos de destilação, retificação e desidratação, nos quais são produzidos, respectivamente, o etanol hidratado e etanol anidro. Na etapa da destilação é gerada uma água residuária conhecida como vinhaça (VIN), produzida na proporção de 10 - 15 litros para cada litro de etanol fabricado (Duarte *et al.*, 2023; Lebron *et al.*, 2020). Durante o processamento da cana, também são gerados outros tipos de subprodutos, como o bagaço de cana, a torta de filtro e o melaço. Na Figura 3 é apresentado um esquema das etapas de produção de uma indústria sucroalcooleira convencional, indicando as etapas de produções dos efluentes líquidos e dos resíduos sólidos.

O processo integrado de produção de etanol e açúcar, apresentado no esquema da Figura 3, é utilizado na maior parte das usinas brasileiras que associam os dois processos a uma estratégia de biorrefinaria, na qual os resíduos gerados são utilizados dentro da própria cadeia produtiva, reduzindo os impactos ambientais negativos e otimizando os custos (Santana, 2016). A torta de filtro (obtida após filtração do caldo) e o bagaço (resíduo sólido da extração do caldo), por exemplo, são utilizados, respectivamente, como adubo na plantação de cana e em sistemas combinados de aquecimento e geração de eletricidade (cogeração) para fornecimento de energia térmica e eletromecânica dentro das usinas (Poveda, 2019). A VIN, por sua vez, tem o seu uso

na fertirrigação, tendo fundamental papel na economia circular, e podendo trazer benefícios para a melhoria das características do solo (Torres *et al.*, 2023). Já o melaço é aproveitado no processo para produção de etanol.

Figura 3 - Etapas do processo produtivo em uma indústria socioacoleira convencional.



Fonte: Adaptado de ANA (2021).

O uso, via fertirrigação, da VIN atinge elevadas porcentagens de aproveitamento nos maiores estados produtores, em que 79,5% da água de irrigação das lavouras de cana-de-açúcar é proveniente da água residuária gerada no processamento. Esse fato se deve aos elevados teores de K, macronutriente essencial para a cultura; a redução com custos de tratamento da água residuária; a economia com água e fertilizantes na produção agrícola; e a dificuldade de depuração da VIN. As remoções de potássio são reduzidas nos sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias, enquanto que a presença de fenóis inibe a atividade microbiana (aeróbia), prejudicando o tratamento biológico (Bueno *et al.*, 2024; Fuess *et al.*, 2023). Porém, novamente, ressalta-se que é importante seguir as diretrizes presentes na legislação pertinente, de forma a não resultar em impactos negativos.

A disposição inadequada da VIN e/ou o seu precário armazenamento podem causar salinização e acidificação do solo, lixiviação de potássio, que por sua vez, favorece a formação de complexos químicos de carga neutra que são facilmente lixiviados para o solo, além de provocar problemas estruturais e a contaminação de águas subterrâneas, assim como também pode resultar em eutrofização de corpos d'água e redução dos níveis de oxigênio dissolvido e diminuição da biodiversidade (Battisti *et al.*, 2019; Duarte *et al.*, 2023). Como exemplo, no ano de 2024, o rio Piracicaba foi altamente impactado pelos despejos de uma usina sucroalcooleira localizada em Rio das Pedras, SP (CNN BRASIL, 2024).

Dentre as características que conferem à VIN um elevado potencial poluidor destaca-se seu elevado teor de matéria orgânica, pH ácido, quantidades consideráveis de nitrogênio e fósforo e alta concentração de potássio (Ferraz Junior *et al.*, 2022; Reis; Hu, 2017; Vilar *et al.*, 2018) (Tabela 1).

Tabela 1 - Características de algumas variáveis físico-químicas da VIN.

Variável	Valores típicos	Referência
pH	3,25 - 4,97	Duarte <i>et al.</i> (2023); Siqueira <i>et al.</i> (2022)
CE	4.500 - 15.110	Duarte <i>et al.</i> (2023); Parsaee, Kiani e Karimi (2019)
DQO	14.517 - 150.000	Ferraz Junior <i>et al.</i> (2022); Santos <i>et al.</i> (2019)
DBO	6.000 - 65.000	Ferraz Junior <i>et al.</i> (2022)
ST	14.570 - 81.500	Del Nery <i>et al.</i> (2018); Siqueira <i>et al.</i> (2022)
SV	9.340 - 22.000	Del Nery <i>et al.</i> (2018); Siqueira <i>et al.</i> (2022)
SF	3.700 - 21.500	Gariglio (2008)
NTK	70 - 1.850	Ferraz Junior <i>et al.</i> (2022)
P	1 - 190	Parsaee, Kiani e Karim (2019)
K	40 - 10.000	Ferraz Junior <i>et al.</i> (2022); Parsaee, Kiani e Karimi (2019)
Na	50 - 3.820	Siqueira <i>et al.</i> (2022)
Ca	8 - 5.180	Parsaee, Kiani e Karimi (2019)
Mg	16 - 1.529	Siqueira <i>et al.</i> (2022)
Fenóis	450 - 469	Kiani <i>et al.</i> (2022)

pH - potencial de hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ); DQO - demanda química de oxigênio, DBO - demanda bioquímica de oxigênio, ST - sólidos totais, SV - sólidos voláteis, SF - sólidos fixos, NTK - nitrogênio total Kjeldahl, P- fósforo total, K - potássio, Na - Sódio, Ca - Cálcio, Mg - Magnésio e Fenóis em  $\text{mg L}^{-1}$ .

Fonte: Da autora (2025).

De acordo com Godoi *et al.* (2019), as propriedades físico-químicas da vinhaça podem variar amplamente de acordo alguns fatores como tipo de substrato fermentado pelas leveduras (mosto), variedade da cultura utilizada, manejo e uso do solo e tipo de sistema utilizado nas etapas de fermentação e destilação. Existem basicamente três diferentes tipos de mostos, o caldo, melação e uma combinação de ambos, que darão origem a diferentes taxas de produção de vinhaça com biodegradabilidade variada (Ferraz Junior *et al.*, 2022).

Se por um lado, essas características levam a água residuária apresentar grande potencial poluidor, por outro, a credencia como um efluente com potencial para aproveitamento na fertirrigação de culturas agrícolas, inclusive na própria lavoura canavieira (Matos; Matos, 2017).

## **2.5 Características gerais da água residuária do processamento do café**

Além de ser o país que mais produz etanol a partir do processamento de cana-de-açúcar no mundo, o Brasil também se destaca como o maior produtor e exportador de café, respondendo por quase 50% da produção mundial (Correia *et al.*, 2024). Ainda de acordo com os autores, essa *commodity* é considerada uma das mais importantes da cadeia produtiva mundial, em razão do elevado consumo diário da bebida, estimado em dois bilhões de xícaras, sendo a mais consumida no mundo.

De acordo com dados da CONAB, a estimativa é de que em 2024, a produção tenha alcançado 54,79 milhões de sacas beneficiadas, sendo o estado de Minas Gerais responsável por pouco mais de 50% deste total (produção estimada em 28,06 milhões de sacas) (CONAB, 2024). O estado possui condições favoráveis que contribuem com esses resultados, principalmente na porção Sul (maior região produtora) onde a altitude média é de 950 m e a temperatura anual média fica em cerca de 22°C (Costa, 2020).

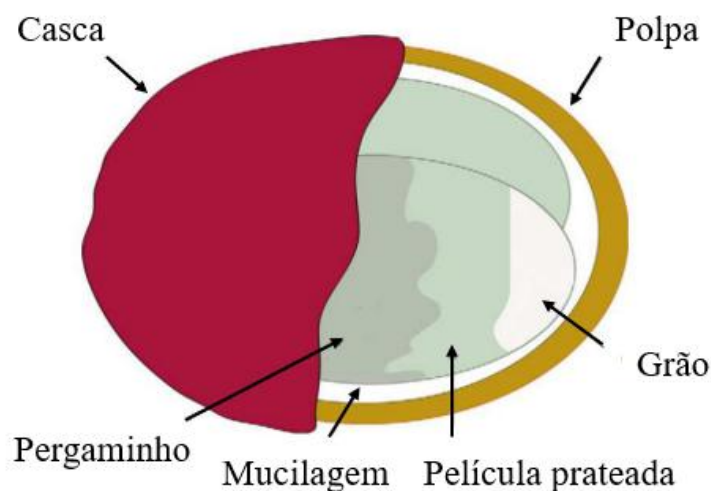
O manejo pós-colheita do café inclui diferentes métodos de processamento primário, que variam de acordo com a maturidade e qualidade dos grãos, são esses: via seca (também conhecido como café natural), via úmida ou por via semiseca (ou semiúmida) (Alemayehu; Asfaw; Tirfie, 2020; Polakova *et al.*, 2022). No método seco inicialmente é feita a lavagem dos frutos e separação de impurezas, e, posteriormente os grãos são dispostos em piso limpo e secos ao ar livre ou em esteiras (Campos *et al.*, 2021; Pin *et al.*, 2020). Após secagem, os frutos são descascados de forma manual ou mecânica (Polakova *et al.*, 2022).

Por ser mais simples e barato, o processamento a seco é utilizado com frequência, principalmente em áreas onde as condições climáticas favorecem a secagem ao sol

(Kleinwächter; Bytof; Selmar, 2015). Apesar dos grãos que passam pelo processamento a seco terem uma qualidade inferior (dada a possível fermentação dos frutos), a água é utilizada apenas na lavagem dos frutos e separação de impurezas, contribuindo com pequena parte da geração de água residuária do processamento do café (ARC) (Said *et al.*, 2021). No processamento por via semisseca, de maneira geral, a polpa que cobre os grãos é removida mecanicamente por um despoldador, e então, a mucilagem, material que permanece e que pode sofrer fermentação e reduzir a qualidade da bebida, é lavada antes dos grãos serem secos ao sol (Polakova *et al.*, 2022).

Já no processamento úmido, após lavagem e triagem dos frutos, também ocorre o descascamento, a despolda e a desmucilagem, com remoção via líquida da mucilagem, camada viscosa localizada entre o pergaminho e a casca (Figura 4), assim, durante todo processo é consumida uma quantidade elevada de água (Ijanu; Kamaruddin; Norashiddin, 2020; Foresti Junior *et al.*, 2023). Como consequência, são gerados grandes vazões de ARC (Sengupta *et al.*, 2020).

Figura 4 - Esquema do fruto do café e suas partes constituintes.



Fonte: Esquivel e Jiménez (2012).

No processo de lavagem dos frutos utiliza-se cerca de 0,1 a 1 L de água para cada litro de fruto, já no descascamento de 3 a 5 L de água por litro de fruto processado (Matos; Matos, 2017) e, computando descascamento e desmucilagem, chega-se a 10 L de ARC para cada litro

de fruto (Foresti Junior *et al.*, 2023). A seguir, na Figura 5 estão representadas as etapas do processamento do café via seca e úmida.

Figura 5 - Etapas do processamento do café vias seca e úmida.



Fonte: Da autora (2025).

Foresti Júnior *et al.* (2023) realizaram um estudo de revisão sobre os subprodutos gerados no processamento do café e as possibilidades de aproveitamento dos mesmos. Os autores apresentaram estudos para aproveitamento dos resíduos sólidos (polpa, cascas e pergaminho,) para adubação orgânica (e fornecimento de K), fabricação de sorventes, emprego como substrato para produção de fungos, alimentação animal e geração de energia (pela queima), dentre outras possibilidades.

Já a ARC possui baixo pH e é constituída por diversos poluentes em concentrações elevadas que conferem a essa um elevado potencial poluidor (Ijanu; Kamaruddin; Norashiddin, 2020), com características que a tornam similar a vinhaça. Cita-se os elevados teores de potássio, a presença de fenóis e pH ácido, que fazem como que o seu tratamento seja desafiador (Bondam *et al.*, 2022; Fia *et al.*, 2010a; Hoseini *et al.*, 2021).

As características da ARC são bastante variáveis, dependendo de fatores como recirculação da água utilizada no processo (Gardiman Junior, 2022), tipo de processamento utilizado (e etapas que em se utiliza a água), variação da maturação dos grãos e diferença na localização geográfica do cultivo contribuem com a variação dos componentes presentes nesse efluente (Sengupta *et al.*, 2020; Foresti Junior *et al.*, 2023). Os valores de algumas características físico-químicas da ARC, de acordo com dados da literatura, estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Características de algumas variáveis físico-químicas da ARC.

Variável	Valores típicos	Referência
pH	3,57- 6	Alemayehu, Asfaw, Tirfie (2020); Sengupta <i>et al.</i> (2020)
CE	960 - 2840	Alemayehu, Asfaw, Tirfie (2020); Gardiman Junior (2022)
DQO	8480 - 47420	Alemayehu, Asfaw, Tirfie (2020); Gardiman Junior (2022)
DBO	3700 - 37944	Alemayehu, Asfaw, Tirfie (2020); Cruz-Salomón <i>et al.</i> (2017)
ST	1069 - 21998	Campos <i>et al.</i> (2021); Gardiman Junior (2022)
SV	690 - 14588	Campos <i>et al.</i> (2021)
SF	390 - 3546	Campos <i>et al.</i> (2021)
NTK	125,8 - 700	Alemayehu, Asfaw, Tirfie (2020); Cruz-Salomón <i>et al.</i> (2017)
P	5 - 50	Campos <i>et al.</i> (2021); Sengupta <i>et al.</i> (2020)
K	1,5 - 1354	Gardiman Junior (2022); Moreira (2024)
Na	7,8 - 77	Alemayehu, Asfaw, Tirfie (2020); Campos <i>et al.</i> (2021)
Ca	67,8 - 92	Alemayehu, Asfaw, Tirfie (2020)
Mg	42,5 - 61,1	Alemayehu, Asfaw, Tirfie (2020); Beyene <i>et al.</i> (2014)
Fenóis	127 - 358,8	Fia <i>et al.</i> 2010b; Prado e Campos (2008)

pH - potencial de hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ); DQO - demanda química de oxigênio, DBO - demanda bioquímica de oxigênio, ST - sólidos totais, SV - sólidos voláteis, SV - sólidos fixos, NTK - nitrogênio total Kjeldahl, P- fósforo total, K - potássio, Na - Sódio, Ca - Cálcio, Mg - Magnésio e Fenóis em  $\text{mg L}^{-1}$ .

Fonte: Da autora (2025).

De acordo com Campos *et al.* (2021), diante do elevado potencial poluidor e grande volume gerado, é necessário que seja feita a adequada gestão da ARC, devendo ter o devido tratamento antes de serem lançadas no ambiente aquático ou que seja feito o seu aproveitamento. Os autores, conjuntamente com Blinová *et al.* (2017) e Foresti Junior *et al.*

(2023) destacam que pode haver uso da ARC como matéria-prima para as indústrias alimentícia (fabricação de isotônicos, por exemplo), farmacêutica ou cosmética, na geração de energia (degradação anaeróbia e geração de biogás ou na extração de bioetanol) e ainda, na fertirrigação devido ao elevado teor de nutrientes, facilidade de aplicação e baixo custo.

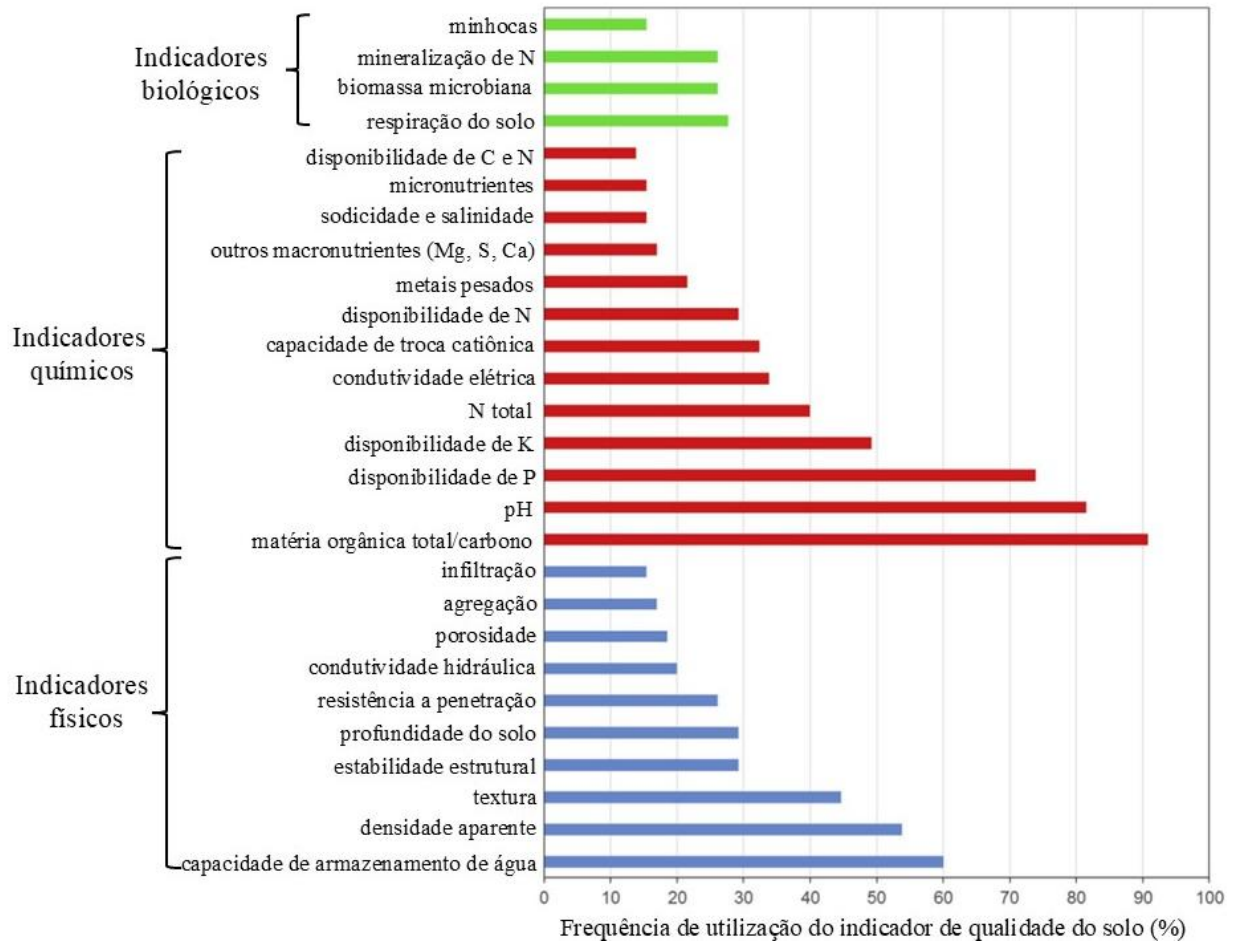
Apesar da ARC apresentar características próximas às encontradas na VIN, em termos de elevadas concentrações de potássio e matéria orgânica, pH ácido e importante presença de fenóis, somente a última possui diretrizes para a fertirrigação. Assim, na inexistência de uma norma reguladora, torna-se importante avaliar se a adoção da COPAM 164/2011, por exemplo, seria viável como norteadora da aplicação de ARC no solo. Isso, visando resguardar a qualidade ambiental, reduzir o risco de contaminação de águas subterrâneas e superficiais, além de não afetar negativamente os atributos do meio.

## **2.6 Indicadores de qualidade do solo**

De acordo com Rocha *et al.* (2022) define-se como qualidade do solo a capacidade que o mesmo apresenta em desempenhar funções como garantia de produtividade, preservação da qualidade ambiental e conservação da biodiversidade. O uso e manejo do solo causam mudanças que ocorrem, geralmente, de forma lenta, razão pela qual torna-se complexa a detecção dos problemas antes que danos irreversíveis sejam causados (Moscardini, 2020).

Dessa forma, torna-se necessária a seleção de atributos dos solos sensíveis à mudança ocasionada pelo manejo como forma de indicar a qualidade do mesmo (Bünemann *et al.*, 2018). Na Figura 6 estão apresentados alguns atributos do solo utilizados como indicadores de qualidade e a frequência com que cada um deles é utilizado de acordo com Bünemann *et al.* (2018).

Figura 6 - Indicadores de qualidade do solo e frequência com que são utilizados



Fonte: Adaptado de Bünemann *et al.* (2018).

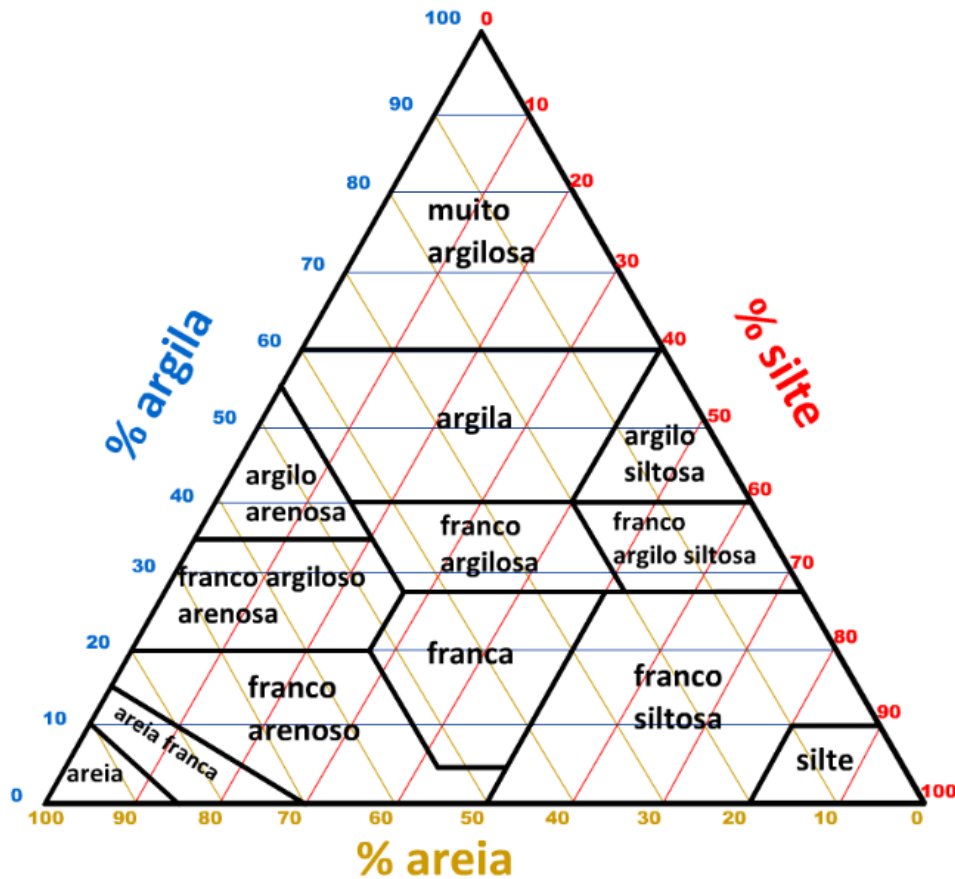
Conforme observado na Figura 6, os atributos físico-químicos do solo são amplamente utilizados como indicadores de qualidade do solo, principalmente o teor de matéria orgânica, o pH e a disponibilidade de nutrientes, havendo também outros atributos frequentemente monitorados, tais como a capacidade de armazenamento de água, a densidade aparente, textura, estabilidade estrutural, entre outros. A seguir, serão discutidos alguns desses atributos físico-químicos do solo.

### 2.6.1 Atributos físicos e químicos do solo

De acordo com Santos *et al.* (2018), o solo é formado pela atuação de processos físicos, químicos e biológicos e, é definido como uma matriz dinâmica trifásica, contendo constituintes sólidos, líquidos e gasosos. A fase sólida é composta por matéria orgânica e material mineral (minerais primários e secundários), enquanto que a água e os gases ocupam, em proporção variada, os espaços porosos entre e dentro dos agregados do solo.

Com base na composição/proporção de areia, silte e argila existentes no presente como partículas sólidas do solo, a classificação textural pode ser determinada com auxílio do diagrama da Comissão de Método de Trabalho de Campo, da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, utilizando a escala internacional (EMBRAPA, 2002), representado na Figura 7.

Figura 7 - Triângulo de classificação textural.



Fonte: Adaptado de Curi (1993).

Em relação à porosidade (macro e microporos) do solo, que pode ser ocupada por água ou ar (conteúdo de água do solo), atributo esse que é dependente da textura do solo (proporção argila, areia e silte) e da estrutura formada (Shahidian *et al.*, 2017). Solos mais arenosos tendem a apresentar maior capacidade de drenagem, enquanto que os argilosos, maior retenção de água. No entanto, solos argilosos de regiões tropicais, que sofreram maior grau de intemperismo, podem apresentar condutividade hidráulica compatível ao de solos arenosos em razão da estrutura granular formada (Monteiro; Albuquerque; Gigliotti, 2024). Essa condição se deve à presença de Fe e Al (dos óxi-hidróxidos), que somado à adição de matéria orgânica (MO),

auxiliam na cimentação dos torrões, aumentando a estabilidade da organização do solo de textura granular, proporcionando boa macroporosidade (Di *et al.*, 2022; Siebers *et al.*, 2024).

Os arranjos formados pela união das partículas por meio de agentes cimentantes proporcionam diversas funções importantes do solo como a condução (drenagem) e o armazenamento de água e carbono, manutenção da diversidade genética e a ocorrência dos ciclos biogeoquímicos. A estrutura agregada do solo pode ser dividida em macroagregados ( $> 250 \mu\text{m}$ ) e microagregados ( $< 250 \mu\text{m}$ ), que podem ainda ser subdivididos em microagregados grandes ( $50 - 250 \mu\text{m}$ ) e microagregados pequenos ( $2 - 50 \mu\text{m}$ ) (Van Den Bergh *et al.*, 2024).

De acordo com Ma *et al.* (2024), a estabilidade dos agregados do solo, por sua vez, é um conceito abrangente, que, de maneira geral, pode ser definido como a capacidade que os agregados possuem em manter seu estado original, ou tamanho, mediante a impactos de forças externas como gotas de chuva, da lâmina aplicada de irrigação, das práticas do manejo do solo e de desequilíbrios de cargas (dispersão química), entre outros. Solos de regiões tropicais tendem a apresentar maior resistência a esses distúrbios em função da estrutura formada (mineralogia, presença de matéria orgânica e outros agentes cimentantes como secreções microbianas e cátions multivalentes) que contribuem com a formação e estabilidade dos agregados (Zhu *et al.*, 2022).

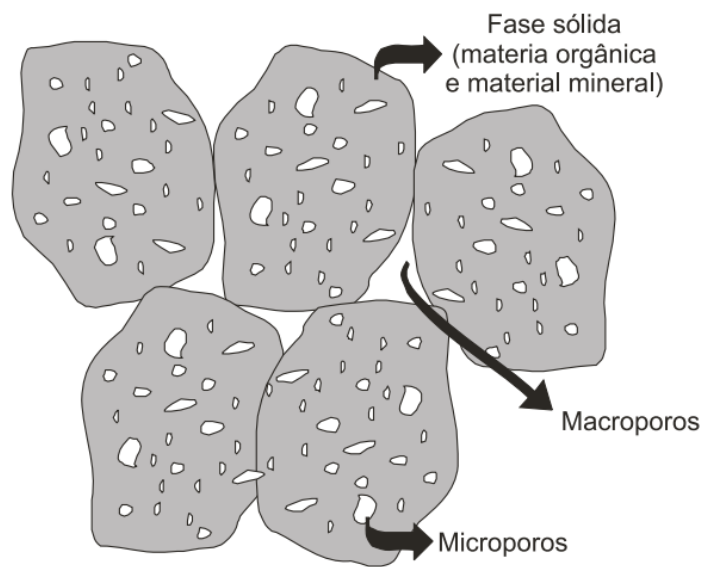
Um dos métodos clássicos de avaliação da estabilidade de agregados é o peneiramento úmido de Yoder (1936) e suas modificações, em que o resultado é expresso em diâmetro médio geométrico, diâmetro médio ponderado e porcentagem dos agregados estáveis (Ma *et al.*, 2024; Sá; Lima, 2005). Entretanto, uma das limitações desse método é que o nível de energia utilizado é desconhecido, impossibilitando relacioná-lo com as energias que comumente causam desagregação do solo em campo (Sá; Lima, 2005). Ainda de acordo com Sá e Lima (2005), outro método para determinação da estabilidade de agregados é com base no uso de energia ultrassônica. Os autores destacam que entre as vantagens do uso desse método está a dispersão total do solo sem o uso de dispersantes químicos.

Ainda em relação a agregação do solo, estudos comumente utilizam a avaliação da argila dispersa em água (ADA) como um indicador de qualidade. Esse indicador sofre variação de acordo com alguns fatores como a textura, mineralogia da fração argila e o uso e manejo do solo. A partir da ADA é possível calcular o grau de flocculação (GF) que indica a proporção da fração argila que se encontra flocculada, inferindo sobre o grau de estabilidade dos agregados (Teixeira *et al.*, 2017).

Conforme discutido, os agregados do solo, dentre outras funções, são importantes no processo de armazenamento de água, que é estocada em seus microporos, fenômeno conhecido

como capilaridade. Outra forma do solo armazenar água é pelo processo de adsorção (por influência de forças superficiais), que combinado à capilaridade originam o potencial mátrico do solo (Libardi, 2005). Esses poros de tamanho reduzidos, formados dentro dos agregados (Figura 8), são determinados em laboratório pelo método da mesa de tensão (após saturação das amostras) e determinação do conteúdo de água restante após a pressão aplicada (Oliveira, 1968).

Figura 8 - Representação dos macroporos e microporos do solo.



Fonte: Lima; Lima e Melo (2007)

Já os macroporos (poros de tamanho  $> 50 \mu\text{m}$ ) são responsáveis pela drenagem e movimentação de água no solo, interferindo na condutividade hidráulica do meio, no crescimento de raízes, na absorção de nutrientes, dentre outros. Seu cálculo depende da diferença entre a porosidade total ( $\alpha$ ) e a microporosidade ( $\Theta$ ) (Mendonça *et al.*, 2013). A porosidade total do solo, por sua vez, é a fração do volume total em um determinado volume de solo que pode ser ocupado por água e ar. Nesse caso, a  $\alpha$  pode ser determinada de forma direta obtida pela mensuração da massa de água necessária para saturar uma amostra de volume total conhecido, ou ainda, pela relação entre a massa específica do solo e a de partículas (Teixeira *et al.*, 2017).

A massa específica do solo ( $\rho_s$ ), também conhecida como massa específica global, é a relação entre a massa e o volume ocupado pelo solo, ou seja, leva em conta a fração sólida e também a presença de poros. Conseqüentemente, é dependente da composição mineralógica e orgânica média, textura e estrutura do solo, podendo também ser afetada por práticas no solo,

como incorporação de matéria orgânica, compactação e a dispersão da argila (Gui *et al.*, 2021; Xu *et al.*, 2017).

Já a massa específica de partículas ( $\rho_p$ ), ou massa específica real, de uma amostra de solo é calculada a partir da relação entre a massa total e o volume total de sólidos presentes na amostra, desconsiderando a porosidade (Teixeira *et al.*, 2017). Essa variável é influenciada pelo material de origem e pela presença de matéria orgânica.

O conteúdo de água no solo é uma outra variável física frequentemente aferida, sendo importante para avaliar a necessidade de irrigação e capacidade de retenção de umidade. Maiores teores de argila, maior microporosidade e teores de matéria orgânica tendem a resultar em solo mais úmido no momento da determinação, além de também haver influência meteorológica (temperatura e precipitação) (Franzuebbers, 2022; Fukumasu *et al.*, 2022; Panagea *et al.*, 2021).

A fração argila é constituída, principalmente, por minerais lamelares apresentando uma elevada área superficial específica, o que, conseqüentemente, garante uma maior atividade físico-química quando comparada à fração areia e silte. Além disso, a maioria das argilas possuem predomínio de cargas negativas, formando uma camada iônica dupla capaz de ligar-se aos íons presentes na porção líquida do solo, fazendo com que as mesmas participem ativamente na retenção de cátions no solo, fenômeno conhecido como capacidade de troca catiônica (CTC). A capacidade que as argilas apresentam em relação a retenção de cátions difere muito dentre os subgrupos de argilominerais, a ordem decrescente da capacidade de troca de cátions dos três principais subgrupos é: montmorilonita > ilita > caulinita > argilas não silicatadas (EMBRAPA, 2002; Reichardt; Timm, 2016). E a mudança na composição do solo, em termos de textura e tipo de argila predominante, é dependente de fatores como tempo e ações intempéricas (chuva, vento, temperatura, microrganismos e espécies vegetais) (Tripathi; Pandey; Ranjan, 2021).

Com o avançar do intemperismo, a rocha se desgasta para formar o solo, enquanto que os minerais primários são convertidos a secundários, presentes na argila. Essa fração do solo, por sua vez, começa com uma estrutura organizada em duas lâminas tetraédricas de silício e uma octaédrica de alumínio, constituindo a argila 2:1 (representantes: montmorilonita e ilitas), mais reativa e de maior CTC. Posteriormente, uma lâmina de silício é perdida e a argila passa a ser denominada 1:1 (representada pela caulinita) até que, em solos mais velhos (intemperizados) são formadas as ditas argilas não silicatadas (oxi-hidróxidos de Fe e Al) (Li *et al.*, 2020; Resende *et al.*, 2014). As últimas proporcionam atributos físicos interessantes ao

solo (maior condutividade hidráulica, porosidade e menor propensão à dispersão química), porém com reduzidos valores de CTC, baixa fertilidade e CE, além de pH ácido (Barton, 2002).

### 2.6.2 Atributos químicos do solo

Dentre os atributos químicos do solo mais utilizados como indicadores de qualidade estão o teor de matéria orgânica (MO), pH, disponibilidade de fósforo e potássio, nitrogênio total e condutividade elétrica (CE) (Bünemann *et al.*, 2018).

A MO do solo é uma complexa combinação de substâncias (componentes estáveis e transitórios), de composição variada, sendo dependente da decomposição de resíduos orgânicos pela ação metabólica de microrganismos, e composta, em maior parte (65 - 80%), por substâncias húmicas (Bashir *et al.*, 2021). De acordo com Bashir *et al.* (2021) e Matos e Matos (2017), a MO presente no solo promove melhorias nas suas propriedades físicas, químicas e biológica da seguinte forma:

- Propriedades físicas: melhora a estrutura (agente cimentante), proporciona aumento da porosidade (e reduz a massa específica do solo); eleva a capacidade de retenção de água no solo; majora as taxas de infiltração/percolação (condutividade hidráulica); reduz a erodibilidade (propensão à erosão) e eleva a resistência à dispersão da argila; também aumenta a condutividade hidráulica;
- Propriedades químicas: altera o pH, a capacidade de tamponamento, potencial zeta, e eleva o grau de saturação por bases; também eleva a capacidade de troca catiônica (CTC) e aumenta a disponibilização de macro e micronutrientes (disponibilizados progressivamente, à medida que ocorre mineralização do material); contribui para retenção de elementos potencialmente tóxicos, por mecanismos de complexação e quelação;
- Propriedades biológicas: favorece maior diversidade e número de espécies de microrganismos e mesofauna.

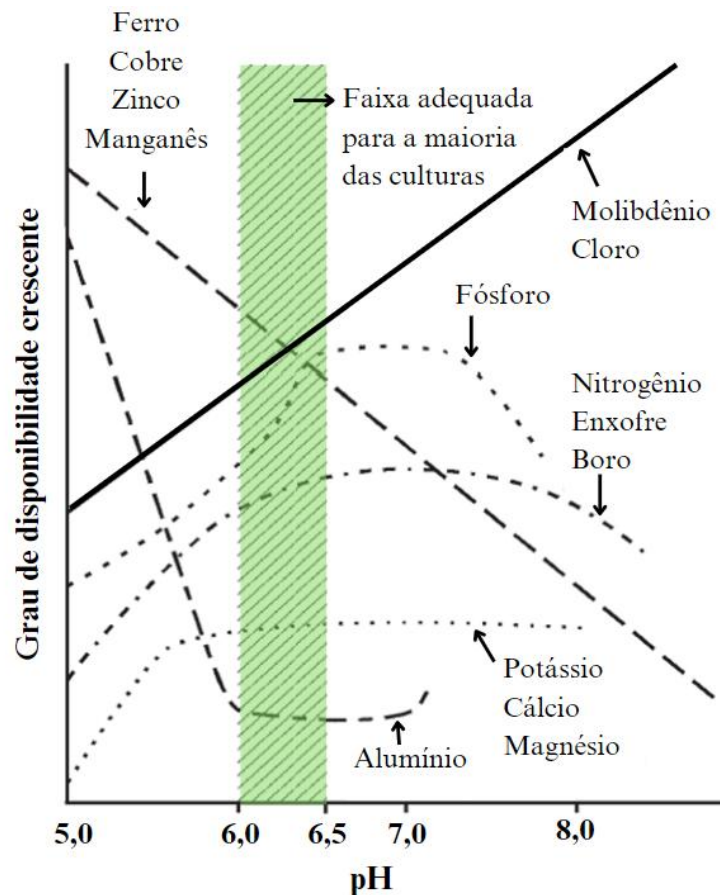
Além dos benefícios citados, o carbono orgânico do solo também é relevante para o ciclo global de carbono, contribuindo com a diminuição das emissões de CO<sub>2</sub>, já que o carbono fica armazenado no solo (estoque de carbono) (Gerke, 2022; Yao *et al.*, 2024).

Outro aspecto relacionado à MO é a capacidade de tamponamento do solo, que é a resistência que a variação de pH quando um ácido ou base é adicionado ao solo. Solos com pH entre 4,5 e 6,5 geralmente apresentam baixo poder tampão, enquanto que ambiente com valores de pH abaixo de 4,0 e acima de 7,0 há favorecimento do tamponamento (Bashir *et al.*, 2021).

O tamponamento do solo também é influenciado pela mineralogia em função da quantidade e o tipo de argila presente. Solos com baixos teores de argila apresentam baixa CTC e capacidade de tamponamento, favorecendo a lixiviação de cátions (Minhal *et al.*, 2020).

Outro atributo químico importante é o pH, variável que pode ser utilizada como referência na avaliação da mobilidade de elementos químicos, disponibilidade de nutrientes às plantas (Figura 9), inferindo também sobre os níveis de toxicidade e poluição do solo (Sintorini *et al.*, 2021). Verifica-se que na Figura 9, que na faixa entre 6,0 e 6,5, há maior disponibilização de nutrientes e redução do risco de absorção de elementos potencialmente tóxicos pela planta.

Figura 9 - Disponibilidade de nutrientes do solo de acordo com variações no pH.



Fonte: Adaptados de Lopes (1998).

O pH também influencia na ocorrência de reações no solo, na atividade microbiana e na presença de cargas no solo (argilas 1:1 e oxi-hidróxidos de Fe e Al são carga dependentes de pH) (Horne *et al.*, 2022). Se nas argilas mais jovens (2:1), o aparecimento de cargas se deve à substituição isomórfica ocorrida na estrutura (substituição de  $\text{Si}^{4+}$  por  $\text{Al}^{3+}$ , por exemplo, ocorrendo falta de carga positiva - CTC do solo), nos solos mais intemperizados, o processo

envolve ganho de  $H^+$  (em meio ácido - formando o  $H_3O^+$ ) ou  $OH^-$ , resultando, respectivamente, no aumento da CTA e CTC do solo (Huang, *et al.*, 2024).

Segundo Pérez, Campos e Teixeira (2017), além das cargas positivas e negativas, há um ponto em que o balanço de cargas é nulo, conhecido como de ponto de carga zero (PCZ). Neste ponto a adsorção de  $H^+$  é equivalente a adsorção de  $OH^-$ . Desta forma, tendo pH acima do PCZ, o balanço de cargas se torna negativo e a CTC do solo aumenta. Em contrapartida, para pH cujos valores são inferiores ao PCZ (predomínio de  $H^+$ ), a carga líquida será positiva favorecendo a adsorção de ânions. Além disso, no PCZ ocorre máxima floculação da argila no solo, beneficiando a formação de agregados (Appel *et al.*, 2003).

As concentrações de  $H^+$  e  $OH^-$  juntamente com os teores trocáveis de Ca, Mg, K,  $N-NH_4^+$ ,  $N-NO_3^-$ , íons fosfato e sulfato, teores de espécies de Al solúveis, disponibilidade de micronutrientes, entre outros, interferem em outra característica química do solo, como na condutividade elétrica (CE) (Carmo; Silva, 2016).

A disponibilidade de nutrientes como P, K e N, e outros íons está diretamente relacionada aos atributos já discutidos como pH e teor de matéria orgânica. Um exemplo é a liberação de ácidos orgânicos por resíduos vegetais, que ao interagirem com a fase sólida do solo ocupam os sítios de troca competindo diretamente com os nutrientes e aumentando sua disponibilidade no solo (Pavinato; Rosolem, 2008). Ainda de acordo com os autores, os ácidos orgânicos podem contribuir com a elevação do pH por promoverem a complexação de H e Al com compostos do resíduo vegetal, fazendo com que os cátions (Ca, Mg e K) fiquem livres na solução, elevando a CTC. Todos esses fenômenos causados pelas variáveis mencionadas interferem nos processos de sorção/dessorção de cátions e ânions, que, de forma inversa, relaciona-se com a mobilidade e transporte de solutos como veremos a seguir.

### **2.6.3 Mobilidade e transporte de solutos no solo**

O transporte de solutos no solo, também conhecido como deslocamento miscível, ocorre quando um fluido se mistura com a solução do solo e se desloca pelo perfil onde ocorrerão mecanismos como a mobilização e adsorção de íons no solo. A mobilidade dos solutos está inversamente relacionada com a capacidade de adsorção à fase sólida do solo ou as condições do meio que favoreçam a precipitação dos íons (Oliveira *et al.*, 2013).

Os mecanismos de transporte de solutos no solo são advecção (convecção ou fluxo de massa), difusão e dispersão. Na advecção, também chamado de transporte por convecção ou de massa, o movimento dos solutos ocorre de forma passiva seguindo as linhas de escoamento do

fluido. Já no mecanismo de difusão molecular, o movimento de íons ou moléculas ocorre no sentido contrário ao do gradiente de concentração, isso é, o soluto irá se deslocar do local de maior concentração para outro com menor concentração. Já a dispersão, ou mistura mecânica, é decorrente da mistura proporcionada por velocidades médias diferentes em poros de diferentes dimensões, tortuosidade e interligação ao longo das linhas de escoamento. Os processos de difusão molecular e dispersão mecânica não podem ser dissociados durante o escoamento da solução através do meio poroso, pois ambos são processos combinados (Matos; Matos, 2017; Shu *et al.*, 2023).

Além do conteúdo de água, porosidade, pH, temperatura e natureza da substância, os processos de físicos (sorção/dessorção), químicos (reações ácido base, reações oxidação-redução, precipitação-solubilização, e quelação/complexação pela MO), biológicos e o decaimento radioativo também interferem nos mecanismos do transporte de nutrientes e contaminantes no solo (Liu *et al.*, 2024; Matos; Matos, 2017). A sorção é um fenômeno que engloba os processos de absorção e adsorção, sendo que o primeiro envolve a entrada de água e solutos em poros/canais do solo ou das plantas; enquanto que a adsorção é dividida em dois tipos: a química (quiossorção) e a física (fisissorção), respectivamente, relacionadas a interações eletrostáticas e sólido-sólido (forças de Van der Waals) (Matos; Matos, 2017; Nascimento *et al.*, 2020).

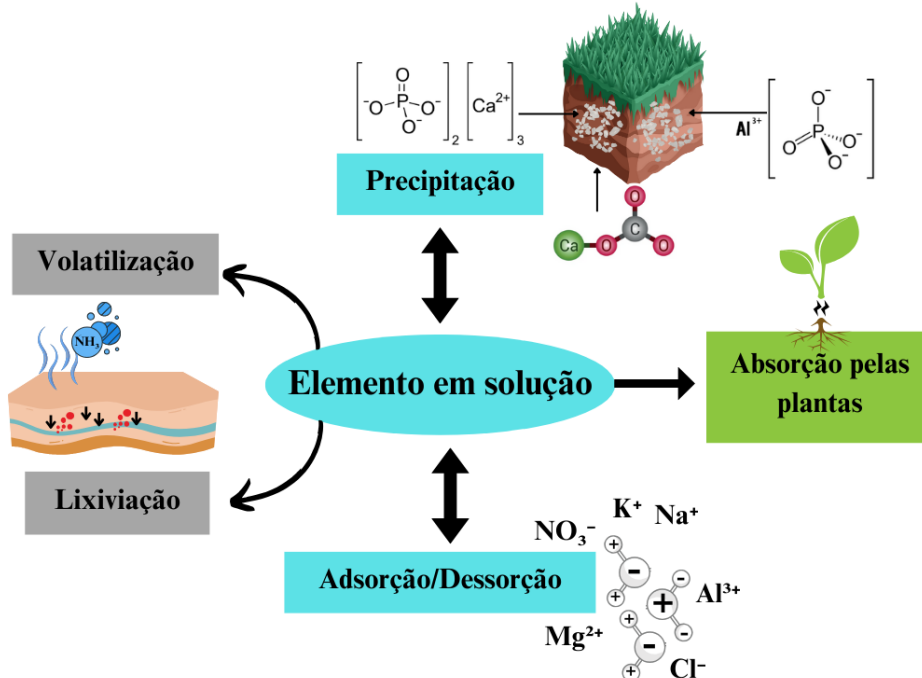
Elementos químicos na sua fase iônica e na solução do solo são mais propensas à absorção pelas plantas, porém também estão mais sujeitas à lixiviação. Em geral, as perdas ocorrem para aqueles elementos menos retidos no complexo de troca do solo, sendo esses mais móveis. Cátions de maior valência são mais propensos a serem adsorvidos quando comparados aos de menor valência, seguindo o observado na série liotrópica -  $\text{Li}^+ = \text{Na}^+ < \text{K}^+ = \text{NH}_4^+ < \text{Rb}^+ < \text{Cs}^+ < \text{Mg}^{2+} < \text{Ca}^{2+} < \text{Ba}^{2+} < \text{Al}^{3+}$  (Matos; Matos, 2017). Ou seja, o potássio, presente em elevadas concentrações na VIN e na ARC, apresenta grande potencial de lixiviação, podendo ser perdido (havendo prejuízos econômicos) e contaminar a água subterrânea (prejuízos ambientais).

A série liotrópica também está relacionada ao raio de hidratação dos íons, razão pela qual o sódio tem menor preferência de adsorção que o potássio, pois mesmo possuindo a mesma valência, o raio hidratado do sódio é maior (Reichardt; Timm, 2016; Matos, Matos, 2017). Tratando sobre a capacidade de adsorção, essa está relacionada com a mineralogia do solo e com todos os fatores que afetam a CTC e a CTA do solo. Cátions tendem a apresentar menor mobilidade/lixiviação em solos argilosos e com maior presença de argilas 2:1, por apresentar maior capacidade de adsorção desses (Lu; Tertre; Beaucaire, 2014). Para ter maior retenção de

ânions, no entanto, precisa haver favorecimento da CTA (Matos; Matos, 2017). E em solos com presença de argilas não silicatadas, a adsorção específica (CTC e CTA são denominados mecanismos de adsorção específica - ligação iônica) apresenta-se como um mecanismo de grande importância, razão pela qual há reduzida disponibilidade tanto de fosfatos (ânions) quanto de metais pesados (cátions), tendo a labilidade influenciada por essa ligação covalente no solo (Bonnet et al., 2024; Lu; Tertre; Beaucaire, 2014; Zhu; Sun, 2024).

A adsorção juntamente com outros processos como precipitação, volatilização e lixiviação (Figura 10) são, de maneira geral, as principais reações que afetam a biodisponibilidade de nutrientes no solo (Biswas *et al.*, 2018; Fontes; Alleoni, 2004). A volatilização é um processo físico-químico que interfere na migração dos poluentes, especialmente dos orgânicos. De forma simplificada, ocorre uma mudança de estado da substância que passa para a fase gasosa, sendo necessário haver presença do espaço poroso contendo ar, ou seja, esse fenômeno só ocorre em meio não saturado (zona vadosa) (Kondo *et al.*, 2024; Matos; Matos, 2017; Wang *et al.*, 2024).

Figura 10 - Processos que interferem na biodisponibilidade de nutrientes no solo.



Fonte: Da autora (2025).

Já a precipitação ocorre quando o soluto passa do meio aquoso para a fase sólida no solo, ou ainda quando a concentração do soluto é superior à sua solubilidade devido a perda de água por evaporação, ou se há grande introdução do mesmo, por exemplo (Costa; Antonino;

Netto, 2006; Fagundes; Zuquette, 2009). Quando a concentração dos íons no solo excede a capacidade máxima de adsorção do meio poroso e não são absorvidos, volatilizados e nem precipitados, ocorre o processo de lixiviação (Chamorro; Sánchez-Andica, 2024).

Todos os mecanismos e processos discutidos até aqui são importantes para compreender o comportamento e transporte dos íons no solo. A avaliação desses processos em larga escala (grandes áreas), no entanto, é inviável, razão pela qual ensaios e aparatos laboratoriais são necessários (Shu *et al.*, 2023).

Dessa forma, foram desenvolvidas algumas formas de avaliação da mobilidade de contaminantes em meios porosos por meio de ensaios de adsorção por equilíbrio em lote ou em colunas de lixiviação. O uso de colunas de lixiviação consiste em dispor o efluente, ou solução, em colunas preenchidas com o adsorvente, e então são controlados e/ou determinados parâmetros de infiltração, sendo o efluente coletado e avaliado em seguida. A partir do monitoramento da concentração de íons no percolado, pode-se avaliar, modelar e projetar o comportamento para diferentes escalas de experimento (Matos; Matos, 2017, Shu *et al.*, 2023). Esse tipo de ensaio representa melhor as condições de campo, já que no ensaio de equilíbrio em lote o soluto é mantido em contato com o solo em tempos mais elevados do que ocorre no meio físico (Matos; Matos, 2017). Assim, são mais propícios para avaliação, em escala laboratorial, dos efeitos da aplicação de águas residuárias nos atributos do solo.

## **2.7 Efeitos da aplicação de VIN e ARC nos atributos do solo**

O uso da vinhaça na agricultura gera benefícios tanto do ponto de vista agrônômico e econômico, quanto social. De acordo com Souza *et al.* (2015), dentre os aspectos positivos imediatos observados decorrentes do uso racional da vinhaça está o aumento da produtividade nas lavouras canavieiras, que ocorre de forma mais efetiva em solos mais pobres e em regiões mais secas. E esse benefício está associado à melhoria dos atributos do solo, como aumento dos teores de nutrientes, da elevação do pH e da CTC, bem como incremento da atividade microbiana (Jiang *et al.*, 2012; Pinto *et al.*, 2022; Yin *et al.*, 2019). Por essa razão, muitos estudos têm examinado os efeitos da vinhaça nas propriedades do solo.

Pinto *et al.* (2022), por exemplo, avaliaram o efeito da aplicação de vinhaça fresca e concentrada nos atributos do solo e na produtividade de culturas. Os autores destacaram que a aplicação de vinhaça por dois anos melhorou os atributos biológicos e químicos do solo e aumentou a produtividade da soja, do milho e de pastagens.

A longo prazo, e, independente da textura do solo, a aplicação de vinhaça torna-se um manejo sustentável em lavouras de cana-de-açúcar, pois aumenta os teores de carbono orgânico e macronutrientes, além de não ocasionar acidificação do solo (Cardoso; Coelho; Fernandes, 2022), desde que aplicação seja feita de forma correta. Costa *et al.* (2023) conduziram um estudo sobre o efeito da aplicação de doses elevadas de vinhaça nas características químicas de um Argissolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar, os autores obtiveram como resultado a elevação do pH e do teor de matéria orgânica, sendo que essa última variável aumentou proporcionalmente conforme aumento da dose.

Em pesquisa realizada por Silva, Bono e Pereira (2014) na avaliação de um Neossolo Quartzarênico cultivado com cana-de-açúcar após fertirrigação com vinhaça, os autores observaram potencial de aumento da produtividade de colmos em torno de 10,5 t ha<sup>-1</sup> e aumentos significativos de potássio na estrutura do solo além de incremento no pH do solo. Jiang *et al.* (2012) também não observaram o fenômeno de acidificação do solo após 2-3 anos de aplicação contínua de vinhaça no solo. Os últimos autores ainda obtiveram como resultados melhorias nas propriedades físico-químicas do solo, com diminuição da massa específica do solo e aumento da porosidade total e capilar na camada superficial e acréscimo no conteúdo de K. Já Yin *et al.* (2019) avaliando os efeitos de longo prazo (por até 18 anos) até observaram acidificação do solo, um efeito negativo, no entanto, os autores destacaram que foram verificados benefícios como aumento nos teores de matéria orgânica, N e K, sem que houvesse risco ecológico potencial envolvendo metais pesados (Cd, Cr, Pb, Zn, Cu, Ni e As). Os últimos pesquisadores apontaram ainda que a diversidade da comunidade microbiana, expressa como abundância relativa das espécies predominantes no solo fertirrigado, foi ligeiramente reduzida devido à influência das propriedades físico-químicas do solo, especialmente o pH do solo, ou seja, houve distintas respostas entre as pesquisas conduzidas.

Em relação às propriedades físicas do solo, Silva, Griebeler e Borges (2007) citam que a vinhaça pode promover dois tipos de modificações. A primeira está relacionada à melhoria na agregação e conseqüente elevação da capacidade de infiltração de água no solo, que, por sua vez, pode aumentar o risco de lixiviação de íons, podendo contaminar as águas subterrâneas quando em concentrações elevadas (a depender das alterações na CTC do solo). Por outro lado, pode também promover a dispersão de partículas do solo, reduzindo a taxa de infiltração de água e elevação do escoamento superficial, com possível contaminação de águas superficiais. Ainda de acordo com a literatura, outros efeitos deletérios também podem ser causados como alterações na qualidade do solo devido ao desequilíbrio de nutrientes, risco de salinização, lixiviação de metais para as águas subterrâneas, redução da alcalinidade, aumento

da fitotoxicidade e odor desagradável (Chitolina; Harder, 2020; Christofolletti *et al.*, 2013). As diferenças entre os benefícios e os malefícios proporcionados ao solo dependem do manejo do solo, referente ao parcelamento da aplicação e das doses adicionadas (Christofolletti *et al.*, 2013), assim torna-se importante seguir as diretrizes de fertilidade do solo e a legislação pertinente.

De forma semelhante à vinhaça, a ARC também é caracterizada por elevadas concentrações teor de matéria orgânica e de nutrientes, o que eleva seu potencial de uso na fertirrigação (Alemayehu; Asfaw; Tirfie, 2020). Kulandaivelu e Bhat (2012) investigaram os efeitos da aplicação de ARC não tratada em diferentes doses (250 m<sup>3</sup>, 500 m<sup>3</sup>, 750 m<sup>3</sup> e 1000 m<sup>3</sup> por hectare) nas propriedades físico-químicas e biológicas do solo. Os resultados obtidos pelos autores indicaram que aplicações em doses menores (250 - 500 m<sup>3</sup> /ha) não apresentaram nenhum impacto negativo nas propriedades do solo, em vez disso, houve incremento nos teores de nutrientes e melhorias nas propriedades biológicas do solo. As doses mais elevadas (750 - 1000 m<sup>3</sup> /ha) aumentaram a massa específica aparente do solo, a capacidade de retenção de água, a CE e os teores de carbono orgânico, nitrogênio e potássio disponível, porém causaram acidificação (redução do pH) e redução na concentração do fósforo disponível, além de afetar negativamente as propriedades biológicas do solo. Dessa forma, Kulandaivelu e Bhat (2012) recomendam que não sejam aplicados em campo volumes acima de 500 m<sup>3</sup>/ha.

Bebé *et al.* (2010) avaliaram a composição do lixiviado e as alterações químicas em um Argissolo Amarelo Latossólico com a aplicação de doses crescentes de ARC. Os autores aplicaram doses correspondentes a 1, 3 e 5 vezes a necessidade de K (80 g planta<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O) requerida pelo cafeeiro em produção e os resultados obtidos indicaram alterações nas características químicas do solo para as variáveis pH, CE, K e Na, aumentando seus valores em função do aumento das doses aplicadas.

Portanto, é necessário o manejo adequado da irrigação com esses tipos de efluentes além do monitoramento periódico das variáveis de qualidade do solo para garantir a segurança do seu uso a longo prazo (Kulandaivelu; Bhat, 2012; Yin *et al.*, 2019). Para tal, alguns fatores precisam ser considerados na fertirrigação, como tipo e composição química do solo, caracterização do resíduo, quantidade aplicada no solo (dose), distância dos corpos d'água e profundidade do lençol freático, capacidade de campo do solo, entre outros (Christofolletti *et al.*, 2013).

## REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 13969**: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Brasil, 1997.

ABOU-SHADY, A.; EL-ARABY, H. Treatment Technologies and Guidelines Set for Water Reuse. In: **Sewage Management**. IntechOpen, 2023.

ABOU-SHADY, A.; SIDDIQUE, M. S.; YU, W. A Critical Review of Innovations and Perspectives for Providing Adequate Water for Sustainable Irrigation. **Water**, v. 15, n. 17, p. 3023, ago. 2023a.

ABOU-SHADY, A.; SIDDIQUE, M. S.; YU, W. A Critical Review of Recent Progress in Global Water Reuse during 2019–2021 and Perspectives to Overcome Future Water Crisis. **Environments**, v. 10, n. 9, p. 159, set. 2023b.

ADEKUNLE, A.; MATTHEW, O. O.; CHRISTOPHER, F. A. Characteristics Levels of Predictions of Extractable Metals (Cd, Pb and Fe) in Sewage. **International Journal of Research and Scientific Innovation**, v. XI, n. VII, p. 689–695, 2024.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Atlas irrigação: uso da água na agricultura irrigada**. Brasília: ANA, 2021.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2021: relatório pleno**. Brasília: ANA, 2022

ALEMAYEHU, Y. A.; ASFAW, S. L.; TIRFIE, T. A. Management options for coffee processing wastewater. A review. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 22, n. 2, p. 454–469, mar. 2020.

ALMEIDA NETO, O. B. *et al.* Influência da qualidade da água de irrigação na dispersão da argila de Latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 6, p. 1571–1581, dez. 2009.

ANGELAKIS, A. N. *et al.* Water Reuse: From Ancient to Modern Times and the Future. **Frontiers in Environmental Science**, v. 6, n. 26, maio 2018.

APPEL, C. *et al.* Point of zero charge determination in soils and minerals via traditional methods and detection of electroacoustic mobility. **Geoderma**, v. 113, n. 1–2, p. 77–93, abr. 2003.

BAHIA. **Resolução CONERH nº 75, de 29 de julho de 2010**. Estabelece critérios, diretrizes e modalidades para o reúso não potável de água para fins agrícolas e florestais. A resolução foi emitida pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos da Bahia. Salvador, 2010.

BARTON, C. D. Clay Minerals. In: **In: Rattan Lal, comp., ed. Encyclopedia of Soil Science**. New York: Marcel Dekker: [s.n.]. p. 187-192.

- BASHIR, O. *et al.* Soil Organic Matter and Its Impact on Soil Properties and Nutrient Status. In: **Microbiota and Biofertilizers, Vol 2**. Cham: Springer International Publishing, p. 129–159, 2021.
- BATTISTI, A. C. *et al.* Leachate and vinasse used in a biological process combined with Fenton's reaction: a green method for treatment of textile effluents. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, n. 4, 2019.
- BEBÉ, F. V. *et al.* Alterações químicas no solo e no lixiviado em função da aplicação de água residuária de café. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 5, n. 2, p. 250–255, jun. 2010.
- BEYENE, A. *et al.* Experimental evaluation of anaerobic digestion for coffee wastewater treatment and its biomethane recovery potential. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 11, n. 7, p. 1881–1886, out. 2014.
- BISWAS, B. *et al.* The Fate of Chemical Pollutants with Soil Properties and Processes in the Climate Change Paradigm - A Review. **Soil Systems**, v. 2, n. 3, p. 51, set. 2018.
- BLINOVÁ, L. *et al.* Review: utilization of waste from coffee production. **Faculty of Materials Science and Technology in Trnava; Slovak University of Technology in Bratislava**, v. 25, p. 91–101, 2017.
- BONDAM, A. F. *et al.* Phenolic compounds from coffee by-products: Extraction and application in the food and pharmaceutical industries. **Trends in Food Science & Technology**, v. 123, p. 172–186, maio 2022.
- BONNET, M. *et al.* Influence of clay minerals on pH and major cation concentrations in acid-leached sands: Column experiments and reactive-transport modeling. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 264, p. 104363, maio 2024.
- BRASIL. **Resolução CONAMA Nº 503, de 14 de dezembro de 2021**. Define critérios e procedimentos para o reúso em sistemas de fertirrigação de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias. Brasília, DF, 2021.
- BRASIL. **Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005** - Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. Brasília, DF, 2005.
- BUENO, B. E. *et al.* Treatment of sugarcane vinasse in AnMBR and UASB: process performance and microbial community comparison. **Frontiers in Bioengineering and Biotechnology**, v. 12, nov. 2024.
- BÜNEMANN, E. K. *et al.* Soil quality - A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105-125, maio 2018.
- CAMPOS, R. C. *et al.* New sustainable perspectives for “Coffee Wastewater” and other by-products: A critical review. **Future Foods**, v. 4, p. 100058, dez. 2021.

CARDOSO, E. N. L.; COELHO, A. P.; FERNANDES, C. What Are the Impacts of Long-Term Vinasse Application on Clayey and Sandy Soils? **Sugar Tech**, v. 24, n. 2, p. 602-613, abr. 2022.

CARMO, D. L. DO; SILVA, C. A. Condutividade elétrica e crescimento do milho em solos contrastantes sob aplicação de diversos níveis de calagem. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 10, p. 1762-1772, out. 2016.

CHAMORRO, A. F.; SÁNCHEZ-ANDICA, R. A. Understanding the Leaching Dynamics of Lead (Pb<sup>+2</sup>) in Artificial Soils under Different Conditions. **Agronomy**, v. 14, n. 7, p. 1520, jul. 2024.

CHITOLINA, G. DE M.; HARDER, M. N. C. Avaliação da viabilidade do uso de vinhaça como adubo. **Bioenergia em Revista: Diálogos**, v. 10, n. 2, p. 08-24, 2020.

CHRISTOFOLETTI, C. A. *et al.* Sugarcane vinasse: Environmental implications of its use. **Waste Management**, v. 33, n. 12, p. 2752-2761, dez. 2013.

CHRISTOU, A. *et al.* Sustainable wastewater reuse for agriculture. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 5, n. 7, p. 504-521, jun. 2024.

CNN BRASIL. Cetesb aplica multa de R\$ 18 milhões à empresa que causou morte de peixes em rio no interior de SP. **CNN Brasil**, São Paulo. Disponível em: <<https://www.cnnbrasil.com.br/nacional/cetesb-aplica-multa-de-r-18-milhoes-a-empresa-que-causou-morte-de-peixes-em-rio-no-interior-de-sp/>>. Acesso em: 10 jan. 2025.

CONAB. COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar**. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br>>. Acesso em 10 out. 2024.

CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da safra brasileira de café**. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/cafe>> Acesso em 17 out. 2024

COOPER, R.C. *et al.* The City of San Diego Total Resource Recovery Project: Health Effects Study. **Western Consortium for Public Health, Berkeley, CA.**, 1992.

CORREIA, P. F. DA C. *et al.* Impacts of Brazilian Green Coffee Production and Its Logistical Corridors on the International Coffee Market. **Logistics**, v. 8, n. 2, p. 39, 9 abr. 2024.

COSTA, B. D. R. Brazilian specialty coffee scenario. In: **Coffee Consumption and Industry Strategies in Brazil**. [s.l.] Elsevier, p. 51-64, 2020.

COSTA, C. T.; ANTONINO, A. C. D.; NETTO, A. M. Ensaios de Deslocamento de Líquido Miscível na Determinação dos Parâmetros Hidrodispersivos de um Solo Aluvial. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, p. 111-122, 2006.

COSTA, M. S. *et al.* Chemical attributes of an ultisol cultivated with sugarcane after application of high doses of vinasse. **Revista Caatinga**, v. 36, n. 2, p. 402-413, jun. 2023.

CRUZ-SALOMÓN, A. *et al.* Anaerobic treatment of agro-industrial wastewaters for COD removal in expanded granular sludge bed bioreactor. **Biofuel Research Journal**, v. 4, n. 4, p. 715-720, dez. 2017.

CURI, *et al.* **Vocabulário de ciência do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, [s.n.], 1993.

DEL NERY, V. *et al.* Hydraulic and organic rates applied to pilot scale UASB reactor for sugar cane vinasse degradation and biogas generation. **Biomass and Bioenergy**, v. 119, p. 411-417, dez. 2018.

DHOKPANDE, S. R. *et al.* A review outlook on methods for removal of heavy metal ions from wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 350, p. 127868, dez. 2024.

DI, X. *et al.* The interactions between Al-/Fe-(hydr)oxides and soil organic carbon mediate the aggregation of yellow soils. **Soil Use and Management**, v. 38, n. 4, p. 1644-1655, out. 2022.

DUARTE, F. P. *et al.* Vinasse processing by electrodialysis combined with nanofiltration: emphasis on process optimization and environmental sustainability. **Water Science & Technology**, nov. 2023.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Água Disponível do Solo: Algumas Características Físicas do Solo Importantes para Quantificação**. Porto Velho: Embrapa-CPAF Rondônia, 2002.

ESQUIVEL, P.; JIMÉNEZ, V. M. Functional properties of coffee and coffee by-products. **Food Research International**, v. 46, n. 2, p. 488-495, maio 2012.

FAGUNDES, J. R. T.; ZUQUETTE, L. V. Capacidade de sorção de materiais inconsolidados residuais da Formação Botucatu, região de São Carlos (SP), Brasil. **Brazilian Journal of Geology**, v. 39, p. 494-506, 2009.

FERRAZ JUNIOR, A. D. *et al.* Advancing anaerobic digestion of sugarcane vinasse: Current development, struggles and future trends on production and end-uses of biogas in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 157, p. 112045, abr. 2022.

FIA, F. R. L. *et al.* Remoção de compostos fenólicos em reatores anaeróbios de leito fixo com diferentes materiais suporte. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 10, p. 1079-1086, out. 2010a.

FIA, R. *et al.* Tratamento das águas do processamento dos frutos do cafeeiro em filtro anaeróbio seguido por sistema alagado construído: II - remoção de nutrientes e compostos fenólicos. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 6, p. 1203-1213, dez. 2010b.

FLORIDES, F. *et al.* Water Reuse: A Comprehensive Review. **Environments**, v. 11, n. 4, p. 81, 13 abr. 2024.

FONTES, M. P. F.; ALLEONI, L. R. F. Propriedades Eletroquímicas e a Disponibilidade de Nutrientes, Elementos Tóxicos e Metais Pesados no Sistema Solo-Planta. **Reunião brasileira de fertilidade do solo e nutrição de plantas**, v. 26, 2004, v. 26, 2004.

FORESTI JUNIOR, M. P. *et al.* Use of by-products generated in the processing of coffee berries: A review. **Coffee Science**, v. 18, p. e182101-e182101, 2023.

FRANZLUEBBERS, A. J. Soil organic matter, texture, and drying temperature effects on water content. **Soil Science Society of America Journal**, v. 86, n. 4, p. 1086-1095, jul. 2022.

FUESS, L. T. *et al.* Solving the bottlenecks of sugarcane vinasse biodigestion: Impacts of temperature and substrate exchange on sulfate removal during dark fermentation. **Chemical Engineering Journal**, v. 455, p. 140965, jan. 2023.

FUKUMASU, J. *et al.* Relations between soil organic carbon content and the pore size distribution for an arable topsoil with large variations in soil properties. **European Journal of Soil Science**, v. 73, n. 1, 28 jan. 2022.

GARDIMAN JUNIOR, B. S. **Tratamento eletrolítico da água residuária do café: otimização e modelagem**. 2022. Tese (Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal) - Centro de Ciências Agrárias e Engenharias, Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, 2022.

GARIGLIO, H. A. A. **Alterações físicas e químicas e mobilidade de solutos em solos submetidos à aplicação de vinhaça proveniente da fabricação de álcool carburante**. 2008. Dissertação (Programa de Pós-GRaduação em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

GERKE, J. The Central Role of Soil Organic Matter in Soil Fertility and Carbon Storage. **Soil Systems**, v. 6, n. 2, p. 33, mar. 2022.

GODOI, L. A. G. *et al.* Seasonal variation of the organic and inorganic composition of sugarcane vinasse: main implications for its environmental uses. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 28, p. 29267-29282, out. 2019.

GUAN, Y. *et al.* Human-induced intensification of terrestrial water cycle in dry regions of the globe. **npj Climate and Atmospheric Science**, v. 7, n. 1, p. 45, fev. 2024.

GUI, Y. *et al.* Influence of Organic Matter Content on Engineering Properties of Clays. **Advances in Civil Engineering**, v. 2021, n. 1, jan. 2021.

HUANG, C. H. *et al.* Evaluation of the Impact of Recycled Distillery Effluent on the Cultivation of Wheat and Sorghum. **Water**, v. 16, n. 22, p. 3220, 2024.

HUANG, R. *et al.* Review on the effect of isomorphic replacement on the structure and application performance of typical clay minerals. **Progress in Natural Science: Materials International**, v. 34, n. 2, p. 251-262, abr. 2024.

HORNE, Jack *et al.* Soil pH Influences on Microbial Functional Responses to Crop Rotational Management and Field Translocation. In: **EGU General Assembly Conference Abstracts**. p. EGU22-8258, 2022.

HOSEINI, M. *et al.* Coffee by-products derived resources. A review. **Biomass and Bioenergy**, v. 148, p. 106009, maio 2021.

IJANU, E. M.; KAMARUDDIN, M. A.; NORASHIDDIN, F. A. Coffee processing wastewater treatment: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. **Applied Water Science**, v. 10, n. 1, p. 11, jan. 2020.

INGRAO, C. *et al.* Water scarcity in agriculture: An overview of causes, impacts and approaches for reducing the risks. **Heliyon**, v. 9, n. 8, p. e18507, ago. 2023.

JARAMILLO, M. F.; RESTREPO, I. Wastewater reuse in agriculture: A review about its limitations and benefits. **Sustainability**, v. 9, n. 10, p. 1734, 2017.

JIANG, Z.-P. *et al.* Effect of Long-Term Vinasse Application on Physico-chemical Properties of Sugarcane Field Soils. **Sugar Tech**, v. 14, n. 4, p. 412-417, dez. 2012.

JODAR-ABELLAN, A.; LÓPEZ-ORTIZ, M. I.; MELGAREJO-MORENO, J. Wastewater Treatment and Water Reuse in Spain. Current Situation and Perspectives. **Water**, v. 11, n. 8, p. 1551, 26 jul. 2019.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. 2014. 1050 p.

KIANI, M. *et al.* Different bioreactor configurations for biogas production from sugarcane vinasse: A comprehensive review. **Biomass and Bioenergy**, v. 161, p. 106446, jun. 2022.

KLEINWÄCHTER, M.; BYTOF, G.; SELMAR, D. Coffee Beans and Processing. In: **Coffee in Health and Disease Prevention**. [s.l.] Elsevier, p. 73-81, 2015.

KLOPP, H.; BLEAM, W. The Effects of Soil Solution Electrical Conductivity and Sodium Adsorption Ratio on Soil Liquid Limit and Soil Strength. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 52, n. 21, p. 2644-2653, nov. 2021.

KOKKINOS, P. *et al.* Wastewater and sludge reuse: selected case studies across the globe. **Desalination and Water Treatment**, v. 250, p. 65-79, fev. 2022.

KONDO, M. *et al.* Clarification of generation mechanism of volatilization flux based on detailed analysis of transport phenomena near the ground surface and quantitative evaluation of influencing factors. **Journal of Hazardous Materials**, v. 465, p. 133356, mar. 2024.

KULANDAIVELU, V.; BHAT, R. Changes in the physico-chemical and biological quality attributes of soil following amendment with untreated coffee processing wastewater. **European Journal of Soil Biology**, v. 50, p. 39-43, maio 2012.

LAHLOU, F.-Z.; MACKEY, H. R.; AL-ANSARI, T. Role of wastewater in achieving carbon and water neutral agricultural production. **Journal of Cleaner Production**, v. 339, p. 130706, mar. 2022.

LEBRON, Y. A. R. *et al.* Vinasse treatment using hybrid tannin-based Coagulation-Microfiltration-Nanofiltration processes: Potential energy recovery, technical and economic feasibility assessment. **Separation and Purification Technology**, v. 248, p. 117152, out. 2020.

LI, S. *et al.* Kaolinization of 2:1 type clay minerals with different swelling properties. **American Mineralogist**, v. 105, n. 5, p. 687-696, maio 2020.

LIANG, X. *et al.* Does the high potassium content in recycled winery wastewater used for irrigation pose risks to soil structural stability? **Agricultural Water Management**, v. 243, p. 106422, jan. 2021.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo**. 3 ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2005.

LIMA, V. C.; LIMA, M. R.; MELO, V. F. **O solo no meio ambiente: abordagem para professores do ensino fundamental e médio e alunos do ensino médio**. Universidade Federal do Paraná. Departamento de Solos e Engenharia Agrícola. Curitiba: Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, 130 p. 2007

LITALIEN, A.; ZEEB, B. Curing the earth: A review of anthropogenic soil salinization and plant-based strategies for sustainable mitigation. **Science of The Total Environment**, v. 698, p. 134235, jan. 2020.

LIU, L. *et al.* Full-chain analysis on emerging contaminants in soil: Source, migration and remediation. **Chemosphere**, v. 363, p. 142854, set. 2024.

LIU, Y. *et al.* Effects of point and nonpoint source pollution on urban rivers: From the perspective of pollutant composition and toxicity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 460, p. 132441, out. 2023.

LU, J.; TERTRE, E.; BEUCAIRE, C. Assessment of a predictive model to describe the migration of major inorganic cations in a Bt soil horizon. **Applied Geochemistry**, v. 41, p. 151-162, fev. 2014.

MA, F. *et al.* Using a novel vector length stability index (VLSI) to evaluate soil aggregate stability: A preliminary study. **CATENA**, v. 240, p. 107995, maio 2024.

MACHINESKI, G. S. *et al.* Clay dispersal in soil treated with landfill leachate containing high concentrations of Na<sup>+</sup> and K<sup>+</sup>: a case study. **Observatório de la economía latinoamericana**, v. 22, n. 7, p. e5814, 15 jul. 2024.

MAESELE, C.; ROUX, P. An LCA framework to assess environmental efficiency of water reuse: Application to contrasted locations for wastewater reuse in agriculture. **Journal of Cleaner Production**, v. 316, p. 128151, set. 2021.

MARQUES, M. V. *et al.* Potencial, economia de água e adubação com a aplicação de efluente do tratamento preliminar de esgoto doméstico na fertirrigação de capim-elefante. **HOLOS**, v. 2, p. 52-65, ago. 2017.

MATOS, A. T.; MATOS, M. P. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos**. 1. ed. Viçosa: UFV, 2017.

MENDONÇA, V. Z. *et al.* Avaliação dos atributos físicos do solo em consórcio de forrageiras e milho em sucessão com soja em região de cerrados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 1, p. 251-259, fev. 2013.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa nº 65/2020**. Regulamenta o reúso direto de água não potável proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) de sistemas públicos e privados. Belo Horizonte, 2020.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa COPAM nº 164, de 30 de março de 2011**. Estabelece normas complementares para usinas de açúcar e destilarias de álcool, referentes ao armazenamento e aplicação de vinhaça e águas residuárias no solo agrícola. Belo Horizonte, 2011.

MINHAL, F. *et al.* Improvement of the chemical properties and buffering capacity of coastal sandy soil as affected by clays and organic by-product application. **Soil and Water Research**, v. 15, n. 2, p. 93-100, jun. 2020.

MONTEIRO, F.; ALBUQUERQUE, P. J. R. DE; GIGLIOTTI, F. DOS S. G. Geotechnical characterization of tropical soil via laboratory testing. **Concilium**, v. 24, n. 17, p. 122-143, ago. 2024.

MOREIRA, F. S. **Produção de lacase para o pré-tratamento da digestão anaeróbia da água residuária do beneficiamento de café**. 2024. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2024.

MOSCARDINI, D. B. **Consórcio café-forrageira tropical: impactos nos indicadores da qualidade de solo**. Dissertação (Mestrado em Ciências), Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2020.

MOURA, P. G. *et al.* Água de reúso: uma alternativa sustentável para o Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 6, p. 791-808, dez. 2020.

MULLER, G. *et al.* Improved Sugarcane-Based Fermentation Processes by an Industrial Fuel-Ethanol Yeast Strain. **Journal of Fungi**, v. 9, n. 8, p. 803, jul. 2023.

MUNNS, R.; TESTER, M. Mechanisms of Salinity Tolerance. **Annual Review of Plant Biology**, v. 59, n. 1, p. 651-681, jun. 2008.

NASCIMENTO, R. F. *et al.* **Adsorção: Aspectos teóricos e aplicações ambientais**. E-book. 2. ed. Fortaleza: Imprensa Universitária. 2020. Disponível em: <<http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/53271>>. Acesso em: 22 nov. 2024.

NASR, M. Aquatic pollution and wastewater treatment system. In: **Algae and Aquatic Macrophytes in Cities**. [s.l.] Elsevier, p. 23–37, 2022.

OLIVEIRA, L. B. Determinação da macro e microporosidade pela " mesa de tensão" em amostras de solo com estrutura indeformada. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 3, n. 1, p. 197-200, 1968.

OLIVEIRA, L. F. C. DE *et al.* Sorção e mobilidade do lítio em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 139-148, jun. 2013.

OLIVEIRA, M. L. DE *et al.* Effects of fertigation with raw sewage on the vegetative development of maize and beans. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 11, 2022.

ONU - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **The United Nations World Water Development Report 2023: Partnerships and Cooperation for Water**. UNESCO, Paris, 2023.

OSPANOV, K. *et al.* Assessment of the Impact of Sewage Storage Ponds on the Water Environment in Surrounding Area. **Water**, v. 12, n. 9, p. 2483, set. 2020.

PANAGEA, I. S. *et al.* Soil Water Retention as Affected by Management Induced Changes of Soil Organic Carbon: Analysis of Long-Term Experiments in Europe. **Land**, v. 10, n. 12, p. 1362, dez. 2021.

PANHWAR, A. *et al.* Global Water Mapping, Requirements, and Concerns over Water Quality Shortages. In: **Water Quality - New Perspectives**. IntechOpen, 2022.

PARSAEE, M.; KIANI DEH KIANI, M.; KARIMI, K. A review of biogas production from sugarcane vinasse. **Biomass and Bioenergy**, v. 122, p. 117-125, mar. 2019.

PASQUALETTO, A. *et al.* Water Resources Availability and Demand in Brazil / Disponibilidade e demanda de recursos hídricos no Brasil. **Informe GEPEC**, v. 26, n. 1, p. 46-61, fev. 2022.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo: decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 3, p. 911-920, jun. 2008.

PEREIRA, M. S. *et al.* Decaimento de bactérias do grupo coliformes em solos com cobertura vegetal e nu. **Revista Engenharia na Agricultura - REVENG**, v. 22, n. 6, p. 575-582, dez. 2014.

PÉREZ, D. V.; CAMPOS, D. V. B.; TEIXEIRA, P. C. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. rev ed. [s.l.] Embrapa, 2017.

PETRIELLI, G. P. *et al.* Integrating carbon footprint to spatialized modeling: The mitigation potential of sugarcane ethanol production in the Brazilian Center-South. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 189, p. 106725, fev. 2023.

- PIN, B. V. R. *et al.* Energetic use of biogas from the anaerobic digestion of coffee wastewater in southern Minas Gerais, Brazil. **Renewable Energy**, v. 146, p. 2084-2094, fev. 2020.
- PINTO, L. E. V. *et al.* Vinasse improves soil quality and increases the yields of soybean, maize, and pasture. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 26, n. 5, p. 335-340, maio 2022.
- POLAKOVA, K. *et al.* Changes in textural properties and color due to the processing method of green coffee arabica. **Journal of microbiology, biotechnology and food sciences**, p. e9458, dez. 2022.
- POVEDA, M. M. R. **Integração do biogás de vinhaça na matriz energética de Ribeirão Preto, Estado de São Paulo**. 2019. Tese (Doutorado em Ciências - área de concentração: Bioenergia), Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2019.
- PRADO, M. A. C.; CAMPOS, C. M. M. Produção de biogás no tratamento dos efluentes líquidos do processamento de Coffea arabica L. em reator anaeróbico UASB para o potencial aproveitamento na secagem do café. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 32, n. 3, p. 938-947, jun. 2008.
- PRATAP, B. *et al.* Wastewater generation and treatment by various eco-friendly technologies: Possible health hazards and further reuse for environmental safety. **Chemosphere**, v. 313, p. 137547, fev. 2023.
- QIN, H. Understanding and Addressing the Impact of Industrial and Nuclear Wastewater on Marine Ecosystems. **Highlights in Science, Engineering and Technology**, v. 99, p. 219-226, 18 jun. 2024.
- RAHIMI, H.; PAZIRA, E.; TAJIK, F. Effect of soil organic matter, electrical conductivity and sodium adsorption ratio on tensile strength of aggregates. **Soil and Tillage Research**, v. 54, n. 3-4, p. 145-153, abr. 2000.
- REICHARDT, K.; TIMM, L. C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. 3. ed. [s.l.] Manole, 2016.
- REIS, C. E.; HU, B. Vinasse from Sugarcane Ethanol Production: Better Treatment or Better Utilization? **Frontiers in Energy Research**, v. 5, abr. 2017.
- RENGASAMY, P. Irrigation Water Quality and Soil Structural Stability: A Perspective with Some New Insights. **Agronomy**, v. 8, n. 5, p. 72, maio 2018.
- RESENDE, M. *et al.* **Pedologia, Base para Distinção de Ambientes**. 6. ed. [s.l.] Universidade Federal de Lavras, 2014.
- RICART, S.; RICO, A. M. Assessing technical and social driving factors of water reuse in agriculture: A review on risks, regulation and the yuck factor. **Agricultural Water Management**, v. 217, p. 426-439, maio 2019.
- RICH, D. *et al.* A review of water reuse applications and effluent standards in response to water scarcity. **Water Security**, v. 20, p. 100154, dez. 2023.

RIO GRANDE DO SUL. **Resolução CONSEMA Nº 419 DE 13/02/2020** - Estabelece critérios e procedimentos para a utilização de água de reúso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2020.

ROCHA, A. F. B. *et al.* Indicadores de Qualidade do Solo em Sistemas Agroecológicos no Cerrado Mineiro. **Sociedade & Natureza**, v. 34, n. 1, fev. 2022.

SÁ, M. A. .; LIMA, J. . **Energia ultra-sônica: uma ferramenta em ciência do solo.** Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 29 p. 2005.

SAID, N. S. M. *et al.* Endurance of Phragmites karka in removing colour and suspended solids from industrial coffee processing effluents in a continuous reed bed system. **Journal of Water Process Engineering**, v. 40, p. 101832, abr. 2021.

SALES FILHO, P. C. *et al.* Relação entre a disponibilidade hídrica na bacia hidrográfica do Rio Irani, localizada no oeste de Santa Catarina, região Sul do Brasil e a cobertura vegetal das biomas Amazônia, Pantanal e Mata Atlântica. **Metodologias e Aprendizado**, v. 4, p. 112–118, jan. 2021.

SANTANA, H. **Isolamento, seleção e caracterização de microalgas com alta produtividade de biomassa em meio de cultivo a base de vinhaça e CO<sub>2</sub>.** 2016. Dissertação (Mestrado em Biociências) - Universidade Federal da Bahia, Vitória da Conquista, 2016.

SANTOS, A. S. P.; LIMA, M. A. DE M. Technical Note 2 - Legal aspects of water reuse serving as a guideline for institutionalizing this practice in Brazil. **Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 2, n. 3, p. 15–27, 2022.

SANTOS, S. R. *et al.* Indicadores de produção e qualidade da fibra do algodoeiro fertirrigado com água residuária sanitária. **Engenharia Agrícola**, v. 36, n. 3, p. 525–536, jun. 2016.

SANTOS, S. S. *et al.* Contaminação microbiológica do solo e dos frutos de cafeeiros fertirrigados com esgoto sanitário. **Engenharia na Agricultura**, v. 14, 2006.

SANTOS, H. G.; *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** 5. ed., rev. e ampl. Brasília, DF : Embrapa, 2018.

SANTOS, P. S. *et al.* Does sugarcane vinasse composition variability affect the bioenergy yield in anaerobic systems? A dual kinetic-energetic assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 240, p. 118005, dez. 2019.

SÃO PAULO. **Resolução conjunta SES/SIMA nº 01, de 13 de fevereiro de 2020** - Disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá providências correlatas. São Paulo, 2020.

SÃO PAULO, S. **Decisão de Diretoria nº 045/2015/C: Norma Técnica P4.231: Vinhaça** – Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. v. 3ª Edição, n. 2.versão, p. 15, São Paulo, 2015.

SARAIVA, A. *et al.* Water Footprint Sustainability as a Tool to Address Climate Change in the Wine Sector: A Methodological Approach Applied to a Portuguese Case Study. **Atmosphere**, v. 11, n. 9, p. 934, ago. 2020.

SENGUPTA, B. *et al.* Toward sustainable and eco-friendly production of coffee: abatement of wastewater and evaluation of its potential valorization. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 22, n. 5, p. 995-1014, jul. 2020.

SHAHIDIAN, S. *et al.* **Hidrologia Agrícola**. 2 ed. ed. [s.l.] Évora: Escola de Ciência e Tecnologia da Universidade de Évora e ICAAM - Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas, 2017.

SHEMER, H.; WALD, S.; SEMIAT, R. Challenges and Solutions for Global Water Scarcity. **Membranes**, v. 13, n. 6, p. 612, jun. 2023.

SHOUSHTARIAN, F.; NEGAHBAN-AZAR, M. Worldwide Regulations and Guidelines for Agricultural Water Reuse: A Critical Review. **Water**, v. 12, n. 4, p. 971, mar. 2020.

SHU, X. *et al.* Experiments and models for contaminant transport in unsaturated and saturated porous media - A review. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 192, p. 606-621, abr. 2023.

SIEBERS, N. *et al.* Synergistic relationships between the age of soil organic matter, Fe speciation, and aggregate stability in an arable Luvisol. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 187, n. 1, p. 77-88, fev. 2024.

SILVA, A. P. M.; BONO, J. A. M.; PEREIRA, F. A. R. Aplicação de vinhaça na cultura da cana-de-açúcar: Efeito no solo e na produtividade de colmos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 1, p. 38-43, jan. 2014.

SILVA, M. A. S.; GRIEBELER, N. P.; BORGES, L. C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 108-114, fev. 2007.

SINTORINI, M. M. *et al.* Effect of pH on metal mobility in the soil. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 737, n. 1, p. 012071, abr. 2021.

SIQUEIRA, J. C. *et al.* Recovery of vinasse with combined microalgae cultivation in a conceptual energy-efficient industrial plant: Analysis of related process considerations. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 155, p. 111904, mar. 2022.

SOTO, M. A. A. *et al.* Transporte de íons de vinhaça em solos estruturados. **Holos Environment**, v. 20, n. 3, p. 368-379, jun. 2020.

SOUZA, J. K. C. *et al.* Fertirrigação com vinhaça na produção de cana-de-açúcar. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 11, n. 2, p. 7-11, 2015.

SUN, L. *et al.* A New Green Model for the Bioremediation and Resource Utilization of Livestock Wastewater. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 16, p. 8634, ago. 2021.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa Solos, 2017.

TORRES, M. A. *et al.* Vinasse as a substrate for inoculant culture and soil fertigation: Advancing the circular and green economy. **Science of The Total Environment**, v. 887, p. 164014, ago. 2023.

TORRETTA, V. *et al.* Water reuse as a secure pathway to deal with water scarcity. **MATEC Web of Conferences**, v. 305, p. 00090, jan. 2020.

TRIPATHI, A.; PANDEY, V.; RANJAN, M. R. Climate Change and Its Impact on Soil Properties. **Climate Change and the Microbiome: Sustenance of the Ecosphere**, p. 139-153, 2021.

TRUCHADO, P. *et al.* New standards at European Union level on water reuse for agricultural irrigation: Are the Spanish wastewater treatment plants ready to produce and distribute reclaimed water within the minimum quality requirements? **International Journal of Food Microbiology**, v. 356, p. 109352, out. 2021.

TZANAKAKIS, V. A.; CAPODAGLIO, A. G.; ANGELAKIS, A. N. Insights into Global Water Reuse Opportunities. **Sustainability**, v. 15, n. 17, p. 13007, ago. 2023.

VAN DEN BERGH, S. G. *et al.* Soil aggregate stability governs field greenhouse gas fluxes in agricultural soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 191, p. 109354, abr. 2024.

VILAR, D. S. *et al.* Vinasse degradation using *Pleurotus sajor-caju* in a combined biological – Electrochemical oxidation treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 192, p. 287–296, fev. 2018.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. 470 p.

WANG, R. *et al.* Use of machine learning to identify key factors regulating volatilization of semi-volatile organic chemicals from soil to air. **Science of The Total Environment**, v. 920, p. 170769, abr. 2024.

WEISSMANNOVÁ, H. D. *et al.* Potential Ecological Risk and Human Health Risk Assessment of Heavy Metal Pollution in Industrial Affected Soils by Coal Mining and Metallurgy in Ostrava, Czech Republic. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 22, p. 4495, nov. 2019.

XU, Y. *et al.* Compaction of Coarse-Textured Soils: Balance Models across Mineral and Organic Compositions. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 5, jul. 2017.

YAO, X. *et al.* Effects of Organic Matter Addition on Soil Carbon Contents, CO<sub>2</sub> Emissions, and Bacterial Compositions in a Paddy Field in South China. **Agronomy**, v. 14, n. 3, p. 443, fev. 2024.

YIN, J. *et al.* Effects of Long-Term Application of Vinasse on Physicochemical Properties, Heavy Metals Content and Microbial Diversity in Sugarcane Field Soil. **Sugar Tech**, v. 21, n. 1, p. 62-70, fev. 2019.

YODER, R. E. A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion. **Journal of American Society of Agronomy**, v. 28, p. 337-351, 1936.

ZHU, J.; SUN, Z.-X. Estimation of Cation Exchange Capacity for Low-Activity Clay Soil Fractions Using Experimental Data from South China. **Agronomy**, v. 14, n. 11, p. 2671, nov. 2024.

ZHU, X. *et al.* Aggregate stability and size distribution regulate rainsplash erosion: Evidence from a humid tropical soil under different land-use regimes. **Geoderma**, v. 420, p. 115880, ago. 2022.

## **CAPÍTULO 2 ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DE DIFERENTES SOLOS TROPICAIS APÓS APLICAÇÃO DE VINHAÇA E ÁGUA RESIDUÁRIA DO CAFÉ: DOSES BASEADAS NA DN COPAM 164/2011**

### **RESUMO**

A fertirrigação é uma técnica de reúso agrícola que apresenta benefícios como a melhoria da fertilidade e da estrutura do solo. Porém, quando realizada de forma inadequada pode causar a degradação estrutural, acúmulo de sais e a contaminação da água subterrânea. No Brasil, para alguns poucos tipos de águas residuárias (AR), como a vinhaça (VIN), já existem normas que regulamentam seu uso no solo, como a DN COPAM 164/2011 em Minas Gerais. A água residuária do processamento do café (ARC), que apresenta características físico-químicas similares a VIN, por outro lado, ainda não possui nenhum tipo de norma específica. Assim, com a realização deste trabalho objetivou-se avaliar e comparar os efeitos de diferentes doses de VIN e ARC nos atributos físicos e químicos do Latossolo Vermelho (LV), do Cambissolo Háptico (CX) e do Neossolo Quartzarênico (RQ), utilizando como referência doses calculadas com base na DN COPAM 164/2011. Para isso, foram montadas colunas de solo com diâmetro interno e altura de 7 e 15 cm, respectivamente. Foram aplicadas doses de 50%, 100% e 200% das duas AR referentes a lâmina máxima permitida pela referida legislação. A unidade experimental foi disposta em Delineamento em Blocos Casualizados (DBC) em arranjo fatorial 3x2x3 com duas repetições. Os dados obtidos por análises físico-químicas foram submetidos a análise de variância e análises estatísticas multivariadas, de componentes principais e agrupamento hierárquico. Os efeitos das diferentes AR na fertilidade dos solos estudados foram semelhantes, por outro lado, a aplicação da ARC ocasionou menor flocculação de argila quando comparada a VIN. Em relação aos tipos de solo, CX apresentou o maior índice de dispersão de argila, quando comparado aos demais solos. As diferentes doses não apresentaram efeito significativo nas variáveis de estabilidade de agregados, porém, quando se avaliou o acréscimo de  $K^+$ , as maiores doses das duas AR elevaram a concentração desse cátion em todos os solos estudados, principalmente no LV e CX. De acordo com os resultados da fertilidade e das análises multivariadas os efeitos da ARC e VIN nos solos estudados foram similares sendo possível, dessa maneira, utilizar os mesmos conceitos da DN COPAM 164/2011 também para a ARC. Estudos complementares como avaliação da condutividade hidráulica dos solos nas mesmas condições experimentais seriam necessários para verificar o efeito continuado da aplicação das águas residuárias no solo, como no grau de infiltração da água nos solos estudados após várias administrações de ARC e VIN.

Palavras-chave: dispersão de argila; estabilidade de agregados; fertirrigação.

## ABSTRACT

Fertigation is an agricultural reuse technique that offers benefits such as improving soil fertility and structure. However, when performed improperly, it can cause structural degradation, salt accumulation, and groundwater contamination. In Brazil, for a few types of wastewater (WW), such as vinasse (VIN), there are already standards that regulate their use in soil, such as DN COPAM 164/2011 in Minas Gerais. Coffee processing wastewater (CWW), which has similar physical and chemical characteristics to VIN, on the other hand, does not yet have any specific standard. Thus, this study aimed to evaluate and compare the effects of different doses of VIN and CWW on the physical and chemical attributes of Oxisol (OX), Inceptisol (IN), and Entisol Quartzipsamment (ENT), using as reference doses calculated based on DN COPAM 164/2011. For this purpose, soil columns with internal diameter and height of 7 and 15 cm, respectively, were assembled. Doses of 50%, 100% and 200% of the two ARs referring to the maximum depth allowed by the aforementioned legislation were applied. The experimental unit was arranged in a Randomized Block Design (RBD) in a 3x2x3 factorial arrangement with two replications. The data obtained by physical-chemical analyses were subjected to analysis of variance and multivariate statistical analyses, principal components and hierarchical clustering. The effects of the different WW on the fertility of the studied soils were similar, on the other hand, the application of CWW caused less clay flocculation when compared to VIN. Regarding the soil types, IN presented the highest clay dispersion index when compared to the other soils. The different doses did not show a significant effect on the aggregate stability variables, however, when the increase in  $K^+$  was evaluated, the highest doses of the two WW increased the concentration of this cation in all the soils studied, mainly in OX and IN. According to the results of fertility and multivariate analyses, the effects of CWW and VIN on the soils studied were similar, thus making it possible to use the same concepts of DN COPAM 164/2011 also for CWW. Complementary studies, such as evaluation of the hydraulic conductivity of the soils under the same experimental conditions, would be necessary to verify the continued effect of the application of wastewater in the soil, as well as the degree of water infiltration in the soils studied after several administrations of CWW and VIN.

Keywords: clay dispersion; aggregate stability; fertigation.

## 1 INTRODUÇÃO

O agronegócio é o setor de maior consumo de água no mundo, utilizando cerca de 70% dos recursos hídricos disponíveis, seguido pelos setores industrial (19%) e doméstico (11%) (Panhwar *et al.*, 2022), com tendência de aumento para os próximos anos em razão do crescimento da população e da demanda por produtos e serviços. Como consequência, a expectativa é que aumente os conflitos pelo uso desse recurso finito, especialmente em áreas de alta densidade populacional e em regiões áridas. Paralelamente, também há elevação da demanda por outros insumos agrícolas (fertilizantes, por exemplo), com intensificação de exploração de reservas não renováveis e de geração de águas residuárias (AR), produzidas nas cidades, no campo e nas indústrias, configurando em graves problemas ambientais, sociais e econômicos (Pratap *et al.*, 2023; Sun *et al.*, 2021; Zhang; Zhang, 2007). Observa-se um cenário de aumento dos custos de produção, repassados para os consumidores, sobretudo após o período de pandemia de COVID-19 e do início da Guerra Russo-Ucraniana; somado à maior contaminação de mananciais hídricos e do solo (Chowdhury *et al.*, 2023; Leal Filho *et al.*, 2023; Martinho, 2022; Paudel *et al.*, 2023).

Nesse contexto, torna-se essencial buscar soluções que promovam o uso eficiente da água e de nutrientes, sobretudo no setor agrícola. Entre as alternativas disponíveis, o reúso de água ou uso de AR destaca-se como uma estratégia promissora, por ser capaz de viabilizar a produção de alimentos com menor pegada hídrica e de carbono (Khan *et al.*, 2022; Lahlou; Mackey; Al-Ansari, 2022). A fertirrigação é uma das formas mais comuns de aproveitamento agrícola de AR, e suas taxas de aplicação são definidas com base na capacidade do solo e das culturas de assimilarem os resíduos aplicados (Matos; Matos, 2017). Essa técnica apresenta benefícios como a melhoria da fertilidade e da estrutura do solo, podendo elevar a maior produção agrícola e com menores custos associados. No entanto, aplicações inadequadas ou excessivas de AR podem gerar impactos negativos, incluindo a degradação estrutural, o acúmulo de sais e a contaminação da água subterrânea (Elgallal; Fletcher; Evans, 2016; Lyu *et al.*, 2022; Mora *et al.*, 2022).

No Brasil, 35,5% da área agrícola é fertirrigada com água de reúso, de acordo com dados do Atlas Irrigação (Brasil, 2021). Projeções indicam que, até 2040, a área destinada à agricultura irrigada aumentará em 51% em relação à situação atual (considerando irrigação e fertirrigação) ou de 79% considerando as áreas irrigadas, excetuando nesse cálculo as lâminas provenientes da fertirrigação. Esse aumento de quase oitenta por cento na demanda evidencia a importância

da prática do reúso no país, especialmente no contexto de aumento da demanda hídrica para a produção agrícola.

Em Minas Gerais, espera-se que o uso de água para irrigação das culturas de café e cana-de-açúcar nos próximos anos dobre em relação ao volume registrado em 2019 (Brasil, 2021). E essas duas culturas são fundamentais para a economia brasileira, considerando que o país é o maior produtor mundial de etanol derivado da cana-de-açúcar, e líder em produção e exportação de café (Correia *et al.*, 2024; Godoi *et al.*, 2019; Petrielli *et al.*, 2023).

Tanto a produção de etanol quanto o beneficiamento do café geram importantes volumes de AR ricas em matéria orgânica e nutrientes, que precisam ter o tratamento e/ou a destinação final adequada, de forma a não causar impactos ambientais negativos. No caso da cana-de-açúcar, 79,5% da água utilizada em lavouras provém da vinhaça (VIN), água residuária produzida e aproveitada nas próprias usinas sucroalcooleiras (Brasil, 2021). Esse grande uso da AR motivou a criação de legislações específicas em estados como São Paulo e Minas Gerais, com as normas P4.231 de 2015 da CETESB e a Deliberação Normativa (DN) COPAM 164/2011, respectivamente (Minas Gerais, 2011; São Paulo, 2015).

Apesar da VIN e a água residuária do café (ARC) apresentarem semelhanças em suas características físico-químicas, a última ainda não possui regulamentação específica para a sua aplicação no solo. Ambas são efluentes que apresentam elevados teores de nutrientes, especialmente potássio (K); são ricos em fenóis, composto orgânico que pode afetar a ação de microrganismos aeróbios; apresentam baixos valores de pH e altas condutividades elétricas; grandes concentrações de matéria orgânica, composição que torna complexo o tratamento e indica o caminho do aproveitamento agrícola (Campos *et al.*, 2021; Ferraz Junior *et al.*, 2022). Nesse sentido, surge a necessidade de investigar se os conceitos estabelecidos na DN COPAM 164/2011 poderiam ser adaptados para a ARC, visando aumentar o aproveitamento seguro dessa água residuária. Para essa finalidade, requer-se a avaliação comparativa dos efeitos das duas AR nos atributos físico-químicos do solo, investigando se apresentariam os mesmos efeitos, ou se a ARC apresentaria maior risco à qualidade do solo e à produtividade agrícola.

Entre os principais atributos químicos utilizados como indicadores de qualidade do solo estão o teor de matéria orgânica, o pH, a disponibilidade de nutrientes e a condutividade elétrica (Bünemann *et al.*, 2018). Além destes, a mineralogia e textura do solo e outros atributos físicos, como o grau de estabilidade de agregados, avaliado por índices de desagregação e dispersão de argila, são fundamentais para mensurar possíveis alterações estruturais. Essas mudanças impactam diretamente em processos como infiltração de água, armazenamento de nutrientes e resistência à erosão.

Os solos de regiões tropicais (mais intemperizados) apresentam como características reservas de K insuficientes para suprir à quantidade necessária extraída por longos períodos. Dessa forma, é necessário adicionar esse nutriente por meio do uso de fertilizantes, para garantir a manutenção do mesmo no solo e suprir as necessidades das plantas (Bossolani *et al.*, 2022; Moterle *et al.*, 2016). Porém, isso faz com que os custos de produção sejam elevados e apresente tendência de aumento a cada ano, sendo interessante utilizar fontes de baixo custo desse elemento, como por exemplo, o aproveitamento de AR ricas em potássio, caso da VIN e da ARC.

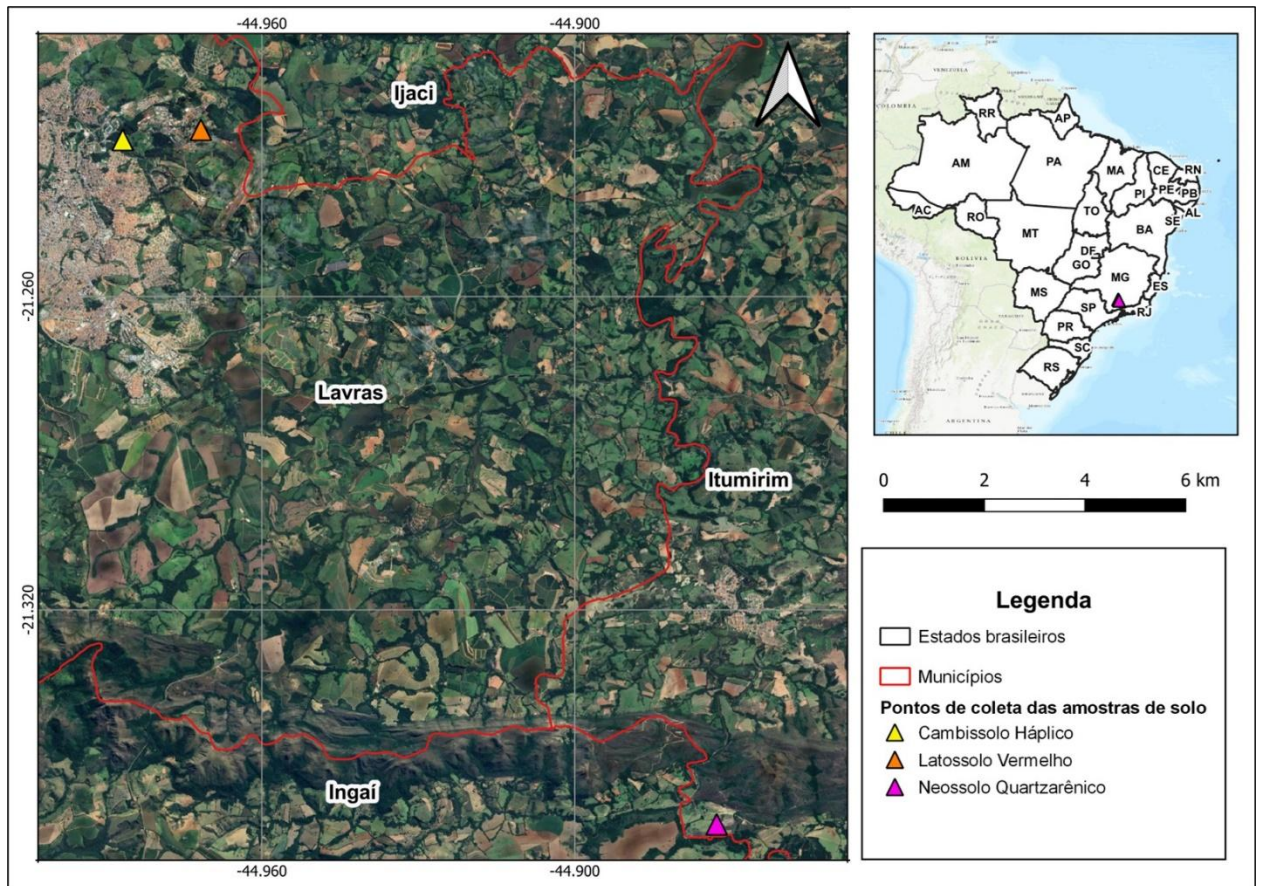
Por outro lado, características como baixo pH, alta condutividade elétrica, elevadas concentrações de íons monovalentes, como o  $K^+$  e  $Na^+$  presentes na VIN podem aumentar os riscos de salinização do solo, redução da porosidade e da atividade microbiana, contaminação de corpos d'água por nitratos e eutrofização, desestabilização do solo, e possível contaminação de águas superficiais e subterrâneas (Christofolletti *et al.*, 2013; Fuess; Garcia, 2014). Dessa forma, deve-se haver a correta definição da dose de aplicação, para aproveitar os benefícios da adição de água, nutrientes e matéria orgânica, com melhoria nos atributos físicos e químicos do solo, e evitando os impactos negativos citados (Oliveira Filho *et al.*, 2021; Yin *et al.*, 2019; Jiang *et al.*, 2012; Cardoso; Coelho; Fernandes, 2022), e nesse sentido torna-se importante ter uma legislação norteadora da lâmina de fertirrigação.

Assim, com a realização do presente trabalho, objetivou-se avaliar os efeitos da aplicação de diferentes doses de VIN e ARC nos atributos físicos e químicos de três diferentes solos tropicais, tendo como referencial a DN COPAM 164/2011.

## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

Foram avaliadas três classes de solo tropicais distintas, sendo: Latossolo Vermelho (LV), Cambissolo Háplico (CX) e Neossolo Quartzarênico (RQ), fertirrigados com dois tipos de águas residuárias industriais: vinhaça (VIN) e água residuária do café (ARC). Os solos foram amostrados em áreas da Universidade Federal de Lavras (UFLA) e em Itumirim - Minas Gerais, nos locais indicados no mapa (Figura 1). A pesquisa foi conduzida em casa de vegetação do Departamento de Recursos Hídricos (DRH) da UFLA, Lavras - Minas Gerais.

Figura 1- Pontos de coleta dos solos utilizados na pesquisa.



Fonte: Da autora (2025).

## 2.1 Coleta e caracterização dos solos

As amostras deformadas dos três solos utilizados foram coletadas na profundidade de 0 a 40 cm, em áreas não submetidas a atividades agrícolas (Tabela 1).

Tabela 1 - Localização das áreas amostrais dos solos estudados.

Tipo de solo	Localização
LV	Lavras/MG – Brasil (21° 13' 41" S 44° 58' 18" O)
CX	Lavras/MG - Brasil (21° 13' 48" S 44° 59' 12" O)
RQ	Itumirim/MG – Brasil (21° 21' 40" S 44° 52' 22" O)

Fonte: Da autora (2025).

Em cada área amostral foram realizadas quatro coletas simples que, posteriormente, foram homogeneizadas e secas à sombra até que a variação de umidade fosse mínima. Os solos foram então encaminhados para preparo e realização das análises nos Laboratórios de Análise de Águas e de Física do Solo do Departamento de Recursos Hídricos (DRH) da Universidade Federal de Lavras (UFLA), localizada no município de Lavras - Minas Gerais.

As amostras foram destorroadas e submetidas a peneiramento em malha de 2,0 mm de abertura, obtendo-se assim amostras de terra fina secadas ao ar (TFSA). Em seguida foi feito o quarteamento e armazenamento em um recipiente plástico formando uma amostra composta para cada tipo de solo.

#### a) Caracterização física

Em relação à caracterização das propriedades físicas dos solos, foi realizada análise granulométrica pelo método da pipeta e massa específica de partículas pelo método do balão volumétrico (Teixeira *et al.*, 2017), sendo a última variável calculada conforme Equação 1.

$$\rho_p = \frac{m_s}{V_b - V_g} \quad (1)$$

Em que  $\rho_p$  é a massa específica de partículas,  $m_s$  é a massa de solo seca a 105 °C (g),  $V_b$  é o volume do balão e  $V_g$  é o volume gasto de álcool.

Os valores de porosidade total dos solos considerados foram 0,61, 0,55 e 0,36 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> para LV, CX e RQ, respectivamente, obtidos previamente em estudos anteriores. Com base nesses valores, estimou-se a massa específica de cada tipo de solo (Equação 2).

$$\rho_s = \rho_p \cdot (1 - \alpha) \quad (2)$$

Sendo  $\rho_s$  a massa específica do solo (g cm<sup>-3</sup>) e  $\alpha$  a porosidade total do solo (cm<sup>3</sup> poros cm<sup>-3</sup> solo). Assim, determinou-se a massa de solo a ser adicionada em cada cilindro para montagem das colunas (Equação 3).

$$M_s = \rho_s \cdot V \quad (3)$$

Sendo  $M_s$  a massa de solo na coluna (g) e  $V$  o volume da coluna empregada nos ensaios com a aplicação das diferentes águas residuárias ( $\text{cm}^3$ ).

### b) Análise Textural e ADA

Para a avaliação da argila dispersa em água e composição entre areia, argila e silte que têm influência em várias propriedades do solo, amostras dos solos foram levados ao Laboratório de Física do Solo do Departamento de Ciência do Solo (DCS) da UFLA. Os resultados estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Classificação textural, ADA (%) e densidade média de partículas.

Tipo de solo	ADA	Argila (%)	Areia (%)	Silte (%)	Classe textural	$\rho_p$ ( $\text{g cm}^{-3}$ )
LV	58	73	14	14	Muito argilosa	2,61
CX	28	31	47	22	Franco argiloso arenoso	2,51
RQ	5	6	87	7	Areia franca	2,59

Fonte: Da autora (2025).

### c) Caracterização química e físico-química

Para caracterização química dos solos, foram avaliadas as variáveis carbono orgânico (CO) (Método colorimétrico), pH (Medição eletroquímica), P, K, Cu, Fe, Mn, Zn (Extrator de Mehlich-1), Ca, Mg, Al (Extrator KCl), H + Al (Extrator SMP), B (Método cloreto de bário), soma de bases trocáveis (SB) ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ), Capacidade de Troca Catiônica (CTC) a pH 7,0 (SB + H+Al), (v) saturação de bases da CTC a pH 7,0 (100.S/T), e carbono total, com resultados apresentados na Tabela 3 conforme metodologias propostas por Silva *et al.* (2009).

Tabela 3 - Caracterização química dos solos utilizados.

Variáveis	LV	CX	RQ
CO	3,400	2,140	<1,651
CE	38	33	7,6
pH	4,5	5,0	5,4
P	3,450	4,950	4,200
K	45,000	43,000	25,000
Ca	0,147	1,140	0,130
Mg	0,104	0,370	0,018
Al	1,390	0,920	0,900
H + Al	10,900	5,800	2,200
B	0,540	0,580	0,570
Cu	1,140	0,980	0,730
Fe	45,190	80,890	61,250
Mn	5,420	18,930	1,000
Zn	1,610	1,340	0,600
SB	0,370	1,620	0,210
CTC	11,270	7,420	2,410
v	3,250	21,830	8,790
K <sup>1</sup>	1,020	1,480	2,650
Ca <sup>1</sup>	1,300	15,360	5,390
Mg <sup>1</sup>	0,920	4,990	0,750
H Al <sup>1</sup>	96,750	78,170	91,210
Ca/Mg <sup>2</sup>	1,410	3,080	7,220
Ca/K <sup>2</sup>	1,280	10,370	2,030
Mg/K <sup>2</sup>	0,900	3,360	0,280
Carbono Total	3,400	2,140	0,510

CO: carbono orgânico (dag/kg); CE - condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ); pH em água; P: fosforo, K: potássio, Cu: cobre, Fe: ferro, Mn: manganês, Zn: zinco, B: boro ( $\text{mg/dm}^3$ ); Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio ( $\text{cmolc/dm}^3$ ); H+Al: ( $\text{cmolc/dm}^3$ ); SB: Soma das Bases Trocáveis ( $\text{cmolc/dm}^3$ ); CTC: capacidade de troca catiônica efetiva: ( $\text{cmolc/dm}^3$ ); v: Saturação das Bases da CTC. a pH 7,0 (%); K<sup>1</sup>, Ca<sup>1</sup>, Mg<sup>1</sup>, H Al<sup>1</sup> (%); Ca/Mg<sup>2</sup>; Ca/K<sup>2</sup>; Mg/K<sup>2</sup>, (%); Carbono Total ( $\text{g/dm}^3$ ).

Fonte: Labfert análises Ltda (2024).

#### d) Caracterização mineralógica

No Centro de Pesquisa Professor Manoel Teixeira da Costa (CPMTC), Órgão complementar do Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), foi utilizada a técnica de identificação de fases cristalinas por difração de raios X para identificação dos minerais presentes e quantificar suas proporções. Todas as análises supracitadas foram realizadas com base nos métodos propostos por Teixeira *et al.* (2017). Na Figura 2 estão apresentados os resultados da caracterização mineralógica.

Figura 2 - Caracterização mineralógica dos solos.

Latossolo Vermelho	Cambissolo Háplico	Neossolo Quartzarênico
↓	↓	↓
Caulinita - 30,3 % Hematita - 29,1 % Gibbsita - 29,2 % Goetita - 10,2 % Magnetita - 1,2 %	Caulinita - 40,8 % Quartzo - 37,5 % Gibbsita - 18,0 % Goetita - 3,7 %	Quartzo - 89,6 % Muscovita - 7,7 % Caulinita - 2,6 % Gibbsita - traço

Fonte: CPMTC - UFMG (2024).

## 2.2 Coleta e caracterização das águas residuárias

A vinhaça utilizada foi fornecida por uma destilaria artesanal de cachaça, localizada no município de Perdões-MG. A indústria produz em média 33.000 L ano<sup>-1</sup> de bebida alcoólica e atualmente todo efluente gerado é diluído e aplicado na fertirrigação da cultura da cana-de-açúcar cultivada na própria propriedade.

A coleta foi realizada na tubulação de saída da destilaria no dia 02 de maio de 2024 em um recipiente plástico com capacidade de 20 L. Imediatamente após a coleta, foram determinadas as seguintes variáveis nos laboratórios de Águas Residuárias e Reúso de Água do Departamento de Engenharia Ambiental (DAM) e de Análise de Águas do DRH, ambos da UFLA: potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), sódio (Na) e potássio (K). Em seguida, parte da amostra foi acidificada com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> até pH < 2 e refrigerada para determinação da demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (P), sólidos totais (ST), fixos (SF) e voláteis (SV) conforme estabelecido no Standard Methods (APHA; AWWA; WEF, 2023), utilizando dos métodos:

- pH - método potenciométrico com medidor MS Tecnopon (mPA210);
- CE - condutivímetro de bancada da marca AZ, modelo 8650;
- Na e K - fotometria de chama;
- DQO - refluxo fechado titulométrico;
- NTK - método micro-Kjeldahl;
- PT - método do ácido ascórbico com leitura em espectrofotômetro; e,
- ST, SF e SV - método gravimétrico.

A ARC, também coletada no dia 02 de maio, foi obtida no processo de lavagem dos frutos do cultivar Paraíso 2, cultivados na Fazenda Muquém em área experimental pertencente à UFLA. Foram coletados 20 L de ARC em recipiente plástico, tendo sido realizados os mesmos procedimentos de caracterização e preservação de amostras descrito anteriormente para a vinhaça. As águas residuárias (AR) utilizadas na aplicação das colunas de solo foram armazenadas em refrigerador na temperatura de 4 °C. As variáveis físico-químicas das águas residuárias estão apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Caracterização físico química das águas residuárias.

Variável	Vinhaça	ARC
pH	3,45	5,43
CE	3,77	1,47
DQO	49640	14407
ST	19572	11705
SV	16954	10255
SF	2618	1450
NTK	660	280
PT	122	141
K	770	535
Na	120	110

pH - potencial de hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica ( $\text{mS cm}^{-1}$ ); DQO - demanda química de oxigênio, ST - sólidos totais, SV - sólidos voláteis, SF - sólidos fixos, NTK - nitrogênio total Kjeldahl, PT- fósforo total, K - potássio, Na - sódio, em  $\text{mg L}^{-1}$ .

Fonte: Da autora (2025).

### 2.3 Preparo das colunas de solo

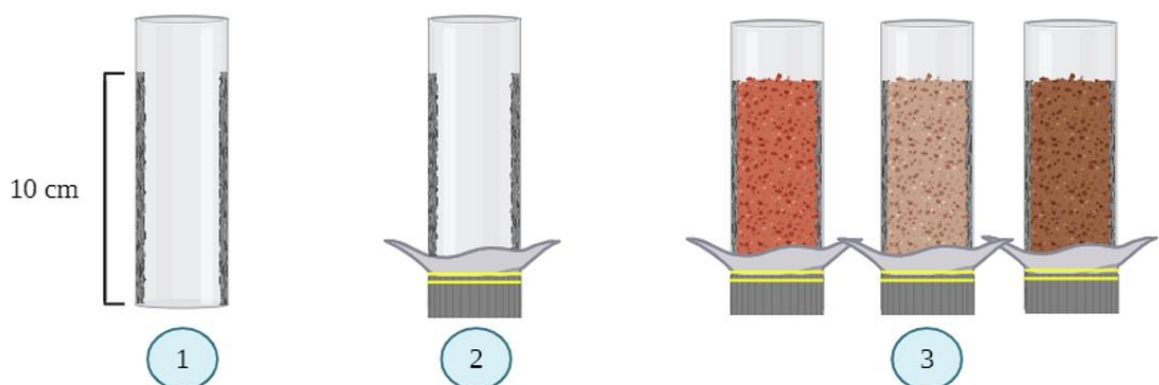
Para montagem das colunas de solo foram utilizados tubos de PVC rígido, com diâmetro interno de 7 cm, em média, e 15 centímetros de altura total. A superfície interna dos tubos foi revestida com areia até a altura útil da coluna (10 cm), utilizando adesivo plástico para tubos de PVC com intuito de evitar escoamento preferencial nas colunas de solo (Andrade; Oliveira; Silva, 2021).

Em seguida, as extremidades inferiores das colunas foram cobertas com tecido permeável, preso com uma goma elástica. Após preparação das colunas, procedeu-se com o preenchimento com as amostras de cada tipo de solo (Figura 3). As colunas foram preenchidas até a altura de 10 cm, e para propiciar uniformidade e homogeneidade nesta etapa, foi calculada a massa de solo necessária para preencher cada coluna (Equação 3). No preenchimento, o solo foi adicionado em camadas, sendo cada uma sobreposta e compactada por leve pressão com um disco de borracha de diâmetro inferior ao diâmetro interno da coluna.

Para cada combinação de solo, dosagem e água residuária aplicada foram utilizadas cinco colunas de solo, tendo-se 3 tipos de solo (LV, CX e RQ), 3 dosagens (descritas posteriormente) e 2 águas residuárias (ARC e VIN), foram montadas, no total, 90 colunas de solo, com Delineamento experimental em Blocos Casualizados (DBC).

Figura 3 - Etapas da montagem das colunas de solo.

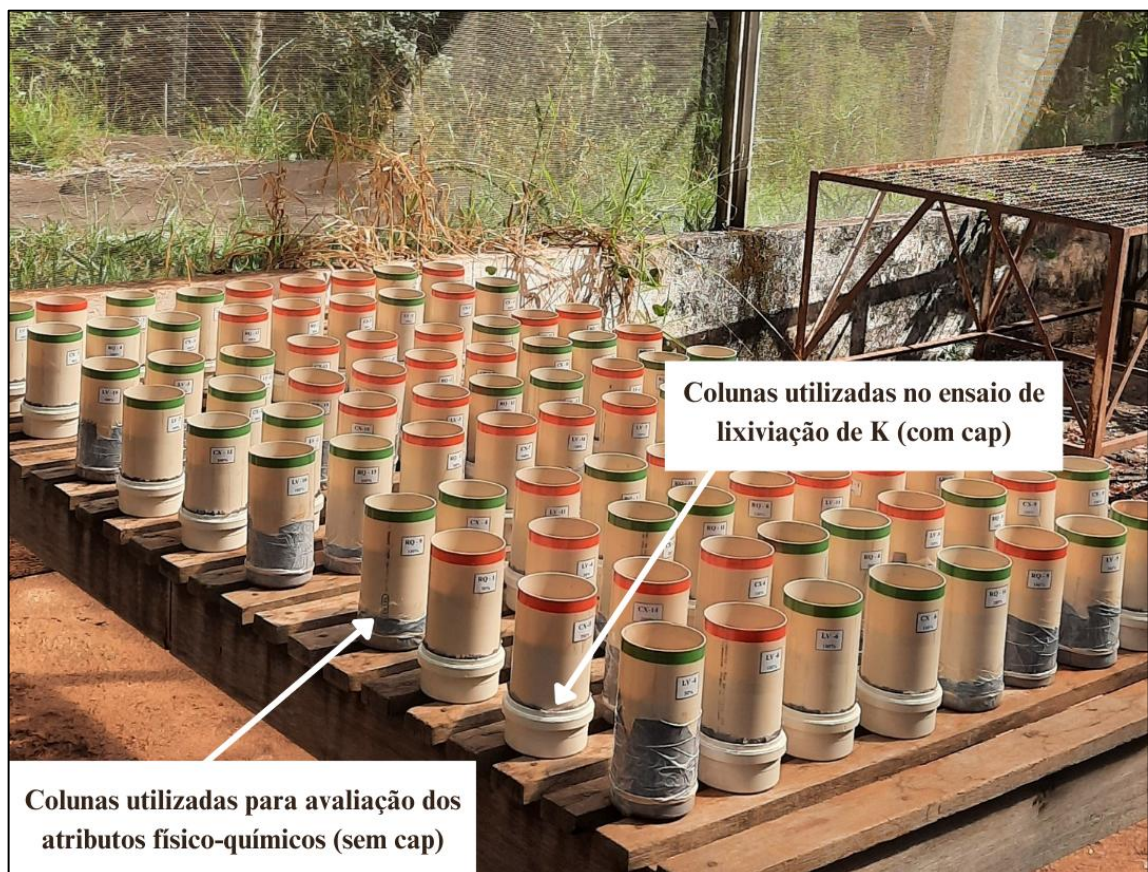
1. Revestimento da superfície interna
2. Cobertura da extremidade inferior com tecido permeável
3. Preenchimento das colunas com as amostras dos 3 tipos de solo



Fonte: Da autora (2025).

Para avaliação dos atributos físico-químicos do solo, após a aplicação das águas residuárias, foram utilizadas 36 colunas, sendo duas repetições, em arranjo fatorial dos três tipos de solo, dois tipos de água residuária e três dosagens de aplicação (Figura 4). As 54 demais colunas (três repetições dos tratamentos) foram utilizadas para o ensaio de lixiviação de  $K^+$ , etapa que será abordada no próximo capítulo.

Figura 4 - Unidade experimental montada em casa de vegetação.



Fonte: Da autora (2025).

Montado o aparato experimental, foi determinada a capacidade de campo (CC) média para cada solo, de forma a permitir controle das quantidades de AR aplicadas sem que houvesse percolação. As colunas foram colocadas em bandejas plásticas, preenchidas com água até cerca de dois terços de sua altura, e permaneceram em repouso por 24 horas para a completa saturação por ascensão capilar, permitindo a expulsão do ar contido nos poros. A parte superior das colunas foram vedadas com plástico, para evitar evaporação, e deixadas drenar pela ação da gravidade, até a estabilização. Quando se observou que o processo de drenagem havia cessado e que a massa de solo nas colunas manteve-se estável, os plásticos foram removidos e as colunas

foram pesadas, utilizando balança de precisão de 0,01g, obtendo-se assim, a massa correspondente ao teor de água na CC.

Após essa determinação, as colunas permaneceram perdendo água por evaporação durante sete dias. Em seguida, as mesmas foram colocadas sobre um suporte de madeira, conforme Figura 4, para iniciar a etapa de aplicação das doses definidas das AR.

#### 2.4 Definição das doses de aplicação

As águas residuárias foram aplicadas nos três tipos de solo, em doses distintas, com intuito de avaliar o efeito de diferentes dosagens de VIN e ARC, incluindo a dose máxima definida pela Deliberação Normativa (DN) COPAM 164/2011, nos atributos físicos e químicos dos solos estudados.

Assim, as lâminas aplicadas foram baseadas na legislação existente para fertirrigação com vinhaça, porém com adaptações às condições experimentais, conforme Equação (4).

$$D = \frac{(T \cdot 23,5)}{C_K} \quad (4)$$

Em que, D é a dose de vinhaça a ser aplicada (em  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ), T é capacidade de troca catiônica potencial do solo a pH 7 ( $\text{cmolc dm}^{-3}$ ), 23,5 (valor adaptado da equação original para atender a profundidade útil das colunas) é o fator obtido considerando 5% da T e uma profundidade de solo de 10 cm. Por fim,  $C_K$  representa o teor de  $\text{K}_2\text{O}$  da vinhaça ( $\text{kg m}^{-3}$ ).

Outra adaptação feita na equação foi a remoção do valor referente a capacidade de extração da cana-de-açúcar (185) visto que as colunas contariam apenas com a presença de solo, desconsiderando esse fator que considera a presença de plantas.

A mesma equação descrita anteriormente foi também utilizada como padrão para definição das dosagens de ARC, de forma a estabelecer uma equivalência das doses aplicadas entre os dois tipos de águas residuárias industriais, para cada solo avaliado.

Desta forma, tendo como referência a dosagem máxima permitida na legislação (100%), calculou-se outras duas lâminas a serem aplicadas, sendo uma relativa à metade do valor máximo - 50%, e a terceira equivalente ao dobro da dose máxima - 200%, possibilitando, assim, avaliar o efeito das dosagens e a pertinência de emprego da DN COPAM 164/2011 também

para a ARC. Considerando a área superficial das colunas sendo 0,0028 m<sup>2</sup>, as doses de aplicação foram convertidas em lâminas, conforme valores apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 - Doses e lâminas de aplicação calculadas para cada água residuária e para os três tipos de solo.

Dose - Tipo de AR	Tipo de solo		
	LV	CX	RQ
100% -VIN	143,91	161,39	75,75
L1 - VIN	40,67	45,61	21,41
50% -VIN	71,95	80,70	37,88
L2 - VIN	20,33	22,80	10,70
200% -VIN	287,82	322,78	151,51
L3 - VIN	81,34	91,22	42,82
100% -ARC	207,12	232,28	109,03
L1 - ARC	58,53	65,64	30,81
50% -ARC	103,56	116,14	54,52
L2 - ARC	29,27	32,82	15,41
200% -ARC	414,24	464,56	218,06
L3 - ARC	117,06	131,29	61,62

100% e L1: doses e lâminas equivalentes a dose máxima de água residuária estabelecida na legislação em m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> e mL, respectivamente; 50% e L2: dose e lâmina equivalentes a metade da dose máxima de água residuária estabelecida na legislação em m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> e mL, respectivamente; 200% e L3: dose e lâmina equivalentes ao dobro da dose máxima de água residuária estabelecida na legislação em m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> e mL, respectivamente.

Fonte: Da autora (2025).

A aplicação das lâminas correspondentes às doses definidas previamente foi feita de forma parcelada, com auxílio de conta gotas controlando a intensidade das gotas, de forma a evitar perturbações na estrutura superficial do solo e exceder a capacidade de campo (considerando o peso das colunas em CC). O processo de aplicação ocorreu entre os dias 14 de maio e 01 de junho de 2024, com um total de nove aplicações feitas a cada 48 horas.

## 2.5 Avaliação dos atributos físicos dos solos após fertirrigação

Vinte dias após o término da aplicação das doses das águas residuárias (AR) nas colunas de solo destinadas a avaliação dos atributos físico-químicos, amostras foram retiradas das

colunas, sendo secas ao ar, destorroadas, homogeneizadas e armazenadas em sacos plásticos devidamente identificados. Em seguida, foram encaminhadas para o Laboratório de Física do Solo do Departamento de Ciência do Solo (DCS) da UFLA e para o LabFert Análises para determinação dos atributos físicos e químicos dos solos, respectivamente. Para a determinação dos atributos químicos, as amostras provenientes das repetições foram homogeneizadas formando uma amostra composta. A seguir estão descritos os atributos físicos avaliados.

#### **a) Argila dispersa em água, grau de flocculação e grau de dispersão**

Para determinação da ADA em água foi utilizado o método da pipeta, seguindo adaptação da metodologia descrita em Teixeira *et al.* (2017). Inicialmente, foi determinado o teor de água residual das amostras com intuito de determinar o fator de correção “f”. Na sequência foram pesadas 10 gramas de amostras (TFSA - terra fina seca ao ar) em balança analítica com incremento e repetibilidade de 0,001 g. Essas amostras foram então transferidas para as garrafas do agitador com uso de um funil, utilizando de 300 mL de água deionizada em cada garrafa para possibilitar a transferência de todo o conteúdo das amostras.

Após preparadas as garrafas foram montadas no agitador tipo Wagner, procedeu-se com agitação por 16 horas a 50 rpm. Decorrido esse tempo, as amostras foram transferidas das garrafas para provetas de 500 mL. Para esse procedimento, utilizou-se o auxílio de funil com uma peneira de 0,053 mm de abertura de malha, que foi apoiada sobre a boca da vidraria. Todo conteúdo presente nas garrafas (com exceção do peneirado), inclusive o presente nas tampas, foi lavado com água deionizada atentando-se para o volume não exceder aos 500 mL da proveta utilizada após peneiramento.

A fração de areia que ficou retida na peneira foi transferida para um béquer, previamente tarado e identificado, e levada para secar a 105 - 110°C por 24 horas. Após resfriamento no dessecador, aferiu-se a massa seca do conjunto, de forma a determinar a massa de areia presente nas amostras.

Já o restante do conteúdo (não peneirado) foi agitado manualmente na proveta, utilizando-se um bastão com tampa de borracha com movimentos descendentes e ascendentes por cerca de um minuto. Em seguida, aguardou-se o tempo de sedimentação das partículas calculado para a fração silte ( $0,002 \text{ mm} < \varnothing < 0,05 \text{ mm}$ ), equivalente a 3 horas e 41 minutos, determinado em função da temperatura do líquido, conforme Almeida *et al.* (2012).

Após o tempo de sedimentação foram coletados 10 mL da suspensão a 5 cm de profundidade, com transferência dessa alíquota para um béquer seco, limpo e previamente tarado e identificado. Após 24 horas em estufa a 105 °C, os béqueres, já resfriados em

dessecador, foram pesados novamente possibilitando a determinação da massa de argila (g). De posse destes dados foi possível calcular a ADA empregando a Equação 5:

$$ADA = (Ma.500).f \quad (5)$$

Em que:

ADA = argila dispersa em água (%);

Ma = massa de argila (g) seca em estufa;

f = fator de correção de umidade para a massa inicial.

Além da ADA, também foi feita a avaliação granulométrica seguindo a metodologia da pipeta descrita anteriormente, de forma a obter o teor de argila (e assim conhecer a proporção dispersa). Os procedimentos são semelhantes, diferindo apenas na necessidade de adicionar 10 mL de NaOH 1 N às amostras, antes da colocação no agitador de Wagner (TEIXEIRA *et al.*, 2017). Ainda de acordo com Teixeira *et al.* (2017), o hidróxido de sódio combinado ao uso de energia mecânica possibilita a dispersão das amostras (o que interferiria na análise da ADA) por meio da ruptura dos agregados facilitando a segregação das partículas silte e argila e possibilitando a determinação dos teores de cada fração presente no solo.

Determinados os teores de argila total e de ADA nas amostras, pelos procedimentos descritos anteriormente, foi possível calcular o grau de flocculação (GF), que indica a proporção da fração argila que se encontra flocculada, inferindo sobre o grau de estabilidade dos agregados, conforme Equação 6:

$$GF = \frac{a - b}{a} \cdot 100 \quad (6)$$

Em que:

GF = o grau de flocculação (%);

a = concentração de argila total (%);

b = concentração de argila dispersa em água (%).

Além do GF, também foi determinado o grau de dispersão de argila (GD) das amostras que é a proporção da argila dispersa em água em relação a argila total (Equação 7):

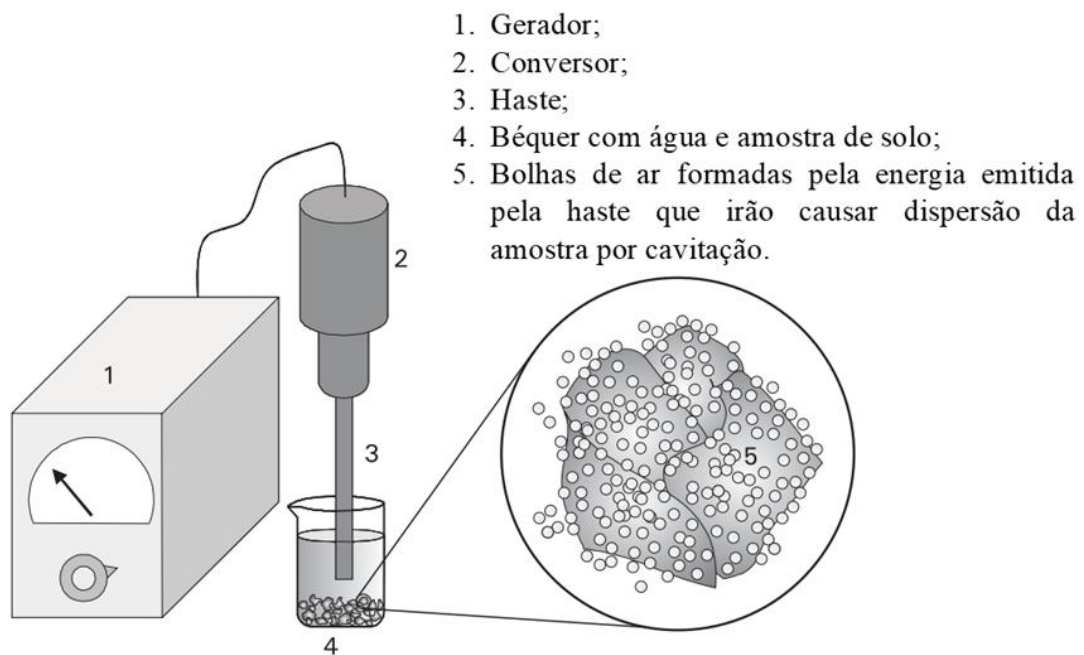
$$GD = \frac{b}{a} \quad (7)$$

### b) Índice de desagregação

Outra variável de grande importância para avaliação dos efeitos da aplicação das AR sobre a estrutura dos solos é o índice de desagregação (ID), que indica o nível de estabilidade de agregados. Para isso, foi utilizada a metodologia proposta por Sá e Lima (2005), a qual baseia-se no princípio da dispersão por energia ultrassônica.

No princípio da dispersão por ultrassom, a amostra de solo é colocada em um recipiente com água, sendo submetida a diferentes níveis de energia. As ondas de energia ultrassônica formam bolhas de ar na água, e ocorre a quebra dos agregados por cavitação (Sá; Lima, 2005), conforme exemplificado na Figura 5.

Figura 5 - Esquema representativo de um sonificador de haste.



Fonte: Adaptado de Sá e Lima (2005).

Inicialmente foram pesados 5 g de amostra de solo em balança analítica de precisão. As amostras foram transferidas para béqueres com capacidade de 250 mL, previamente preenchidos com 200 mL de água deionizada. Para cada amostra foram preparadas nove suspensões água-solo, totalizando 45 g de solo utilizados nessa etapa.

Na sequência cada suspensão solo-água foi submetida a um tempo diferente de sonificação, totalizando nove diferentes níveis de energia (Tabela 6). Vale ressaltar que antes de submeter as amostras ao processo de sonificação, o aparelho utilizado já havia sido previamente calibrado emitindo uma potência de 75 W.

A energia aplicada pelo aparelho foi calculada conforme Equação 8:

$$EA = P \times \frac{t}{v} \quad (8)$$

Onde:

EA = Energia aplicada à suspensão (J mL<sup>-1</sup>);

P = Potência emitida pelo aparelho, obtida por calibração (W);

t = tempo de sonificação (s);

v = volume da suspensão (mL).

Tabela 6 - Níveis de energia aplicados às amostras de solo para avaliação da estabilidade de agregados através de energia ultrassônica.

Tempo de sonificação (s)	Energia aplicada (J mL <sup>-1</sup> )
0	0
5	2
15	6
30	11
60	23
120	45
180	68
240	90
300	113

Fonte: Da autora (2025).

As amostras submetidas aos tempos de sonificação de 240 e 300 segundos foram mantidas em banho de gelo para evitar que a temperatura excedesse 40 °C. Após o processo de sonificação das amostras, a fração areia foi removida por meio de peneiramento (peneira de 0,053 mm) e transferida para um béquer seco, limpo e previamente pesado e identificado. A determinação da massa de areia foi feita por pesagem das amostras após 24 horas em estufa a 105 °C. Já os teores de silte + argila foram determinados por diferença da massa total (5 g) em relação ao que foi quantificado de areia.

Determinados os teores de silte + argila, calculou-se o índice de dispersão (IDp) (Equação 9):

$$IDp = \frac{\text{silte + argila}}{\text{amostra original (5g)}} \quad (9)$$

em que: silte + argila = (amostra original de 5 g) – resíduo

Para normalização dos índices de dispersão também foram determinados os índices de dispersão normalizados (IDN), obtidos pela razão entre IDp e índice máximo de dispersão (ID<sub>máx</sub>). O último, por sua vez, é determinado pelo tempo máximo de sonificação, ou nível máximo de energia, em que ocorre a dispersão total da amostra (feito de forma visual não identificando nenhum resíduo de argila no peneiramento).

Para determinação do ID<sub>máx</sub> no LV foram utilizados os tempos de sonificação de 1000, 1200 e 2400 segundos que correspondem a níveis de energia aplicada de 225,950 e 400 J mL<sup>-1</sup>. Já para o CX foi necessário apenas mais um nível de energia para dispersão máxima, equivalente ao tempo de 420 segundos e 158 J mL<sup>-1</sup> de energia. Não foi necessário aumentar os níveis de energia para o RQ visto que esse tipo de solo já havia atingido sua máxima dispersão dentro dos tempos de sonificação apresentados na Tabela 6.

Por fim, foram ajustados modelos do tipo  $Y = X/(a + bX)$ , sendo o eixo das abcissas (X) representado pela energia aplicada em J mL<sup>-1</sup>, e o eixo das ordenadas (Y) pelos índices de dispersão normalizados. Dessa forma, foram obtidos os índices de desagregação (ID) com base na relação entre os parâmetros b/a da equação de ajuste, conforme (Sá; Lima, 2005).

### c) Massa específica de partículas

De forma semelhante ao procedimento utilizado para determinação antes da aplicação, fez-se a avaliação da massa específica de partículas ( $\rho_p$ ) pelo método utilizado do balão volumétrico conforme descrito em Teixeira *et al.* (2017).

### d) Condutividade elétrica

Para determinação da condutividade elétrica (CE) utilizou-se a relação solo/água 1:2, sendo pesados 50 gramas de amostra, em seguida adicionados 100 mL de água deionizada. A mistura solo- água foi então submetida a agitação rápida de um minuto em coqueteleira (1000 a 1200 rpm). Após agitação as amostras ficaram decantando por 30 minutos e então foi feita a leitura da CE do sobrenadante através de condutivímetro, de forma semelhante ao recomendado por Carmo e Silva (2016).

## **2.6 Avaliação dos atributos químicos dos solos após fertirrigação**

Foram analisadas as mesmas variáveis quantificadas antes da aplicação, estando os resultados apresentados nas Tabela 7, 8 e 9, respectivamente, para o LV, CX e RQ.

## **2.7 Análise estatística**

Os dados obtidos para as variáveis ADA, GF, GD,  $\rho_p$  e ID foram submetidos à análise de variância para verificar a existência de diferenças significativas entre os tratamentos avaliados utilizando o software SISVAR<sup>®</sup>. Para isso, considerou-se o experimento em DBC, com duas repetições, em esquema fatorial triplo. Quando a ANOVA indicou diferenças significativas ( $p < 0,05$ ), procedeu-se com a aplicação do teste de agrupamento de médias de Scott-Knott ( $p < 0,05$ ).

Além disso, foi realizada análise multivariada utilizando o software XLSTAT<sup>®</sup> (versão de teste), incluindo análise de componentes principais (ACP) e análise de agrupamento hierárquico (AAH). Na AAH foi empregado o método de Ward e a distância euclidiana para realização do corte dos grupos. Para isso, foram utilizadas variáveis relacionadas aos solos: mineralogia; composição textural; GF, GD, ID, CE; variações de CO, pH, K, Ca, Mg, CTC e H+Al, e variáveis relacionadas às AR: pH, CE, K, Na, DQO e ST.

# **3 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

## **3.1 Caracterização química dos solos fertirrigados**

Nas Tabelas 7, 8 e 9 estão apresentados os resultados da caracterização química do LV, CX e RQ, respectivamente, após aplicação das diferentes doses de AR.

Tabela 7 - Caracterização química do LV após aplicação das diferentes doses de ARC e VIN.

Variáveis	ARC			VIN		
	50%	100%	200%	50%	100%	200%
CO	3,12	3,56	3,49	3,47	3,54	3,63
pH	5,00	5,00	5,10	4,80	4,80	4,70
P	5,40	3,00	2,40	7,80	3,30	2,25
K	61,00	90,00	112,00	66,00	91,00	147,00
Ca	0,22	0,15	0,18	0,15	0,19	0,26
Mg	0,10	0,08	0,09	0,10	0,15	0,21
Al	0,92	0,92	0,92	1,04	0,92	1,15
H + Al	10,90	9,80	9,80	9,30	9,80	9,30
B	0,59	0,59	0,56	0,66	0,82	0,64
Cu	0,65	0,79	0,72	0,61	0,89	1,11
Fe	33,40	30,03	38,28	24,54	41,41	44,78
Mn	4,45	4,65	4,44	4,55	4,43	4,72
Zn	1,16	1,23	1,16	1,00	2,03	1,34
SB	0,48	0,46	0,56	0,42	0,57	0,85
CTC	11,38	10,26	10,36	9,72	10,37	10,15
v	4,18	4,49	5,36	4,31	5,52	8,34
K <sup>1</sup>	1,37	2,24	2,77	1,74	2,24	3,71
Ca <sup>1</sup>	1,93	1,46	1,69	1,54	1,83	2,56
Mg <sup>1</sup>	0,88	0,78	0,91	1,03	1,45	2,07
HAl <sup>1</sup>	95,82	95,51	94,64	95,69	94,48	91,66
Ca/Mg <sup>2</sup>	2,20	1,88	1,86	1,50	1,27	1,24
Ca/K <sup>2</sup>	1,41	0,65	0,61	0,89	0,82	0,69
Mg/K <sup>2</sup>	0,64	0,35	0,33	0,59	0,64	0,56
COT	3,12	3,56	3,49	3,47	3,54	3,63

CO: carbono orgânico (dag/kg); pH em água; P: fosforo, K: potássio, Cu: cobre, Fe: ferro, Mn: manganês, Zn: zinco, B: boro (mg/dm<sup>3</sup>); Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio (cmolc/dm<sup>3</sup>); H+Al: (cmolc/dm<sup>3</sup>); SB: Soma das Bases Trocáveis (cmolc/dm<sup>3</sup>); CTC: capacidade de troca catiônica a pH 7,0: (cmolc/dm<sup>3</sup>); v: Saturação das Bases da CTC a pH 7,0 (%); K<sup>1</sup>, Ca<sup>1</sup>, Mg<sup>1</sup>, HAl<sup>1</sup> (%); Ca/Mg<sup>2</sup>; Ca/K<sup>2</sup>; Mg/K<sup>2</sup>, (%); COT: Carbono total (g/dm<sup>3</sup>).

Fonte: LabFer Análises – Laboratório de análises de solo (2024).

Tabela 8 - Caracterização química do CX após aplicação das diferentes doses de ARC e VIN.

Variáveis	ARC			VIN		
	50%	100%	200%	50%	100%	200%
CO	2,07	2,05	1,91	2,23	2,09	2,26
pH	5,30	5,30	5,20	5,20	5,00	5,00
P	5,10	3,75	4,05	4,65	5,10	5,70
K	65,00	84,00	144,00	76,00	86,00	160,00
Ca	0,98	1,02	1,00	1,07	1,15	1,31
Mg	0,28	0,31	0,44	0,36	0,38	0,48
Al	0,35	0,46	0,35	0,35	0,46	0,23
H + Al	5,00	5,20	4,70	5,00	5,20	4,50
B	0,59	0,66	0,63	0,57	0,58	0,62
Cu	0,44	0,47	0,70	0,57	0,56	1,42
Fe	67,02	68,71	80,81	86,05	78,73	87,77
Mn	21,10	21,36	27,49	24,77	26,29	30,01
Zn	0,94	1,19	1,71	1,35	1,85	1,75
SB	1,43	1,54	1,81	1,62	1,75	2,20
CTC	6,43	6,74	6,51	6,62	6,95	6,70
v	22,19	22,90	27,78	24,52	25,18	32,83
K <sup>1</sup>	2,59	3,19	5,66	2,93	3,16	6,11
Ca <sup>1</sup>	15,25	15,12	15,37	16,15	16,55	19,55
Mg <sup>1</sup>	4,36	4,60	6,76	5,43	5,47	7,17
HA1 <sup>1</sup>	77,81	77,10	72,22	75,48	74,82	67,17
Ca/Mg <sup>2</sup>	3,50	3,29	2,27	2,97	3,03	2,73
Ca/K <sup>2</sup>	5,90	4,75	2,72	5,50	5,23	3,20
Mg/K <sup>2</sup>	1,68	1,44	1,19	1,85	1,73	1,12
COT	2,07	2,05	1,91	2,23	2,09	2,26

CO: carbono orgânico (dag/kg); pH em água; P: fosforo, K: potássio, Cu: cobre, Fe: ferro, Mn: manganês, Zn: zinco, B: boro (mg/dm<sup>3</sup>); Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio (cmolc/dm<sup>3</sup>); H+Al: (cmolc/dm<sup>3</sup>); SB: Soma das Bases Trocáveis (cmolc/dm<sup>3</sup>); CTC: capacidade de troca catiônica a pH 7,0: (cmolc/dm<sup>3</sup>); v: Saturação das Bases da CTC a pH 7,0 (%); K<sup>1</sup>, Ca<sup>1</sup>, Mg<sup>1</sup>, HA1<sup>1</sup> (%); Ca/Mg<sup>2</sup>; Ca/K<sup>2</sup>; Mg/K<sup>2</sup>, (%); COT: Carbono total (g/dm<sup>3</sup>).

Fonte: LabFer Análises – Laboratório de análises de solo (2024).

Tabela 9 - Caracterização química do RQ após aplicação das diferentes doses de ARC e VIN.

Variáveis	ARC			VIN		
	50%	100%	200%	50%	100%	200%
CO	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651
pH	5,90	5,80	5,80	5,60	5,20	5,20
P	3,15	5,25	4,65	4,80	2,40	3,45
K	35,00	50,00	60,00	38,00	58,00	57,00
Ca	0,12	0,09	0,13	0,21	0,19	0,19
Mg	0,05	0,10	0,04	0,04	0,07	0,07
Al	0,58	0,58	0,58	0,69	0,35	0,58
H + Al	2,20	2,20	2,10	2,10	2,10	2,00
B	0,54	0,51	0,50	0,60	0,28	0,37
Cu	0,22	0,23	0,29	0,28	0,49	0,97
Fe	52,70	57,10	55,67	52,54	51,78	57,47
Mn	1,05	0,69	0,68	0,99	0,50	20,57
Zn	0,40	0,45	0,36	0,45	0,47	0,45
SB	0,26	0,31	0,33	0,35	0,41	0,41
CTC	2,46	2,51	2,43	2,45	2,51	2,41
v	10,66	12,45	13,45	14,19	16,28	16,87
K <sup>1</sup>	3,64	5,09	6,32	3,97	5,91	6,06
Ca <sup>1</sup>	4,99	3,58	5,48	8,58	7,57	7,90
Mg <sup>1</sup>	2,03	3,78	1,65	1,63	2,79	2,91
HA1 <sup>1</sup>	89,34	87,55	86,55	85,81	83,72	83,13
Ca/Mg <sup>2</sup>	2,46	0,95	3,33	5,25	2,71	2,71
Ca/K <sup>2</sup>	1,37	0,70	0,87	2,16	1,28	1,30
Mg/K <sup>2</sup>	0,56	0,74	0,26	0,41	0,47	0,48
COT	0,47	0,41	0,53	0,51	0,46	0,51

CO: carbono orgânico (dag/kg); pH em água; P: fosforo, K: potássio, Cu: cobre, Fe: ferro, Mn: manganês, Zn: zinco, B: boro (mg/dm<sup>3</sup>); Ca: cálcio, Mg: magnésio, Al: alumínio (cmolc/dm<sup>3</sup>); H+Al: (cmolc/dm<sup>3</sup>); SB: Soma das Bases Trocáveis (cmolc/dm<sup>3</sup>); CTC: capacidade de troca catiônica a pH 7,0: (cmolc/dm<sup>3</sup>); v: Saturação das Bases da CTC a pH 7,0 (%); K<sup>1</sup>, Ca<sup>1</sup>, Mg<sup>1</sup>, HA1<sup>1</sup> (%); Ca/Mg<sup>2</sup>; Ca/K<sup>2</sup>; Mg/K<sup>2</sup>, (%); COT: Carbono total (g/dm<sup>3</sup>).

Fonte: LabFer Análises – Laboratório de análises de solo (2024).

### 3.2 Análise da fertilidade dos solos

De acordo com a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (CFSEMG, 1999) em relação a acidez ativa, em termos agronômicos, todas as doses da ARC e a menor dose de VIN aplicadas no RQ elevaram o pH desse solo para uma faixa considerada adequada (5,5 - 6,0). Nos demais solos os acréscimos decorrentes da aplicação das AR, em todas as doses avaliadas, não foram suficientes para elevar o pH para uma classificação agronômica adequada, os mesmos mantiveram-se em uma faixa de classificação agronômica considerada baixa ou inadequada.

Cardoso, Coelho e Fernandes (2022) avaliaram o efeito da aplicação a longo prazo de vinhaça em solos com diferentes texturas (arenoso e argiloso) e observaram que, no solo arenoso, houve aumento do pH, sem haver o mesmo na variável medida no solo argiloso. Resultados semelhantes foram relatados por Possignolo-Vitti, Bertoncini e Vitti (2017), que verificaram que o aumento do pH ocorreu somente no solo arenoso ao avaliarem a decomposição da matéria orgânica após a aplicação de vinhaça em solos de diferentes texturas. Esse comportamento também foi observado por Silva, Bono e Pereira (2014), que constataram aumento nos valores de pH em um Neossolo Quartzarênico tratado com vinhaça, reforçando a tendência de elevação do pH, principalmente em solos arenosos. No presente trabalho, no entanto, todos os solos apresentaram elevação do pH, sendo mais pronunciado para os solos LV (mais argiloso) e RQ (mais arenoso) na aplicação da ARC. Há de ressaltar que o pH do RQ já se apresentava mais elevado, o que poderia justificar as diferenças de tendência em relação aos estudos dos referidos autores.

Apesar do caráter ácido das AR (Tabela 4), houve elevação do potencial hidrogeniônico em todos os solos, conforme anteriormente discutido. Esse fato se deve a alguns fatores como a atividade microbiológica, intensificada pela maior nutrição do solo, e que promove a oxidação da matéria orgânica, fazendo com que o pH do solo aumente (Mattiazzo; Glória, 1987). Nesse sentido, os resultados obtidos por Possignolo-Vitti, Bertoncini e Vitti (2017), justificam o aumento do pH, principalmente em solos arenosos. Os autores verificaram, em um período de 41 dias, que a taxa de decomposição da matéria orgânica após aplicação de vinhaça ficou acima de 90% e entre 70 - 80% para solos arenosos e argilosos, respectivamente, evidenciando um rápido processo de decomposição de matéria orgânica, sendo mais pronunciado em um ambiente de maior macroporosidade.

Por outro lado, Yin *et al.* (2019) avaliaram solos irrigados com vinhaça por até 18 anos e observaram que, após dois anos de aplicação, a acidez do solo aumentou. Além disso, os

autores também verificaram que houve redução na diversidade microbiana do solo associada, provavelmente, à diminuição do pH. Ou seja, para se ter os resultados positivos, deve-se aplicar uma lâmina de AR compatível com as características do solo, fazendo também o parcelamento da administração do efluente de forma a não implicar nos resultados obtidos pelos referidos pesquisadores. Em dosagens excessivas, pode-se promover a redução das trocas gasosas e da atividade de microrganismos aeróbios, tendo maior degradação anaeróbia e formação de ácidos orgânicos, com possível redução do pH (que também afeta a ação dos organismos benéficos do solo), principalmente quando se trata de águas residuárias de natureza ácida (Magdich *et al.*, 2013).

Em relação à aplicação de ARC, Bebé *et al.* (2010) aplicaram diferentes doses de ARC, correspondentes a 0, 1, 3 e 5 vezes a necessidade de potássio ( $80 \text{ g planta}^{-1}$  de  $\text{K}_2\text{O}$ ), em um Argissolo Amarelo Latossólico e conforme os resultados encontrados pelos autores, independente da dose aplicada, houve aumento do pH do solo. Nesse caso, a adição de íons no solo, com aumento da condutividade elétrica (que é outro fator interferente nessa variável físico-química), resultou em elevação do potencial hidrogeniônico (Fuess; Garcia, 2014), sendo que o maior risco detectado no experimento realizado foi o de salinidade excessiva a média e longo prazo. Kulandaivelu e Bhat (2012) também investigaram os efeitos da aplicação de ARC não tratada em diferentes doses nas propriedades físico-químicas e biológicas do solo. Os resultados obtidos pelos últimos autores indicaram que aplicações em doses menores ( $250 - 500 \text{ m}^3/\text{ha}$ ) não apresentaram nenhum impacto negativo nas propriedades do solo, já as doses mais elevadas ( $750 - 1000 \text{ m}^3/\text{ha}$ ) causaram acidificação (redução do pH) e redução na concentração do fósforo disponível, além de afetar negativamente as propriedades biológicas do solo. Dessa forma, Kulandaivelu e Bhat (2012) recomendam que não sejam aplicados em campo volumes acima de  $500 \text{ m}^3/\text{ha}$  de ARC no solo. No presente estudo as doses aplicadas desse tipo de AR foram menores que a máxima recomendada pelos autores.

Essas diferenças encontradas na literatura em relação ao aumento e diminuição do pH podem estar relacionadas também com a capacidade de tamponamento do solo. Solos com pH entre 4,5 e 6,5 geralmente apresentam baixo poder tampão, enquanto que ambiente com valores de pH abaixo de 4,0 e acima de 7,0 há favorecimento do tamponamento (Bashir *et al.*, 2021). Nesse sentido, todos os solos avaliados nesse estudo possuíam pH inicial (antes da aplicação das AR) dentro da faixa que lhes caracterizam como solos de baixa capacidade de tamponamento: LV - 4,5; CX - 5,0 e RQ 5,4. Além disso, a mineralogia em função da quantidade e o tipo de argila presente no solo também é outro fator interveniente, sendo que solos com baixos teores de argila apresentam baixa CTC e capacidade de tamponamento

(Minhal *et al.*, 2020). Portanto, solos arenosos como o RQ, que possuem baixa CTC são ainda mais suscetíveis a variações do pH quando comparados à solos argilosos como CX e LV, porém essa característica deve ser analisada conjuntamente com o pH, conforme discutido anteriormente. Além disso, Yin *et al.* (2019) destacam que outros fatores como a quantidade de vinhaça aplicada, a duração do tempo de irrigação, o método de irrigação empregado e as diferenças entre o solo e os tipos de cultura também podem inferir em diferenças na variação do pH reportados na literatura.

Ainda em relação à acidez dos solos, houve redução na acidez potencial ( $H + Al$ ) do CX após aplicação das doses 50 e 200% das duas AR, alterando a classificação inicial de boa para média. Não houve efeito das doses e AR na acidez potencial do LV e RQ, em termos de classificação, sendo que esses solos se mantiveram como de muito alta ( $> 9,00$ ) e baixa ( $1,01 - 2,5$ ) acidez potencial, respectivamente.

Já para a variável acidez trocável ( $Al^{3+}$ ), também foram observadas reduções em todos os solos, alterando a classificação inicial. No caso do CX todas as doses das duas águas residuárias modificaram de média ( $0,51 - 1,00$ ) para baixa ( $0,21 - 0,50$ ). De forma semelhante, no LV todas as doses de ARC e a dose 100% de VIN diminuíram a classificação da acidez trocável desse solo, que inicialmente era alta ( $1,01 - 2,00$ ), passando para média. No RQ ocorreu diminuição na classificação de média para baixa apenas após aplicação da dose de 100% da VIN. De acordo com Shetty *et al.* (2021), a aplicação de resíduos e efluentes que elevam o pH e o teor de cátions básicos do solo, reduzem a acidez trocável, o que os autores justificaram pela substituição do alumínio do complexo de troca por outros cátions, o que pode ser analisado pela inferência da variável SB.

Para o CO e CTC, não foram observadas alterações em relação às condições iniciais em nenhum dos solos, de acordo com a classificação do CFSEMG. A incorporação de matéria orgânica no solo via fertirrigação é um processo que ocorre geralmente a longo prazo (Coelho *et al.*, 2020), ao contrário da adição de resíduos orgânicos (Badagliacca *et al.*, 2024; Liu *et al.*, 2020), assim não era esperado que houvesse grandes incrementos no período de avaliação. Em relação à CTC, a variável é influenciada pela adição de matéria orgânica (não representativa no presente trabalho) e pela alteração do pH, em solos pH dependentes (Bashir *et al.*, 2021). Ou seja, sobretudo para o solo oxidico, a elevação do potencial hidrogeniônico não foi suficiente para aumento dos sítios de retenção de cátions.

Sobre a SB no LV, apesar de todas as doses da ARC e VIN terem elevado os valores, apenas a maior dose da VIN alterou a classificação de muito baixa ( $\geq 0,6$ ) para baixa ( $0,61 - 1,80$ ). Ainda em relação à SB, à maior dose das duas AR (200%) elevou a classificação da

variável de baixa para média (1,81 – 3,60) no CX. No RQ, o aumento da SB após aplicação de todas as doses de ambas AR não foi suficiente para alterar a classificação inicial que continuou sendo muito baixa. O aumento da SB após a fertirrigação se deve à adição de cátions provenientes da água residuária havendo elevação da variável com incremento da dose. Sanchez-Lizarraga *et al.* (2018) também observaram elevação na concentração dos íons potássio, cálcio e magnésio (que somados resultam na SB) no solo ao aumentarem a concentração ( $\geq 50\%$ ) de vinhaça aplicada.

A SB é uma propriedade de suma importância, pois indica que há substituição de elementos de caráter ácido, como o  $Al^{3+}$ , por cátions no solo (Shetty *et al.*, 2021), condição que pode elevar a produtividade de solos agrícolas, tendo em vista que a presença de alumínio (Al), ferro (Fe) e manganês (Mn) são os fatores mais comuns para ocorrência da baixa fertilidade nos solos tropicais e que suprimem o crescimento da cultura, devido aos efeitos de toxidez (Kochian; Hoekenga; Piñeros, 2004; Von Uexküll; Mutert, 1995).

Em relação ao  $Ca^{2+}$ , ocorreu diminuição na classificação apenas do CX, de médio para baixo, em todas as doses de ARC e nas doses de 50 e 100% de VIN. Os demais solos mantiveram sua classificação inicial em relação ao cálcio trocável, sendo muito baixa. Para o  $Mg^{2+}$  foi observado um leve aumento (de muito baixo para baixo) apenas no LV após a maior dose de VIN. O Cambissolo apresentava inicialmente maiores teores de  $Ca^{2+}$ , e pode ter sofrido maior deslocamento e perda por lixiviação desse cátion, havendo substituição por outros cátions, como o potássio.

Apesar de estar atrás na série liotrópica, o  $K^+$ , em maior concentração relativa na água residuária, pode ter ocasionado redução dos teores de  $Ca^{2+}$  no solo anteriormente mais rico (Kuzin *et al.*, 2020). Dessa maneira, a aplicação de altas taxas de potássio podem limitar a absorção de cálcio e magnésio pelas plantas (Kuzin; Solovchenko, 2021; Torabian *et al.*, 2021). E por fim, o aumento da SB pode estar ligada, principalmente, à elevação dos teores de potássio no solo, como está analisado a seguir.

Para o  $K^+$ , elemento químico de referência neste estudo, foram observados aumentos que contribuíram com alteração na classificação de todos os solos. De acordo com a CFSEMG, a faixa de disponibilidade entre 40 - 70 mg/dm<sup>3</sup> representa uma classificação de disponibilidade média, sendo que o limite superior desta classe indica o nível crítico. Ainda de acordo com a CFSEMG, para teores de potássio no solo superiores aos críticos de manutenção, não se deve aplicar adubo potássico. No LV e CX, com exceção da dose de 50%, todas as demais doses das duas AR elevaram o teor de potássio disponível para valores acima do nível crítico. Ou seja, seguir as doses recomendadas pela DN COPAM 164/2011 resulta em uma condição que

dispensa a necessidade de adubação potássica, havendo economia com esse insumo. Por outro lado, a dose de 200% deve ser investigada pelo maior risco de salinização do solo e de contaminação da água subterrânea.

Quando o nutriente se encontra abaixo do nível crítico, a produção ou crescimento da cultura é considerado baixo, e a resposta da planta à adição desse nutriente é alta. Da mesma forma, a produtividade é alta quando a concentração de um nutriente está acima do nível crítico, nesse caso, a probabilidade de que a cultura responda à adição do nutriente é baixa (Silva *et al.*, 2021). Assim, nos LV e CX após aplicação das doses de 100 e 200% da VIN e ARC, a disponibilidade do potássio foi elevada a níveis que dispensam adição de K por outras fontes. Já para o RQ as doses de 100 e 200% das duas AR elevaram a concentração desse cátion no solo de baixa para média (CFSEMG, 1999).

Vale ressaltar que, de acordo com a DN COPAM 164/11, a reposição de K via aplicação de vinhaça fica restrita a 185 kg de  $K_2O$   $ha^{-1}$  em solos que apresentarem teores de potássio trocável superiores a 150 e 200  $mg/dm^3$ , respectivamente, para cana soca e cana planta. Essa observação se aplica apenas para o CX após aplicação da dose de 200% de VIN que resultou na concentração final de 160  $mg/dm^3$  do íon. Ou seja, no período avaliado, as doses não proporcionaram condições de excessiva presença de potássio nos solos, não incorrendo no risco de lixiviação excessiva e/ou salinização e redução da produtividade das culturas.

Em termos de fertilidade, considerando os limites das variáveis discutidas acima, estabelecidos pela CFSEMG (1999), os efeitos das diferentes AR nos solos estudados foram semelhantes. Nesse caso, seria possível utilizar os mesmos conceitos estabelecidos na DN COPAM 164/2011 também para aplicação da ARC com base nas variáveis avaliadas no presente item.

### **3.3 Resultados da análise de variância**

Na Tabela 10 estão apresentados os resultados da análise de variância das variáveis ID, ADA, GF e  $\rho_p$ .

Tabela 10 - Resultados da análise de variância para as variáveis ID, ADA, GF e  $\rho_p$ .

Fontes de variação	GL	ID	ADA	GF	$\rho_p$
		QM	QM	QM	QM
Solos	2	1.65472**	4189.18**	110.389	0.16036**
Doses	2	0.02972	7.27769	65.6294	0.01386
AR	1	0.21007**	27.9312*	620.093*	0.00188
<b>Interações</b>					
Solos x Doses	4	0.01263	2.47787	20.2423	0.01232
Solos x AR	2	0.04914*	14.5033	306.322	0.0116
Doses x AR	2	0.00429	2.01476	45.1136	0.03109
Solos x Doses x AR	4	0.00717	5.42626	120.928	0.00956
CV (%) =		26.45	10,75	23.32	4.1
Média geral =		0.44	22,35	42.12	2.69
n° de observações =	36				

\*Significativo ao nível de  $p < 0,05$ ; \*\*Significativo ao nível de  $p < 0,01$ .

Fonte: Da autora (2025).

Para o ID os fatores de variação isolados - Solos e AR, apresentaram diferenças significativas ( $p < 0,01$ ). Já para as doses não houve diferença significativa, ou seja, as diferentes doses aplicadas (50%, 100% e 200%) não apresentaram variação significativa para a variável, tanto de maneira isoladas quanto quando combinadas com outros fatores. A única interação significativa foi entre os tipos de solos e AR.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 10, para ADA, os fatores de variação Solos e tipo de AR apresentaram, isoladamente, diferenças significativas ( $p < 0,01$  e  $p < 0,05$ ), respectivamente. Já para o GF, apenas o fator tipo de AR apresentou diferença significativa ( $p < 0,05$ ). As diferentes doses aplicadas não apresentaram efeito significativo para essas variáveis. Em relação às interações, nenhuma indicou diferença significativa. Dessa forma, os efeitos dos fatores Solos e AR interferiram nos resultados da ADA de forma independente. Por fim, para a variável  $\rho_p$ , os fatores de variação doses e tipo de AR, não apresentaram diferenças significativas, bem com nenhuma das interações avaliadas. Apenas o fator tipo de solo apresentou diferenças significativas.

Para os fatores e interações que apresentaram diferenças significativas procedeu-se com a aplicação do teste de agrupamento de médias de Scott-Knott, resultados apresentados à seguir.

### 3.3.1 Índice de desagregação

Na Tabela 11 estão apresentadas as médias relacionadas ao desdobramento de solos dentro de cada AR. O RQ foi o solo que apresentou maiores valores de ID, seguido por CX e LV para os dois tipos de águas residuárias.

Tabela 11 - Análise do desdobramento do fator solos dentro de cada nível do tipo de AR.

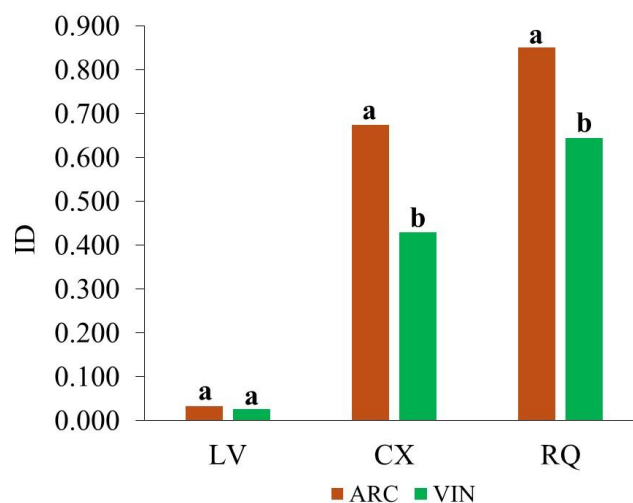
Solos	ARC	VIN
RQ	0.852 a	0.645 a
CX	0.675 b	0.430 b
LV	0.033 c	0.027 c

Médias seguidas por letras diferentes na mesma coluna diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott ( $p < 0,05$ ).

Fonte: Da autora (2025).

Para o desdobramento das AR dentro de cada tipo de solo (Figura 6), os valores médios do ID foram significativamente maiores com a aplicação de ARC em comparação com a VIN para o RQ e CX. No LV, não houve diferença significativa entre os tipos de AR aplicadas.

Figura 6 - Análise do desdobramento do fator AR dentro de cada tipo de solo.



Colunas seguidas por letras diferentes, para cada tipo de solo, diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott ( $p < 0,05$ ).

Fonte: Da autora (2025).

Quanto menor o valor do ID, menor é a desagregação do solo indicando que os agregados são mais estáveis (Sá; Lima, 2005), sendo importante também fazer a associação com a variável Argila Dispersa em Água (ADA), que será apresentada no próximo item. De acordo com os resultados apresentados anteriormente, o ID sofreu variações significativas de acordo com o tipo de solo e tipo de água residuária aplicada, independente da dose.

Em relação ao tipo de solo, o LV foi o que apresentou o menor ID, seguido pelo CX e RQ, respectivamente. Essas diferenças podem ser explicadas pela composição textural dos solos, visto que o LV é o que apresenta o maior percentual de argila em sua composição (Tabela 2). Segundo Olagoke *et al.* (2022), solos com maiores percentuais de argila favorecem, por exemplo, a atividade microbiana fazendo com que os microrganismos produzam substâncias poliméricas extracelulares que contribuem com a formação de agregados mais estáveis. Além do teor de argila, a composição de minerais secundários também infere na estabilidade do solo, pois as maiores presenças de oxi-hidróxidos de Fe, Al e Mn (Figura 2), que assim como os maiores teores de matéria orgânica (CO - Tabelas 7, 8 e 9) auxiliam na cimentação dos coloides do solo (Di *et al.*, 2022; Siebers *et al.*, 2024).

Já analisando o fator tipo de AR, os solos CX e RQ apresentaram menores índices de desagregação ao serem fertirrigados com vinhaça. Os compostos orgânicos presentes na vinhaça poderiam ter provocado a cimentação de partículas, contribuindo, mesmo que a curto prazo, hipótese que corroboraria os resultados encontrados por Ribeiro *et al.* (2013). Ademais, deve-se sempre analisar em conjunto aspectos de condutividade elétrica e razão de adsorção de sódio (RAS) para inferir sobre o potencial de uma solução causar efeito dispersante (e de redução de estabilidade) sobre solos (Rengasamy, 2018). Pela ausência de valores de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  nas águas residuárias, não foi possível calcular a RAS, porém ao comparar as concentrações de  $\text{Na}^+$  da VIN e ARC aos valores de CE, infere-se que a VIN poderia ter potencial de causar maior floculação da argila.

### **3.3.2 Argila dispersa em água**

Na Tabela 12 estão apresentados os resultados do teste de Scott-Knott para as fontes de variação solo e AR referentes a variável ADA e também da fonte de variação AR referente ao GF.

Tabela 12 - Resultados do teste de Scott-Knott para as fontes de variação Solos (ADA) e AR (ADA e GF).

<b>Solos</b>	<b>ADA (%)</b>	<b>GF (%)</b>
LV	41.05 a	-
CX	22.34 b	-
RQ	3.68 c	-
Tipo de AR		
ARC	23,24 a	37,97 a
VIN	21,47 b	46,27 b

Médias seguidas por letras diferentes na mesma coluna diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott-Knott ( $p < 0,05$ ).

Fonte: Da autora (2025).

De acordo com os dados de caracterização dos solos (Tabela 2), foi possível observar que houve maior floculação de argila em relação à dispersão após os tratamentos com os dois tipos de AR. Quanto aos solos, o que apresentou maior valor de ADA foi o LV, o que era esperado tendo em vista a maior proporção de argila total presente nesse solo (Tabela 2). Os valores médios do grau de dispersão de argila (GD), que é a relação entre a argila dispersa em água e a argila total, foram de 0,56, 0,61 e 0,72 para LV, RQ e CX, respectivamente. CX apresentou o maior índice, quando comparado aos demais solos, sendo estatisticamente significativo pelo teste de Scott-Knott, já LV e RQ apresentaram GF semelhantes entre si. Ainda em relação ao GF, os tipos de AR também apresentaram diferença estatística significativa sendo o valor médio para a ARC de 0,67 e para VIN 0,59.

Os maiores teores de argila, e de argilas não silicatadas, no solo LV, contribuíram com maior resistência às alterações causadas pela aplicação das AR, assim como verificado no ID. Além das possíveis sensibilidades dos métodos, sabe-se que outros fatores além da textura e mineralogia podem interferir na dispersão ou floculação, como atividade bacteriana em maior ou menor proporção, pH, força iônica e a presença de cátions trocáveis (Levy; Shainberg, 2023; Lima; Souza; Silva, 2013). De acordo com Levy e Shainberg (2023), a presença de cátions divalentes como  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  promovem o processo de floculação enquanto cátions monovalentes como  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$ , a dispersão, causando desequilíbrio nas forças de atração e repulsão entre as partículas de argila.

Em relação ao tipo de AR aplicada, a floculação de argila provocada pela ARC foi inferior quando comparada à VIN. Nesse caso, o GF, que indica a quantidade de argila que se encontra floculada em relação à quantidade total de argila disponível no solo, corroborou o

resultado. Infere-se que o grau de estabilidade pode ser uma medida mais sensível para avaliação dos efeitos de alterações no solo em curto prazo de tempo.

De acordo com Kumar e Chopra (2016), os altos níveis de potássio existentes em águas residuárias podem contribuir com a dispersão de argila devido à repulsão eletrostática entre as partículas, além de haver aumento da Dupla Camada Difusa (DCD) pela maior presença de íons monovalentes (de maior raio hidratado) (Matos; Matos, 2017). Por outro lado, a presença de compostos orgânicos, assim como de íons multivalentes, favorecem a floculação e agregação de argilas, melhorando a estrutura dos solo (Bronick; Lal, 2005; Melo *et al.*, 2018). Por essa razão, elevados valores de CE (diversidade e abundância de diversos íons) para reduzidas RAS (representativo da riqueza de íons monovalentes) sugerem maior floculação e menor risco de dispersão (Matos; Matos, 2017). Dessa forma, a predominância dos fenômenos de floculação ou dispersão vai depender da capacidade que um destes processos possui em prevalecer em relação ao outro (Melo *et al.*, 2018).

### 3.3.3 Massa específica de partículas

Os valores médios de  $\rho_p$  de 2,78 e 2,73 g/cm<sup>3</sup> para LV e RQ, respectivamente, foram iguais entre si e diferiram-se estatisticamente do valor obtido para CX de 2,56 g/cm<sup>3</sup>, pelo teste de Scott-Knott.

De acordo com Tavares *et al.* (2024), que avaliaram a influência da aplicação de vinhaça nos aspectos físicos e químicos de um Argissolo Vermelho Amarelo distrófico de textura média, cultivados com cana-de-açúcar, a massa específica de partículas também não sofreu alteração após a fertirrigação. Por outro lado, os resultados obtidos por Nascimento Júnior *et al.* (2017) indicaram que a fertirrigação feita com vinhaça por um maior período de tempo fez com que a variável e a condutividade hidráulica do solo aumentassem. Como no presente estudo o período de aplicação foi curto, não eram esperadas mudanças na  $\rho_p$  após os tratamentos.

A massa específica de partículas é uma variável influenciada pelo material de origem e pelo intemperismo ocorrido, além dos teores de matéria orgânica (que reduzem o valor) (Schulten; Leinweber, 2000; Wildman, 2004). Verificando que os teores de CO (carbono orgânico) não variaram expressivamente nos solos, não se tem elementos que poderiam indicar mudança nos valores de  $\rho_p$ . A massa específica do solo, por outro lado, poderia ser alterada (além da incorporação de matéria orgânica) pela dispersão/floculação do solo (Levy;

Sbhainberg, 2023). No entanto, por essa variável ter sido estimada nas condições iniciais do experimento (e não obtida por práticas laboratoriais), optou-se por não analisá-la ao final da fertirrigação, em razão dos possíveis problemas de comparação.

A interação entre as variáveis relacionadas aos atributos físicos dos solos (ID, ADA e  $\rho_p$ ) juntamente com outras relacionadas à textura, mineralogia e atributos químicos dos solos e ainda, variáveis relacionadas às AR aplicadas, foram avaliadas por análises de componentes principais e de agrupamento hierárquico.

### 3.4 Análise de componentes principais e de agrupamento hierárquico

Os resultados obtidos pela ACP indicaram que os componentes principais um (CP1) e dois (CP2), juntos, explicaram 67,87% da variância total dos dados. Na Tabela 13 estão apresentados os resultados da ACP.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 13, as variáveis argila,  $CE_{solo}$ , caulinita, gibbsita e goetita apresentaram uma correlação forte e positiva com CP1. Já as variáveis ID, areia,  $\Delta Mg^{2+}_{solo}$ , quartzo, muscovita,  $\Delta CTC$  e  $\Delta H + Al$  também apresentaram correlações fortes com este componente, porém negativas. Além disso, variáveis como  $\Delta CO$ , silte, hematita, magnetita  $K^+_{AR}$  e  $Na^+_{AR}$  também se correlacionaram positivamente com CP1, porém de forma moderada. O CP2 apresentou correlações fortes e positivas com  $\Delta pH_{solo}$  e  $pH_{AR}$ , e negativas com  $\Delta K^+_{solo}$ ,  $CE_{AR}$ ,  $DQO_{AR}$ ,  $ST_{AR}$ .

Tabela 13 - Autovalores, variâncias e cargas entre as variáveis e os componentes principais.

	CP1	CP2
Autovalores	12,155	6,169
Variância total (%)	45,020	22,849
Variância total acumulada (%)	45,020	67,869
GD	-0.216	0.268
GF	0.076	-0.425
ID	-0.849	-0.173
Argila	0.876	0.404
Areia	-0.908	-0.399
Silte	0.582	0.161
$\Delta$ CO	0.625	-0.211
$\Delta$ pH <sub>solo</sub>	0.169	0.821
CE <sub>solo</sub>	0.792	-0.547
$\Delta$ K <sup>+</sup> <sub>solo</sub>	0.406	-0.677
$\Delta$ Ca <sup>2+</sup> <sub>solo</sub>	0.216	-0.420
$\Delta$ Mg <sup>2+</sup> <sub>solo</sub>	-0.699	-0.400
Caulinita	0.778	0.210
Hematita	0.676	0.390
Gibbsita	0.919	0.379
Goetita	0.856	0.406
Magnetita	0.627	0.380
Quartzo	-0.915	-0.385
Muscovita	-0.882	-0.295
$\Delta$ CTC	-0.779	-0.137
$\Delta$ H + Al	-0.702	0.344
pH <sub>AR</sub>	-0.421	0.725
CE <sub>AR</sub>	0.561	-0.774
K <sup>+</sup> <sub>AR</sub>	0.623	-0.420
Na <sup>+</sup> <sub>AR</sub>	0.640	-0.472
DQO <sub>AR</sub>	0.597	-0.764
ST <sub>AR</sub>	0.561	-0.774

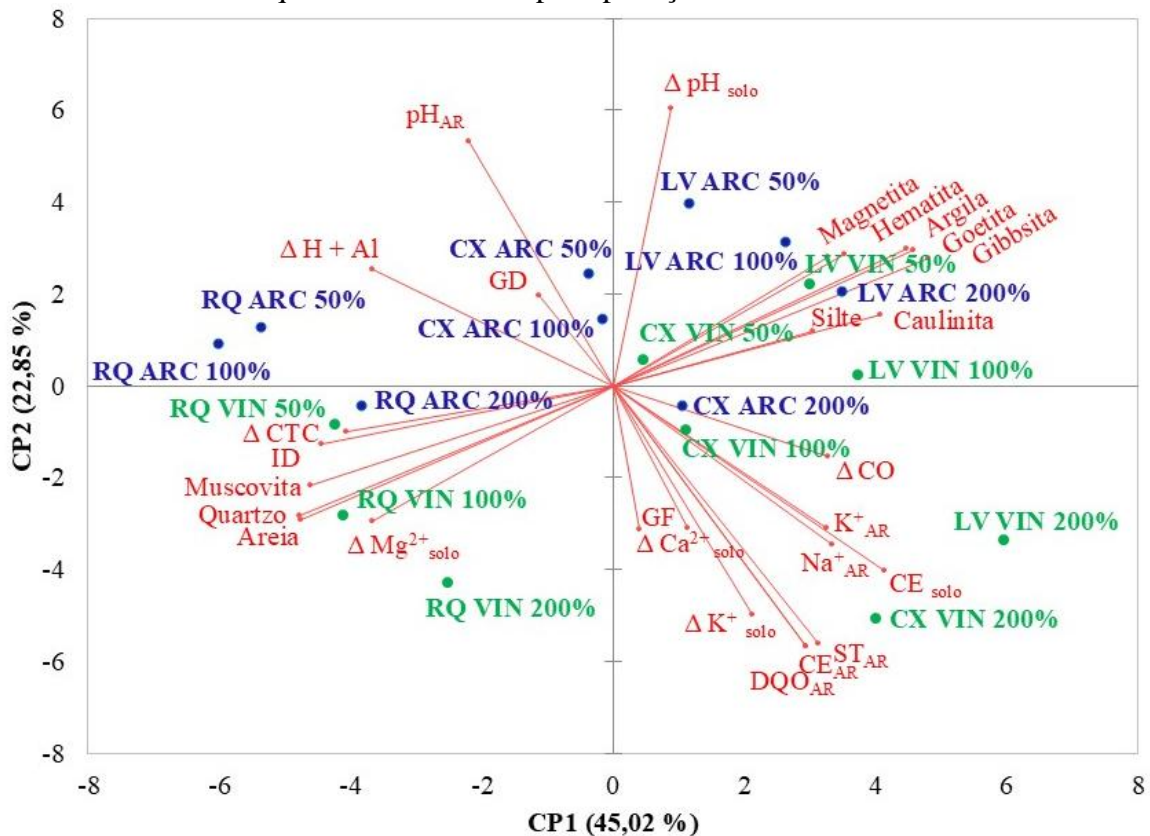
GD: Grau de dispersão de argila; GF: Grau de floculação de argila (%); ID: Índice de desagregação; teores de argila, areia e silte (%);  $\Delta$  CO: variação do carbono orgânico (%);  $\Delta$  pH: variação do potencial de hidrogeniônico do solo (%); CE<sub>solo</sub>: condutividade elétrica do solo após aplicação das AR ( $\mu$ S/cm); teores de caulinita, hematita, gibbsita, goetita, magnetita, quartzo e muscovita (%);  $\Delta$  CTC: variação da capacidade de troca catiônica (%);  $\Delta$  H + Al: variação da acidez potencial (%); pH<sub>AR</sub>: potencial hidrogeniônico das águas residuárias; CE<sub>AR</sub>: condutividade elétrica das águas residuárias ( $\mu$ S/cm); K<sup>+</sup><sub>AR</sub>, Na<sup>+</sup><sub>AR</sub>, DQO<sub>AR</sub>, ST<sub>AR</sub>: massas aplicadas de potássio, sódio, demanda química de oxigênio e sólidos totais (mg), respectivamente.

Fonte: Da autora (2025).

As correlações fortes e negativa com o CP1 indicam que a estabilidade de agregados, mensurada através do ID, é influenciada, principalmente, pela textura, CE<sub>solo</sub>, mineralogia, variação da CTC e variação da acidez potencial dos solos. Para o CP2, as correlações com as variáveis apontam que os atributos físico-químicos das AR predominam nesse componente.

Além disso, as variações de pH e  $K^+$  nos solos foram as características químicas mais sensíveis às características das AR nas diferentes doses aplicadas. Na Figura 7, o gráfico bi-plot representa as interações entre as variáveis, os tratamentos e os componentes principais.

Figura 7 - Biplot dos CP1 e CP2 da análise de componentes principais para os atributos físicos e químicos dos solos após aplicação de diferentes doses de VIN e ARC.



Fonte: Da autora (2025).

Conforme pode ser observado na Figura 7, a direção dos vetores que representam as variáveis  $\Delta K^+$ ,  $\Delta CO$  e  $CE$  indicaram que a maior dose de VIN aplicada nos LV e CX foi o tratamento que demonstrou maiores acréscimos dessas variáveis químicas. Além disso, os tratamentos de ambas AR no LV não apresentaram associação direta com vetores associados ao ID e o GD, sugerindo que o LV manteve sua estabilidade estrutural mesmo após a aplicação de doses crescentes de VIN e ARC. Essa estabilidade pode ser atribuída à sua composição mineralógica e textura. Quanto à dispersão de argila, a mineralogia do solo é um fator relevante devido à formação e manutenção de agregados (Lopes *et al.*, 2022). Os óxidos de ferro (hematita e goethita) e de alumínio (gibbssita) exercem papel importante na agregação do solo podendo atuar como agentes cimentantes, promovendo a ligação entre partículas de argila e

outros constituintes do solo, formando agregados estáveis (Kirsten *et al.*, 2021; Pedrotti *et al.*, 2003).

Os valores do grau de dispersão de argila, que expressa a relação entre a ADA e a argila total, foram de 0,56, 0,61 e 0,72 para LV, RQ e CX, respectivamente. Dessa forma, por apresentar maiores percentuais de hematita (29,1%), goetita (10,2%) e gibbsita (29,2%) em sua composição, o LV pode ter flocculado, no total, mais argila (proporcionalmente) quando comparado ao CX que possui menores teores de goetita (3,7%) e gibbsita (18%).

Os valores médios do grau de flocculação (Tabela 12), 37,97% para ARC e 46,27% para VIN, indicam que a VIN contribuiu mais com a flocculação de argila do que a ARC. De acordo com Klopp e Bleam, (2021), a dispersão/flocculação das partículas de argila está diretamente relacionada com a RAS, que em níveis elevados indicam que o  $\text{Na}^+$  pode deslocar os íons  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ , levando à dispersão de partículas. Como no presente estudo a RAS não foi determinada, outras variáveis como as variações de pH, CO e CE foram utilizadas para verificar as possíveis causas da flocculação de argila, principalmente pela VIN.

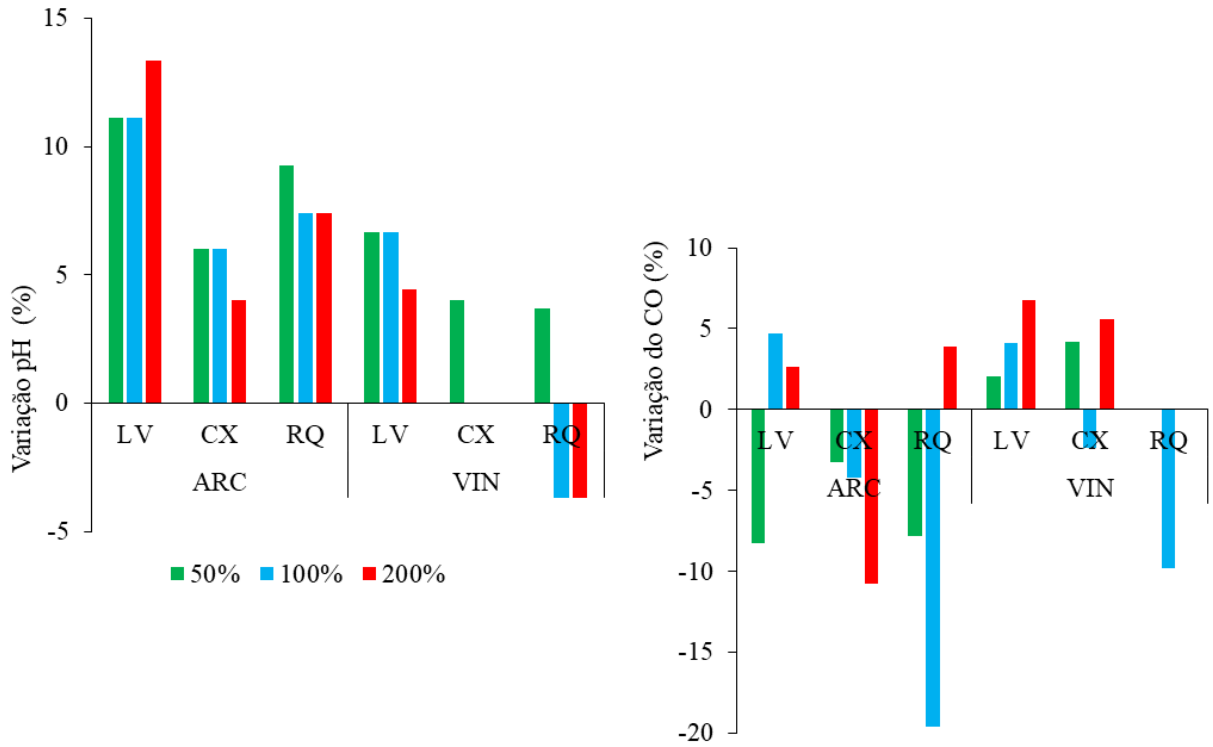
Como o  $\text{K}^+$  também pode influenciar na estabilidade estrutural do solo, sobretudo àqueles irrigados com águas residuárias ricas nesse elemento, autores como Marchuk e Rengasamy (2011) propuseram um índice semelhante a RAS, que considera o potencial dispersivo relacionado ao  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$  e também o potencial flocculante do  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ . Os autores ressaltam ainda que a relação entre o índice citado ou a RAS e os cátions trocáveis pode variar porque diversos fatores, incluindo pH, afetam as reações de troca e, portanto, a carga dispersiva.

As correlações apresentadas na Tabela 13 indicaram que o pH do solo, juntamente com o  $\text{K}^+$ , demonstraram maior sensibilidade de variação em relação aos atributos físico-químicos das AR, indo ao encontro com a discussão que o potássio foi a variável que influenciou na redução da acidez trocável e elevou a condutividade elétrica e a SB.

Além disso, é possível observar na Figura 7 a proximidade entre os vetores que representam os íons  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$  presentes nas AR e a CE do solo, evidenciando a proporcionalidade entre a atividade iônica e a CE do solo. Além do pH e a presença de íons, outro aspecto importante para estabilidade do solo é o acréscimo de matéria orgânica.

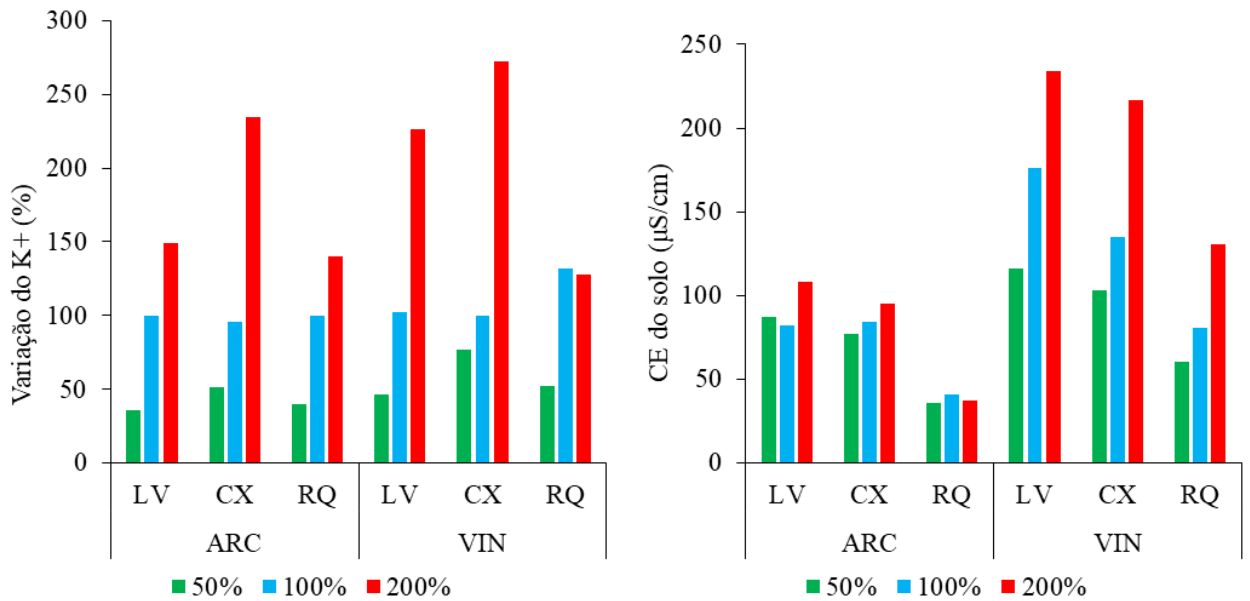
Dada às interações observadas na análise de ACP, foi apresentada discussão das variações dos atributos avaliados após a aplicação das distintas doses, unificando as inferências anteriormente apresentadas. Nas Figuras 8 e 9 estão apresentadas as variações na concentração do pH e CO e as variações do  $\text{K}^+$  juntamente com a CE do solo.

Figura 8 - Variações do pH e CO nos solos de acordo com a aplicação de diferentes doses (50%, 100% e 200%) de ARC e VIN.



Fonte: Da autora (2025).

Figura 9 - Variações do K<sup>+</sup> e CE nos solos de acordo com a aplicação de diferentes doses (50%, 100% e 200%) de ARC e VIN.



Fonte: Da autora (2025).

Conforme interação positiva verificada na ACP da Figura 7, o aumento do pH faz com que a carga líquida negativa da superfície da argila aumente, intensificando as forças de repulsão, favorecendo a dispersão em relação a floculação (Chorom; Rengasamy; Murray, 1994; Plaza *et al.*, 2015; Zhao *et al.*, 2023). De acordo com as variações do pH nos solos, apresentadas na Figura 8, a ARC provocou maiores incrementos no valor desta variável em todos os solos, podendo esse ser um dos fatores que a levou a ter floculado menos argila quando comparada à VIN, resultando em maior afastamento do ponto de carga zero (PCZ) (Rengasamy; Tavakkoli; Mcdonald, 2016).

Matos *et al.* (2009) também verificaram aumento no pH do solo após aplicação da ARC, o que os autores atribuíram à elevação no teor de matéria orgânica e também devido à alta concentração de potássio na ARC. Ainda de acordo com os autores, esse cátion apresenta reação alcalina no solo contribuindo com a quebra de moléculas de água e formação de KOH, que é uma base forte de fácil dissociação, e  $H^+$ . Quando ocorre a dissociação do KOH são liberados os íons  $K^+$  e  $OH^-$ , no complexo de troca ficam adsorvidos os íons  $H^+$  e  $OH^-$  ficam em solução, aumentando o pH do meio (Matos *et al.*, 2009).

A VIN contribuiu com maiores acréscimos de  $K^+$  na maior dose avaliada (200%), sobretudo no LV e CX, em comparação com a ARC (Figura 9). Como o potássio é um elemento químico que não está associado à matéria orgânica, sua presença em altas concentrações faz com que a CE (interação positiva Figura 7) aumente consideravelmente (Matos *et al.*, 2009), como pode ser observado na Figura 9, principalmente, para VIN em todos os solos avaliados. Maiores valores de CE foram observados após aplicação da VIN em todos os solos, essa é outra razão que pode ter favorecido essa AR em relação à ARC em termos de floculação de argila. Isso porque, a dispersão pode ser minimizada se a CE também for alta (considerando que neste caso a RAS também seja), pois a alta salinidade tende a neutralizar cargas e reduzir a repulsão entre as partículas de argila.

Entretanto, autores como Kumar e Chopra (2016) afirmam que os altos níveis de potássio presentes na vinhaça podem favorecer a dispersão de argila, por ser um íon monovalente. Liang *et al.* (2021) investigando os efeitos de longo prazo (> 15 anos) do uso de águas residuárias de vinícolas (também ricas em potássio) na irrigação, concluíram que esse uso eleva o potencial de impactos negativos na estabilidade estrutural do solo devido ao aumento do  $K^+$  trocável.

Ao mesmo tempo, outros estudos de investigação a longo prazo apontam que a aplicação da vinhaça traz benefícios como melhoria na qualidade física do solo (Jiang *et al.*, 2012), aumento na fertilidade e estrutura de solos com diferentes texturas, além de não promover o

potencial de acidificação do solo (Cardoso; Coelho; Fernandes, 2022). De forma semelhante, Ribeiro *et al.* (2013) também verificaram que a aplicação de vinhaça contribuiu, em um curto espaço de tempo, com a estabilidade dos agregados, principalmente nos Latossolos. Ainda de acordo com Ribeiro *et al.* (2013), o aumento na concentração de potássio nos solos avaliados não contribuiu para a dispersão do solo. Melo *et al.* (2018) também verificaram que o incremento no teor total de matéria orgânica em um Cambissolo após a aplicação da vinhaça, o que reduziu linearmente a argila dispersível em água.

No presente estudo foram verificados pequenos acréscimos no teor de CO após aplicação da ARC apenas para o LV, nas doses de 100% e 200%, e no RQ na maior dose (Figura 8). Em relação à VIN, esse acréscimo ocorreu no LV em todas as doses e no CX nas doses de 50% e 200%. Decréscimos também foram observados nos solos LV (ARC - 50%), CX (ARC - todas doses; VIN - 100%) e RQ (ARC - 50 e 100%; VIN - 100%), o que podem ser atribuídos a fatores relativos à coleta e análise, bem como a degradação em campo. Havendo baixos valores de CO, problemas na homogeneização das amostras podem ter incorrido em subquantificação dos valores nos referidos solos. Ademais, o aumento no fornecimento de nutrientes pode ter resultado em taxas de degradação microbiana superiores aos incrementos com matéria orgânica (Sdiri *et al.*, 2023).

Em relação ao ID, conforme a Figura 7, o RQ foi o solo que apresentou maiores valores do índice devido, principalmente, à textura, visto que solos arenosos possuem menor estabilidade quando, por exemplo, comparados a outros com maiores teores de argila. Ribeiro *et al.* (2013) encontraram resultados semelhantes ao avaliarem os efeitos da aplicação de diferentes doses de vinhaça, em dois tipos de Latossolos e um Argissolo, na estabilidade de agregados utilizando energia ultrassônica. Os autores aplicaram doses de 150 e 300 m<sup>3</sup>/ha, similares às doses de 100% e 200% aplicadas nesta pesquisa, e incubaram os solos por diferentes períodos (1, 30 e 60 dias). De acordo com os resultados encontrados pelos autores, os compostos orgânicos presentes na vinhaça se comportaram como agentes cimentantes, protegendo os agregados contra a cavitação causada pela energia ultrassônica, principalmente nos solos com maiores teores de argila, possivelmente devido à presença de óxidos de ferro e alumínio, além da maior interação com compostos orgânicos da vinhaça.

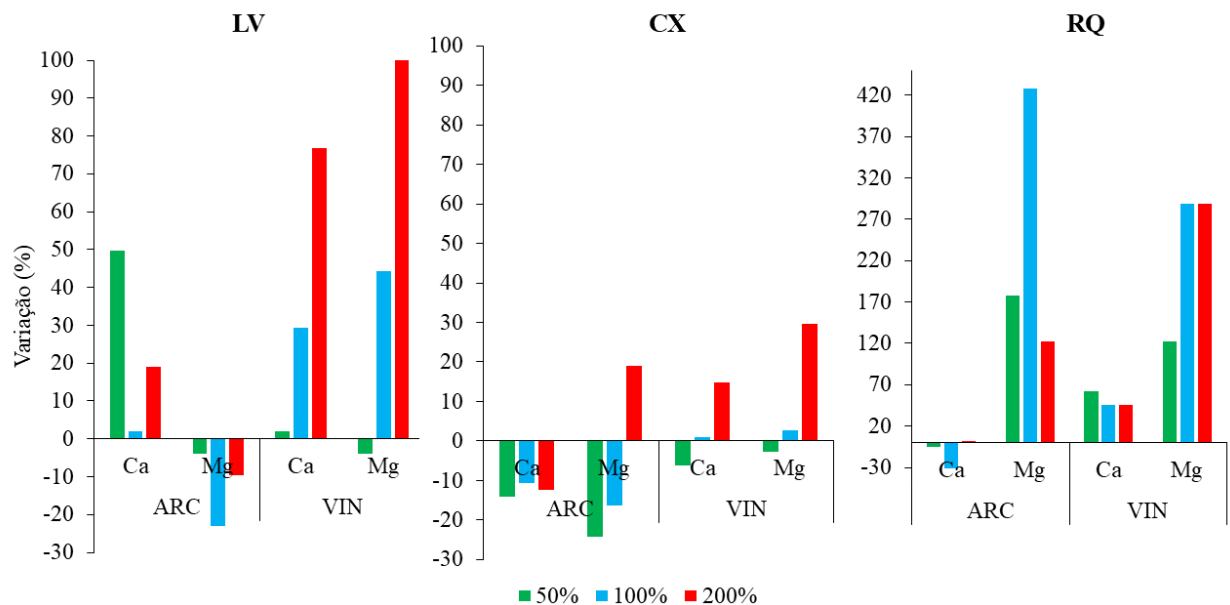
Ainda de acordo com Ribeiro *et al.* (2013), a resistência dos agregados à dispersão após um dia de incubação aumentou significativamente para os Latossolos, e após trinta e sessenta dias de incubação os efeitos entre as doses não foram significativos, o que também ocorreu no presente estudo de acordo com os resultados da análise de variância. Isso indica que o efeito

estabilizador da vinhaça ocorre a curto prazo, logo após aplicação, pois a decomposição dos compostos orgânicos acontece de maneira rápida (Ribeiro *et al.*, 2013).

Variações positivas nos teores de  $Mg^{2+}$  e  $Ca^{2+}$  foram observadas, principalmente nas maiores doses de vinhaça no LV. No RQ as variações de  $Mg^{2+}$  foram expressivas, com destaque para a dose de 100% da ARC e nas doses de 100 e 200% de VIN. No CX os incrementos foram menores, a ARC apenas na maior dose fez com que a concentração de  $Mg^{2+}$  aumentasse e a VIN, também na dose de 200%, aumentou as concentrações dos dois cátions (Figura 10).

O íon  $K^+$ , adicionado em elevadas concentrações em todos os solos, principalmente nas maiores doses, pode ter competido com o  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$  pelas cargas negativas nos coloides do solo. No RQ, que possui a menor CTC que os demais solos, essa competição resultou em maiores liberação de  $Mg^{2+}$ , previamente adsorvido, aumentando sua concentração na solução do solo. Como em solos arenosos a retenção de cátions é menor, o  $Mg^{2+}$  liberado por trocas catiônicas pode ter se mantido em altas concentrações na solução do solo ao invés de ser adsorvido.

Figura 10 - Variações do  $Mg^{2+}$  e  $Ca^{2+}$  nos solos de acordo com a aplicação de diferentes doses (50%, 100% e 200%) de ARC e VIN.



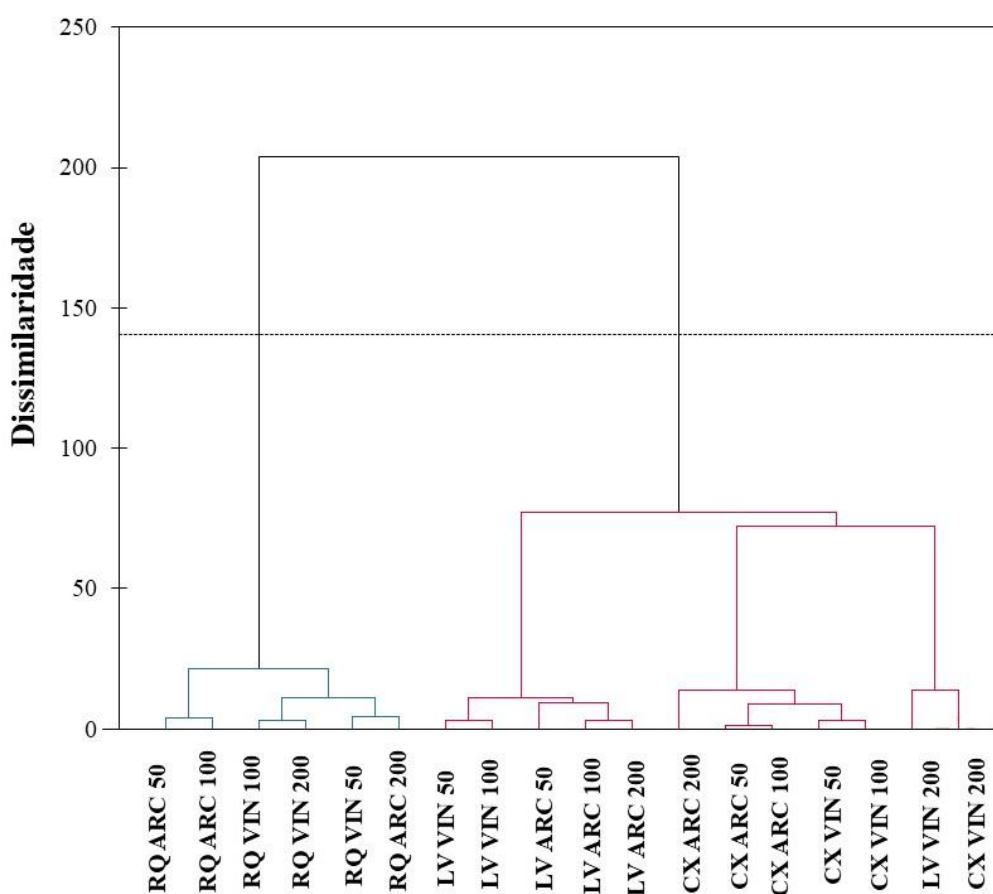
Fonte: Da autora (2025).

De acordo com o dendrograma (Figura 11) obtido pela AAH dois grupos distintos foram formados. O primeiro grupo (G1), destacado em vermelho, inclui o LV e CX combinados às

diferentes doses e AR. Já o segundo grupo (G2) inclui todos os tratamentos referentes ao RQ, evidenciando uma clara distinção de comportamento em relação aos solos mais argilosos (LV e CX), provavelmente devido às diferenças relacionadas à textura e à mineralogia.

Dentro do G1, os tratamentos referentes à maior dose de vinhaça aplicada no LV e CX formaram um subgrupo sugerindo efeitos similares dessa dose nestes solos. Isso ocorreu possivelmente devido ao grande acréscimo, mais de 200% (Figura 8), de  $K^+$  nesses solos após aplicação da maior dose. No G2, as menores doses aplicadas de ARC (50 e 100%) foram as que demonstraram maior semelhança, sendo aquelas as que contribuíram com os maiores acréscimos de  $Mg^{2+}$ .

Figura 11 - Dendrograma da análise de agrupamento hierárquico para os solos após aplicação de diferentes doses (50, 100 e 200%) de VIN e ARC.



Fonte: Da autora (2025).

O aumento nas doses de aplicação, principalmente da VIN, dentro de cada grupo parece provocar uma leve separação interna, mas a textura, mineralogia e características químicas dos solos ainda são os fatores mais importantes para a formação dos dois grupos na AAH

corroborando com os resultados obtidos na ACP. Ou seja, os efeitos da ARC e VIN nos solos estudados foram similares (não houve formação de grupos por tipo de AR) sendo possível, dessa maneira, utilizar os mesmos conceitos da DN COPAM 164/2011 também para a ARC.

#### 4 CONCLUSÃO

De acordo com os resultados obtidos pode-se concluir que:

- Dentre as variáveis químicas avaliadas a que mais teve destaque foi o acréscimo de  $K^+$ , as maiores doses das duas AR elevaram a concentração desse cátion em todos os solos estudados, principalmente a dose equivalente ao dobro da dose máxima estabelecida na legislação para a vinhaça nos LV e CX, evidenciada no aumento da SB e na AAH;
- Os índices de dispersão de argila foram maiores para o CX e RQ em relação ao LV, evidenciando a importância de variáveis como textura e a mineralogia;
- As diferentes doses aplicadas de ambas AR não apresentaram efeito significativo nas variáveis de estabilidade de agregados avaliadas;
- As duas AR aplicadas contribuíram com o processo de floculação de argila nos três solos avaliados, e, mesmo apresentando características similares à VIN, a ARC apresentou potencial ligeiramente inferior para flocular argila, principalmente no CX e RQ;
- Os agrupamentos indicados pela análise de componentes principais e AAH, no entanto, não sugeriram efeitos distintos entre as águas residuárias;
- A utilização dos mesmos conceitos estabelecidos na DN COPAM 164/2011 poderia ser indicada para aplicação da ARC nos solos avaliados.

Por fim, a autora recomenda que avaliações relacionadas a condutividade hidráulica dos solos nas mesmas condições experimentais seriam necessárias para verificar se a contínua aplicação das águas residuárias poderia causar efeito negativo na taxa de infiltração da água nos solos estudados.

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, B. G. *et al.* Padronização de métodos para análise granulométrica no Brasil. In: **Embrapa Solos. Comunicado técnico, 66**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos: [s.n.], 2012.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Atlas irrigação: uso da água na agricultura irrigada**. Brasília: ANA, 2021.
- ANDRADE, J. F. C.; OLIVEIRA, L. F. C.; SILVA, J. R. M. E. Evaluation of Infiltration Models with Different Numbers of Adjustment Parameters in an Oxisol with Application of Wastewater at the Different Concentrations. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 232, n. 8, 2021.
- APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. AWWA. AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 24th. ed. Washington. D.C, 2023.
- BADAGLIACCA, G. *et al.* Organic Fertilizers and Bio-Waste for Sustainable Soil Management to Support Crops and Control Greenhouse Gas Emissions in Mediterranean Agroecosystems: A Review. **Horticulturae**, v. 10, n. 5, p. 427, abr. 2024.
- BASHIR, O. *et al.* Soil Organic Matter and Its Impact on Soil Properties and Nutrient Status. In: **Microbiota and Biofertilizers**, v.2. Cham: Springer International Publishing, p. 129–159, 2021.
- BEBÉ, F. V. *et al.* Alterações químicas no solo e no lixiviado em função da aplicação de água residuária de café. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 5, n. 2, p. 250-255, jun. 2010.
- BOSSOLANI, J. W. *et al.* 5-year Effects of Potassium Fertilization Levels on Nutrition Balance and Yield in the Maize/Soybean Succession. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 53, n. 16, p. 2017–2028, set. 2022.
- BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, v. 124, n. 1–2, p. 3–22, jan. 2005.
- BÜNEMANN, E. K. *et al.* Soil quality – A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105–125, mai. 2018.
- CAMPOS, R. C. *et al.* New sustainable perspectives for “Coffee Wastewater” and other by-products: A critical review. **Future Foods**, v. 4, p. 100058, dez. 2021.
- CARDOSO, E. N. L.; COELHO, A. P.; FERNANDES, C. What Are the Impacts of Long-Term Vinasse Application on Clayey and Sandy Soils? **Sugar Tech**, v. 24, n. 2, p. 602–613, abr. 2022.
- CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Condutividade elétrica e crescimento do milho em solos contrastantes sob aplicação de diversos níveis de calagem. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 10, p. 1762-1772, out. 2016.

CFSEMG. COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. Viçosa, MG, 359 p. 1999.

CHOROM, M.; RENGASAMY, P.; MURRAY, R. Clay dispersion as influenced by pH and net particle charge of sodic soils. **Soil Research**, v. 32, n. 6, p. 1243, 1994.

CHOWDHURY, P. R. *et al.* Severe deterioration in food-energy-ecosystem nexus due to ongoing Russia-Ukraine war: A critical review. **Science of The Total Environment**, v. 902, p. 166131, dez. 2023.

CHRISTOFOLETTI, C. A. *et al.* Sugarcane vinasse: Environmental implications of its use. **Waste Management**, v. 33, n. 12, p. 2752-2761, dez. 2013.

COELHO, A. P. *et al.* Long-term impact of fertigation with treated sewage effluent on the physical soil quality. **Environmental Pollution**, v. 266, p. 115007, nov. 2020.

CORREIA, P. F. DA C. *et al.* Impacts of Brazilian Green Coffee Production and Its Logistical Corridors on the International Coffee Market. **Logistics**, v. 8, n. 2, p. 39, abr. 2024.

DI, X. *et al.* The interactions between Al-/Fe-(hydr)oxides and soil organic carbon mediate the aggregation of yellow soils. **Soil Use and Management**, v. 38, n. 4, p. 1644-1655, out. 2022.

ELGALLAL, M.; FLETCHER, L.; EVANS, B. Assessment of potential risks associated with chemicals in wastewater used for irrigation in arid and semiarid zones: A review. **Agricultural Water Management**, v. 177, p. 419-431, nov. 2016.

FERRAZ JUNIOR, A. D. *et al.* Advancing anaerobic digestion of sugarcane vinasse: Current development, struggles and future trends on production and end-uses of biogas in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 157, p. 112045, abr. 2022.

FUESS, L. T.; GARCIA, M. L. Implications of stillage land disposal: A critical review on the impacts of fertigation. **Journal of Environmental Management**, v. 145, p. 210-229, dez. 2014.

GODOI, L. A. G. *et al.* Seasonal variation of the organic and inorganic composition of sugarcane vinasse: main implications for its environmental uses. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 28, p. 29267-29282, out. 2019.

JIANG, Z. P. *et al.* Effect of Long-Term Vinasse Application on Physico-chemical Properties of Sugarcane Field Soils. **Sugar Tech**, v. 14, n. 4, p. 412-417, dez. 2012.

KHAN, M. M. *et al.* Towards Sustainable Application of Wastewater in Agriculture: A Review on Reusability and Risk Assessment. **Agronomy**, v. 12, n. 6, p. 1397, jun. 2022.

KIRSTEN, M. *et al.* Aluminous clay and pedogenic Fe oxides modulate aggregation and related carbon contents in soils of the humid tropics. **Soil**, v. 7, n. 2, p. 363-375, 6 jul. 2021.

KLOPP, H.; BLEAM, W. The Effects of Soil Solution Electrical Conductivity and Sodium Adsorption Ratio on Soil Liquid Limit and Soil Strength. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 52, n. 21, p. 2644-2653, nov. 2021.

KOCHIAN, L. V.; HOEKENGA, O. A.; PIÑEROS, M. A. How do crop plants tolerate acid soils? mechanisms of aluminum tolerance and phosphorous efficiency. **Annual Review of Plant Biology**, v. 55, n. 1, p. 459-493, jun. 2004.

KULANDAIVELU, V.; BHAT, R. Changes in the physico-chemical and biological quality attributes of soil following amendment with untreated coffee processing wastewater. **European Journal of Soil Biology**, v. 50, p. 39-43, maio 2012.

KUMAR, V.; CHOPRA, A. K. Effects of sugarcane pressmud on agronomical characteristics of hybrid cultivar of eggplant (*Solanum melongena* L.) under field conditions. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 5, n. 2, p. 149–162, jun. 2016.

KUZIN, A. I. *et al.* Correction of Potassium Fertigation Rate of Apple Tree (*Malus domestica* Borkh.) in Central Russia during the Growing Season. **Plants**, v. 9, n. 10, p. 1366, out. 2020.

KUZIN, A.; SOLOVCHENKO, A. Essential Role of Potassium in Apple and Its Implications for Management of Orchard Fertilization. **Plants**, v. 10, n. 12, p. 2624, nov. 2021.

LAHLOU, F.-Z.; MACKEY, H. R.; AL-ANSARI, T. Role of wastewater in achieving carbon and water neutral agricultural production. **Journal of Cleaner Production**, v. 339, p. 130706, mar. 2022.

LEAL FILHO, W. *et al.* How the War in Ukraine Affects Food Security. **Foods**, v. 12, n. 21, p. 3996, out. 2023.

LEVY, G. J.; SHAINBERG, I. Flocculation and dispersion. In: **Encyclopedia of Soils in the Environment**. Elsevier, p. 376–386, 2023.

LIANG, X. *et al.* Does the high potassium content in recycled winery wastewater used for irrigation pose risks to soil structural stability? **Agricultural Water Management**, v. 243, p. 106422, jan. 2021.

LIMA, J. S. S.; SOUZA, G. S.; SILVA, S. DE A. Distribuição espacial da matéria orgânica, grau de flocculação e argila dispersa em água em área de vegetação natural em regeneração e pastagem. **Revista Árvore**, v. 37, n. 3, p. 539–546, jun. 2013.

LIU, S. *et al.* Impact of manure on soil biochemical properties: A global synthesis. **Science of The Total Environment**, v. 745, p. 141003, nov. 2020.

LOPES, T. C. DE S. *et al.* Clay Fraction Mineralogy and Structural Soil Attributes of Two Soil Classes under the Semi-Arid Climate of Brazil. **Land**, v. 11, n. 12, p. 2192, dez. 2022.

LYU, S. *et al.* Effects of reclaimed wastewater irrigation on soil-crop systems in China: A review. **Science of The Total Environment**, v. 813, p. 152531, mar. 2022.

MAGDICH, S. *et al.* Dose and frequency dependent effects of olive mill wastewater treatment on the chemical and microbial properties of soil. **Chemosphere**, v. 93, n. 9, p. 1896-1903, nov. 2013.

MARCHUK, A.; RENGASAMY, P. Clay behaviour in suspension is related to the ionicity of clay-cation bonds. **Applied Clay Science**, v. 53, n. 4, p. 754-759, out. 2011.

MARTINHO, V. J. P. D. Impacts of the COVID-19 Pandemic and the Russia-Ukraine Conflict on Land Use across the World. **Land**, v. 11, n. 10, p. 1614, 2set. 2022.

MATOS, A. T.; MATOS, M. P. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos**. 1. ed. Viçosa: UFV, 2017.

MATOS, A. T. *et al.* Características químicas do solo após a fertirrigação do cafeeiro com águas residuárias da lavagem e descascamento de seus frutos. **Irriga**, v. 14, n. 3, p. 348-364, set. 2009.

MATTIAZZO, M. E.; GLÓRIA, N. A. Effect of Vinasse on Soil Acidity. **Water Science and Technology**, v. 19, n. 7, p. 1293-1296, jul. 1987.

MELO, T. R. *et al.* Physico-chemical attributes of a Cambisol under pasture managed with annual burns after sugarcane vinasse application. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 7, n. 1, p. 75-81, mar. 2018.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa COPAM nº 164, de 30 de março de 2011**. Estabelece normas complementares para usinas de açúcar e destilarias de álcool, referentes ao armazenamento e aplicação de vinhaça e águas residuárias no solo agrícola. Belo Horizonte, 2011.

MINHAL, F. *et al.* Improvement of the chemical properties and buffering capacity of coastal sandy soil as affected by clays and organic by-product application. **Soil and Water Research**, v. 15, n. 2, p. 93-100, jun. 2020.

MORA, A. *et al.* Effects of wastewater irrigation on groundwater quality: An overview. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 25, p. 100322, fev. 2022.

MOTERLE, D. F. *et al.* Impact of potassium fertilization and potassium uptake by plants on soil clay mineral assemblage in South Brazil. **Plant and Soil**, v. 406, n. 1-2, p. 157-172, set. 2016.

NASCIMENTO JÚNIOR, L. F. *et al.* Physical of growing soil with cane sugar under vinasse application. **Espacios**, v. 38, n. 39, p. 22, 2017.

OLAGOKE, F. K. *et al.* Importance of substrate quality and clay content on microbial extracellular polymeric substances production and aggregate stability in soils. **Biology and Fertility of Soils**, v. 58, n. 4, p. 435-457, maio 2022.

OLIVEIRA FILHO, J. DE S. *et al.* Assessing the effects of harvesting with and without burning and vinasse application in sugarcane crops: Evaluation of soil fertility and phosphorus pools in different ethanol production systems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 307, p. 107233, fev. 2021.

PANHWAR, A. *et al.* Global Water Mapping, Requirements, and Concerns over Water Quality Shortages. In: **Water Quality - New Perspectives**. IntechOpen, 2022.

PAUDEL, D. *et al.* COVID-19 Pandemic, Climate Change, and Conflicts on Agriculture: A Trio of Challenges to Global Food Security. **Sustainability**, v. 15, n. 10, p. 8280, maio 2023.

PEDROTTI, A. *et al.* Relação entre atributos físicos, mineralogia da fração argila e formas de alumínio no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 1, p. 01-09, fev. 2003.

PETRIELLI, G. P. *et al.* Integrating carbon footprint to spatialized modeling: The mitigation potential of sugarcane ethanol production in the Brazilian Center-South. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 189, p. 106725, fev. 2023.

PLAZA, I. *et al.* Implication of zeta potential and surface free energy in the description of agricultural soil quality: Effect of different cations and humic acids on degraded soils. **Soil and Tillage Research**, v. 146, p. 148-158, mar. 2015.

POSSIGNOLO-VITTI, N. V.; BERTONCINI, E. I.; VITTI, A. C. Decomposition of the organic matter of natural and concentrated vinasse in sandy and clayey soils. **Water Science and Technology**, v. 76, n. 3, p. 728-738, jul. 2017.

PRATAP, B. *et al.* Wastewater generation and treatment by various eco-friendly technologies: Possible health hazards and further reuse for environmental safety. **Chemosphere**, v. 313, p. 137547, fev. 2023.

RENGASAMY, P. Irrigation Water Quality and Soil Structural Stability: A Perspective with Some New Insights. **Agronomy**, v. 8, n. 5, p. 72, maio 2018.

RENGASAMY, P.; TAVAKKOLI, E.; MCDONALD, G. K. Exchangeable cations and clay dispersion: net dispersive charge, a new concept for dispersive soil. **European Journal of Soil Science**, v. 67, n. 5, p. 659-665, set. 2016.

RIBEIRO, B. T. *et al.* Aggregate breakdown and dispersion of soil samples amended with sugarcane vinasse. **Scientia Agricola**, v. 70, n. 6, p. 435-441, dez. 2013.

SÁ, M. A. C. DE; LIMA, J. M. DE; MELLO, C. R. Nível de energia ultra-sônica para estudo da estabilidade de agregados de um Latossolo sob diferentes usos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 11, p. 1649-1655, nov. 2002.

SÁ, M. A. .; LIMA, J. . **Energia ultra-sônica: uma ferramenta em ciência do solo**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 29 p. 2005.

SANCHEZ-LIZARRAGA, A. L. *et al.* Vinasse irrigation: effects on soil fertility and arbuscular mycorrhizal fungi population. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, n. 11, p. 3256–3270, nov. 2018.

SÃO PAULO, S. **Decisão de Diretoria nº 045/2015/C: Norma Técnica P4.231: Vinhaça** – Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. v. 3ª Edição, n. 2.versão, p. 15, São Paulo, 2015.

SCHULTEN, H.-R.; LEINWEBER, P. New insights into organic-mineral particles: composition, properties and models of molecular structure. **Biology and Fertility of Soils**, v. 30, n. 5-6, p. 399-432, mar. 2000.

SDIRI, W. *et al.* Assessing the Effects of Treated Wastewater Irrigation on Soil Physico-Chemical Properties. **Sustainability**, v. 15, n. 7, p. 5793, mar. 2023.

SHETTY, R. *et al.* Aluminum toxicity in plants and its possible mitigation in acid soils by biochar: A review. **Science of The Total Environment**, v. 765, p. 142744, abr. 2021.

SIEBERS, N. *et al.* Synergistic relationships between the age of soil organic matter, Fe speciation, and aggregate stability in an arable Luvisol. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 187, n. 1, p. 77-88, fev. 2024.

SILVA, A. P. M. DA; BONO, J. A. M.; PEREIRA, F. DE A. R. Aplicação de vinhaça na cultura da cana-de-açúcar: Efeito no solo e na produtividade de colmos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 1, p. 38-43, jan. 2014.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2ª. ed. rev. ampl. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2009.

SILVA, L. C. *et al.* Nutrient balance in sugarcane in Brazil: diagnosis, use and application in modern agriculture. **Journal of Plant Nutrition**, v. 44, n. 14, p. 2167–2189, ago. 2021.

SUN, L. *et al.* A New Green Model for the Bioremediation and Resource Utilization of Livestock Wastewater. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 16, p. 8634, ago. 2021.

TAVARES, V. N. *et al.* Influence of Vinasse and Mechanized Harvesting on the Physical and Chemical Aspects of Soil in Paudalho Municipality - PE. **Sociedade & Natureza**, jan. 2024.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa Solos, 2017.

TORABIAN, S. *et al.* Potassium: A Vital Macronutrient in Potato Productio - A Review. **Agronomy**, v. 11, n. 3, p. 543, mar. 2021.

VON UEXKÜLL, H. R.; MUTERT, E. Global extent, development and economic impact of acid soils. **Plant and Soil**, v. 171, n. 1, p. 1-15, abr. 1995.

WILDMAN, R. A. The weathering of sedimentary organic matter as a control on atmospheric O<sub>2</sub>: I. Analysis of a black shale. **American Journal of Science**, v. 304, n. 3, p. 234-249, mar. 2004.

YIN, J. *et al.* Effects of Long-Term Application of Vinasse on Physicochemical Properties, Heavy Metals Content and Microbial Diversity in Sugarcane Field Soil. **Sugar Tech**, v. 21, n. 1, p. 62-70, fev. 2019.

ZHANG, W.; ZHANG, X. A forecast analysis on fertilizers consumption worldwide. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 133, n. 1-3, p. 427-434, out. 2007.

ZHAO, G. *et al.* Utilization of recycled concrete powder in modification of the dispersive soil: A potential way to improve the engineering properties. **Construction and Building Materials**, v. 389, p. 131626, jul. 2023.

## **CAPÍTULO 3 LIXIVIAÇÃO DE K E Na EM SOLOS TROPICAIS APÓS APLICAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DO CAFÉ E DA VINHAÇA COM DOSES BASEADAS NA DN COPAM 164/2011**

### **RESUMO**

O uso de águas residuárias (AR) na fertirrigação pode ser uma prática sustentável que pode melhorar a qualidade e os atributos do solo. Entretanto, o aporte excessivo de nutrientes no solo pode aumentar os riscos de lixiviação, principalmente de íons altamente móveis no solo como o potássio ( $K^+$ ) e sódio ( $Na^+$ ), devendo haver instruções orientadoras de aplicação de AR. Nesse sentido, objetivou-se com a realização do presente estudo avaliar a lixiviação de  $K^+$  e  $Na^+$  em três solos tropicais distintos - Latossolo Vermelho (LV), Cambissolo Háplico (CX) e Neossolo Quartzarênico (RQ) após a aplicação de vinhaça (VIN) e água residuária do café (ARC) em doses correspondentes a 50%, 100% e 200% do limite estabelecido pela Deliberação Normativa COPAM 164/2011 (para aplicação da VIN). Para isso, foram utilizadas colunas de solo com diâmetro interno e altura de 7 e 15 cm, respectivamente, preenchidas com os solos avaliados. A unidade experimental foi disposta em Delineamento em Blocos Casualizados (DBC) em arranjo fatorial  $3 \times 2 \times 3$  com três repetições. Para percolação, foram aplicadas lâminas acumuladas equivalentes a chuvas de 223, 195 e 177 mm nos LV, CX e RQ, respectivamente, volumes de precipitação mensal recorrentes em Lavras-MG no período chuvoso (INMET, 2020), podendo simular uma condição real em um solo tropical fertirrigado. Ao longo de dez percolações, foram analisadas as concentrações e massas lixiviadas de  $K^+$  e  $Na^+$ , além do pH e da condutividade elétrica (CE) das soluções amostradas após passagem pelas colunas. Os dados obtidos foram submetidos a análise de variância. A VIN promoveu maior lixiviação total de  $K^+$ , especialmente na dose de 200% nos solos LV e CX. O RQ, devido ao menor volume de AR aplicado, apresentou menores perdas de  $K^+$ , porém maior lixiviação relativa de  $Na^+$  em relação aos demais solos. As maiores diferenças entre os tipos de AR foram observadas na lixiviação de  $K^+$ , elemento químico referencial, na dose mais alta e nos solos LV e CX, destacando a influência da composição química de cada água residuária. Conclui-se que a aplicação de VIN, principalmente na dose superior a máxima recomendada pela legislação, resultou em maiores perdas de  $K^+$  em todos os solos avaliados quando comparada a ARC, e que adoção da DN existente para regulamentação da aplicação da VIN poderia ser usada para cálculo da dosagem de ARC sem riscos maiores de lixiviação dos íons avaliados.

Palavras-chave: conservação do solo e água; contaminação; fertirrigação; qualidade de águas residuárias; recuperação de recursos; reúso agrícola.

## ABSTRACT

Use of wastewater (WW) in agriculture through fertigation is a sustainable practice that can enhance soil quality and properties. However, excessive nutrient input within the soil may increase the risk of leaching, particularly for highly mobile ions such as potassium ( $K^+$ ) and sodium ( $Na^+$ ). This study aimed to evaluate the leaching of  $K^+$  and  $Na^+$  in three distinct tropical soils - Oxisol (OX), Inceptisol (IN), and Entisol Quartzipsamment (ENT) after the application of vinasse (VIN) and coffee processing wastewater (CWW) at doses corresponding to 50%, 100%, and 200% of the maximum limit established by Normative Deliberation COPAM 164/2011. The experiments were conducted using soil columns with a 7 cm internal diameter and 15 cm height, respectively, filled with the soils. The experimental units were arranged in a Randomized Block Design (RBD) in a 3x2x3 factorial scheme with three replicates. For percolation, cumulative water depths equivalent to rainfall of 223, 195, and 177 mm were applied to the OS, IS, and EQ soils, respectively, corresponding to typical monthly precipitation volumes during the rainy season in Lavras-MG (INMET, 2020), thus simulating a realistic condition in a fertigated tropical soil. Over ten percolations, the concentrations and leached masses of  $K^+$  and  $Na^+$ , as well as the pH and electrical conductivity (EC) of the percolated solutions, were assessed. The data obtained were subjected to analysis of variance. VIN resulted in greater total  $K^+$  leaching, particularly at the 200% dose in the OX and IN soils. The ENT soil, due to the lower volume of applied wastewater, exhibited reduced  $K^+$  losses but higher relative  $Na^+$  leaching compared to the other soils. The most significant differences between the types of wastewater were observed in  $K^+$  leaching, the reference chemical element, particularly at the highest dose, highlighting the influence of the chemical composition of each wastewater. Additionally, the application of VIN and CWW decreased the cation exchange capacity (CEC) in OX and IN soils at all dose. Relative losses of  $Na^+$  were higher than those of  $K^+$  due to its greater mobility. In conclusion, the application of VIN, especially at doses exceeding the legally recommended maximum, led to greater  $K^+$  losses in all evaluated soils compared to CWW.

**Keywords:** soil and water conservation; contamination; fertigation; wastewater quality; resource recovery; agricultural reuse.

## 1 INTRODUÇÃO

O reúso é uma prática que traz diversos benefícios como a conservação da água potável disponível para usos essenciais, contribuindo com a sustentabilidade ambiental e a preservação dos recursos hídricos, sobretudo em áreas que enfrentam escassez hídrica (Dai; Zhao; Chen, 2018; Florides *et al.*, 2024). Dentre as possíveis formas de reúso de água, pode-se citar a fertirrigação, que é uma técnica de disposição de águas residuárias (AR) no solo que pode ser empregada na agricultura (Matos; Matos, 2017), setor que é responsável por cerca de 70% da água consumida no mundo (Panhwar *et al.*, 2022). Assim, a redução do consumo de água nesse setor pode ter grande impacto na disponibilidade hídrica para outros usos.

As AR utilizadas na agricultura podem ser de origem doméstica ou industrial, sendo provenientes de processos de produção, consumo e limpeza. No Brasil, além dos esgotos sanitários, destaca-se a geração de duas importantes águas residuárias, que são a vinhaça (VIN) e a água residuária do processamento do café (ARC), em razão dos consideráveis volumes produzidos. O país é o maior produtor mundial de etanol a partir do processamento de cana-de-açúcar (Godoi *et al.*, 2019; Petrielli *et al.*, 2023) e também o maior produtor e exportador de café, sendo responsável por quase 50% da produção mundial (Correia *et al.*, 2024).

Dentre as características da VIN e a ARC, destacam-se o elevado teor de matéria orgânica, pH ácido e alta concentração de nutrientes, principalmente o potássio (K) (Ijanu; Kamaruddin; Norashiddin, 2020; Junior *et al.*, 2022; Vilar *et al.*, 2018). Dessa forma, a fertirrigação com AR com estes atributos pode reduzir a demanda de água de irrigação, bem como contribuir para a fertilidade do solo, desde que manejada corretamente (Abou-Shady; Siddique; Yu, 2023; Ricart; Rico, 2019).

O aporte excessivo de K no solo, por exemplo, pode limitar a absorção de outros nutrientes pelas plantas, além de aumentar os riscos de salinização e lixiviação (Buller *et al.*, 2021), principalmente porque esse íon é altamente móvel no solo (Alfaro; Jarvis; Gregory, 2004). As perdas de potássio dependem de fatores como a capacidade de troca catiônica (CTC), textura e mineralogia do solo, capacidade de absorção (recuperação) pelas plantas, manejo de irrigação e/ou precipitação e quantidade de K aplicado (Nawaz; Garivait; Anurakpongsatorn, 2010; Rosolem; Steiner, 2017). Em termos econômicos, a perda desse nutriente reflete em desperdício de insumos agrícolas, devido a necessidade de reposição do mesmo ao solo com vistas a suprir a necessidade das culturas (Goulding; Jarvis; Whitmore, 2008; Krishnan *et al.*, 2021).

Outro íon altamente móvel no solo é o sódio ( $\text{Na}^+$ ), de menor retenção que o K, pois mesmo possuindo a mesma valência, o raio hidratado do  $\text{Na}^+$  é maior, o que implica em baixa interação com o complexo de troca do solo (Reichardt; Timm, 2016; Matos; Matos, 2017). De forma semelhante ao  $\text{K}^+$ , elevadas concentrações de  $\text{Na}^+$  nos solos pode resultar em problemas como dispersão de argila (Liang *et al.*, 2021) e alterações bioquímicas, fisiológicas, morfológicas e metabólicas nas plantas, que afetam o crescimento e comprometem a produtividade (Litalien; Zeeb, 2020).

Sendo um íon de baixa capacidade de retenção nos solos e de reduzida extração pelas culturas, o sódio deve ser um elemento de preocupação na aplicação de águas residuárias no solo, mesmo que esse não se apresente em elevadas concentrações no efluente. E assim, a fertirrigação deve-se nortear por doses que não causem comprometimento ao solo, levando em conta a presença de nutrientes/elementos químicos nas águas residuárias e atributos físicos, químicos e mineralógicos do solo (Matos; Matos, 2017).

Solos com maiores teores de argila são menos propensos a lixiviação de nutrientes em comparação a solos arenosos, pois a área superficial específica das argilas é maior, tendo maior reatividade e, conseqüentemente, havendo maior presença de cargas negativas (CTC) que adsorvem e retêm os cátions (Krishnan *et al.*, 2021). Sendo importante essa capacidade de sorção do ponto de vista ambiental e econômico, pois pode resultar em menor risco de contaminação de águas subterrâneas e superficiais, salinização do meio, redução da produtividade e problemas físicos no solo, em comparação com os solos arenosos (Mohanavelu; Naganna; Al-Ansari, 2021; Strawn, 2021). Porém, também é essencial analisar o tipo de argila presente no solo, de forma a inferir sobre o potencial de lixiviação após esse ter recebido lâminas de fertirrigação.

Solos tropicais apresentam características como elevada acidez, de frações de argila dominadas por caulinita (argila 1:1) e por argilas não silicatadas, altos níveis de óxidos de Fe, Mn e Al, em relação à argila 2:1, e baixos teores de matéria orgânica. Além disso, podem apresentar baixa fertilidade, sendo o teor de nutrientes um fator limitante à produção agrícola nesses solos (Sierra; Guerrero; Sokolski, 2021). Dentre os nutrientes escassos nesses solos, o potássio é considerado insuficiente para suprir à quantidade necessária extraída por longos períodos, sendo necessário adicioná-lo por meio da aplicação de fertilizantes, de forma a garantir a manutenção do mesmo no solo e suprir as necessidades das plantas (Bossolani *et al.*, 2022; Moterle *et al.*, 2016).

Dessa forma, utilizar fontes de baixo custo desse elemento em solos tropicais, como por exemplo, o aproveitamento de AR ricas em potássio como a VIN e a ARC é uma alternativa

vantajosa do ponto de vista ambiental e econômico. Porém, como alguns tipos de solos tropicais apresentam características distintas é importante se atentar a quantidade aportada de K, conforme citado anteriormente, principalmente para que sejam evitados riscos de salinização e lixiviação, já que comumente apresentam menor CTC.

Como forma de controlar o aproveitamento da vinhaça proveniente da produção sucroalcooleira na própria lavoura canavieira, o Conselho Estadual de Política Ambiental de Minas Gerais (COPAM) criou uma legislação específica para a fertirrigação com esse tipo de AR. A Deliberação Normativa (DN) COPAM 164/2011 estabelece normas complementares para usinas de açúcar e destilarias de álcool, referentes ao armazenamento e aplicação de vinhaça e águas residuárias no solo agrícola (Minas Gerais, 2011). Os critérios de dosagem estão relacionados ao elemento químico referência K, sendo a lâmina dependente da concentração de  $K_2O$  na VIN, da CTC do solo e da capacidade extratora da cana-de-açúcar.

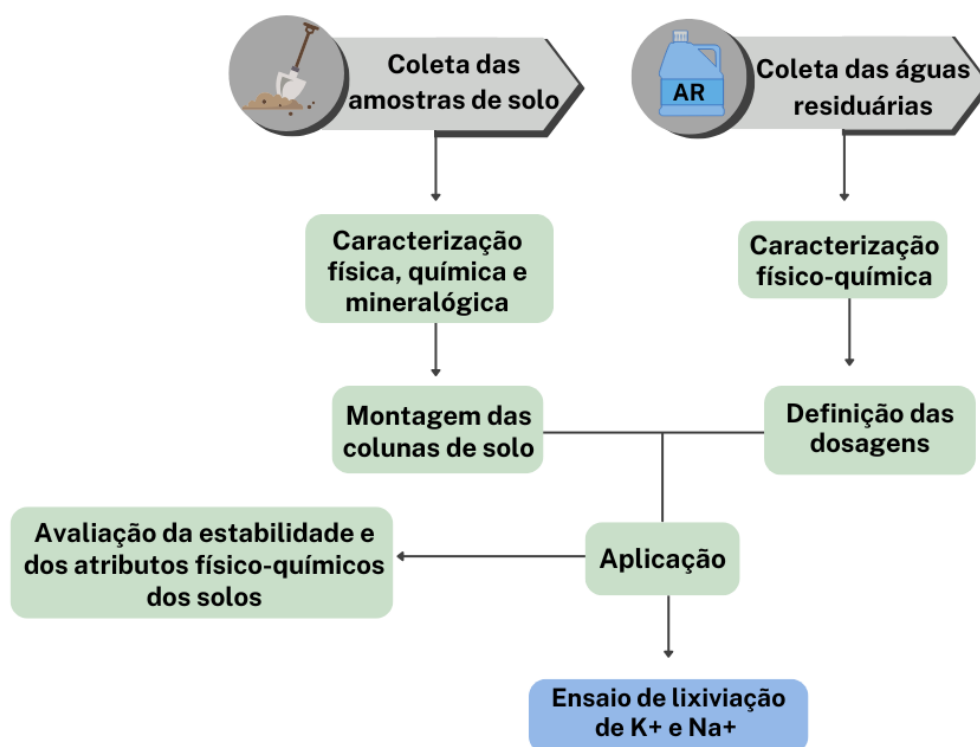
Apesar da ARC apresentar características que se assemelham à vinhaça, não existe até o momento, norma diretamente relacionada ao aproveitamento desta AR no solo. Dessa maneira, um dos problemas abordados neste estudo é verificar se poderiam ser utilizados os mesmos conceitos da DN COPAM 164/2011 para a ARC. Essa investigação deve ser feita em termos de alteração de atributos do solo, produtividade e também em riscos de contaminação/lixiviação de águas subterrâneas e superficiais.

Neste contexto, objetivou-se com a realização do presente estudo avaliar a lixiviação de  $K^+$  e  $Na^+$  em diferentes tipos de solos tropicais que possuem características físicas, químicas e mineralógicas distintas: Latossolo Vermelho (LV), Cambissolo Háptico (CX) e Neossolo Quartzarênico (RQ), após a aplicação de VIN e ARC em doses equivalentes a 50%, 100% e 200% do valor máximo estabelecido na DN COPAM 164/2011. Dessa forma, é possível comparar o efeito de diferentes doses das duas AR em solos tropicais, e verificar os fatores relacionados a mobilidade desses íons, possibilitando avaliar a viabilidade de uso dos conceitos da referida legislação, também para a ARC.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

Conforme apresentado no capítulo anterior, três classes de solo tropicais distintas: Latossolo Vermelho (LV), Cambissolo Háptico (CX) e Neossolo Quartzarênico (RQ), foram coletados, preparados para posterior montagem em colunas de solo para avaliação dos efeitos da aplicação de diferentes doses de dois tipos de águas residuárias industriais: vinhaça (VIN) e água residuária do processamento do café (ARC). O fluxograma com as etapas para a avaliação do movimento dos íons  $K^+$  e  $Na^+$  está apresentado na Figura 1.

Figura 1 - Fluxograma das etapas executadas para verificação do movimento do  $K^+$  e  $Na^+$  nos solos estudados.



Fonte: Da autora (2025).

As etapas de coleta e caracterização das amostras de solo, montagem das colunas, bem como a coleta e caracterização das águas residuárias, definição e aplicação das doses estão descritas nos itens 2.1, 2.2, 2.3 e 2.4 do capítulo anterior. Após aplicação das águas residuárias em diferentes doses (50, 100 e 200%) foi feita novamente a caracterização química dos solos (Tabela 1).

Tabela 1 - Caracterização química dos solos após aplicação das diferentes doses de ARC e VIN.

Variáveis	ARC			VIN			
	50%	100%	200%	50%	100%	200%	
LV	CO	3,12	3,56	3,49	3,47	3,54	3,63
	pH	5,00	5,00	5,10	4,80	4,80	4,70
	K	61,00	90,00	112,00	66,00	91,00	147,00
	Ca	0,22	0,15	0,18	0,15	0,19	0,26
	Mg	0,10	0,08	0,09	0,10	0,15	0,21
	SB	0,48	0,46	0,56	0,42	0,57	0,85
	CTC	11,38	10,26	10,36	9,72	10,37	10,15
	v	4,18	4,49	5,36	4,31	5,52	8,34
	CE	87,26	81,86	107,90	116,20	176,10	233,90
	CX	CO	2,07	2,05	1,91	2,23	2,09
pH		5,30	5,30	5,20	5,20	5,00	5,00
K		65,00	84,00	144,00	76,00	86,00	160,00
Ca		0,98	1,02	1,00	1,07	1,15	1,31
Mg		0,28	0,31	0,44	0,36	0,38	0,48
SB		1,43	1,54	1,81	1,62	1,75	2,20
CTC		6,43	6,74	6,51	6,62	6,95	6,70
v		22,19	22,90	27,78	24,52	25,18	32,83
CE		77,12	84,00	95,10	102,80	134,60	216,80
RQ		CO	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651	<1,651
	pH	5,90	5,80	5,80	5,60	5,20	5,20
	K	35,00	50,00	60,00	38,00	58,00	57,00
	Ca	0,12	0,09	0,13	0,21	0,19	0,19
	Mg	0,05	0,10	0,04	0,04	0,07	0,07
	SB	0,26	0,31	0,33	0,35	0,41	0,41
	CTC	2,46	2,51	2,43	2,45	2,51	2,41
	v	10,66	12,45	13,45	14,19	16,28	16,87
	CE	35,91	40,86	37,61	60,24	80,80	130,30

CO: carbono orgânico (dag/kg); pH em água; K: potássio (mg/dm<sup>3</sup>); Ca: cálcio, Mg: magnésio (cmolc/dm<sup>3</sup>); SB: Soma das Bases Trocáveis (cmolc/dm<sup>3</sup>); CTC: capacidade de troca catiônica a pH 7,0: (cmolc/dm<sup>3</sup>); v: Saturação das Bases da CTC a pH 7,0 (%); CE: condutividade elétrica do solo (µS/cm).

Fonte: LabFer Análises – Laboratório de análises de solo (2024).

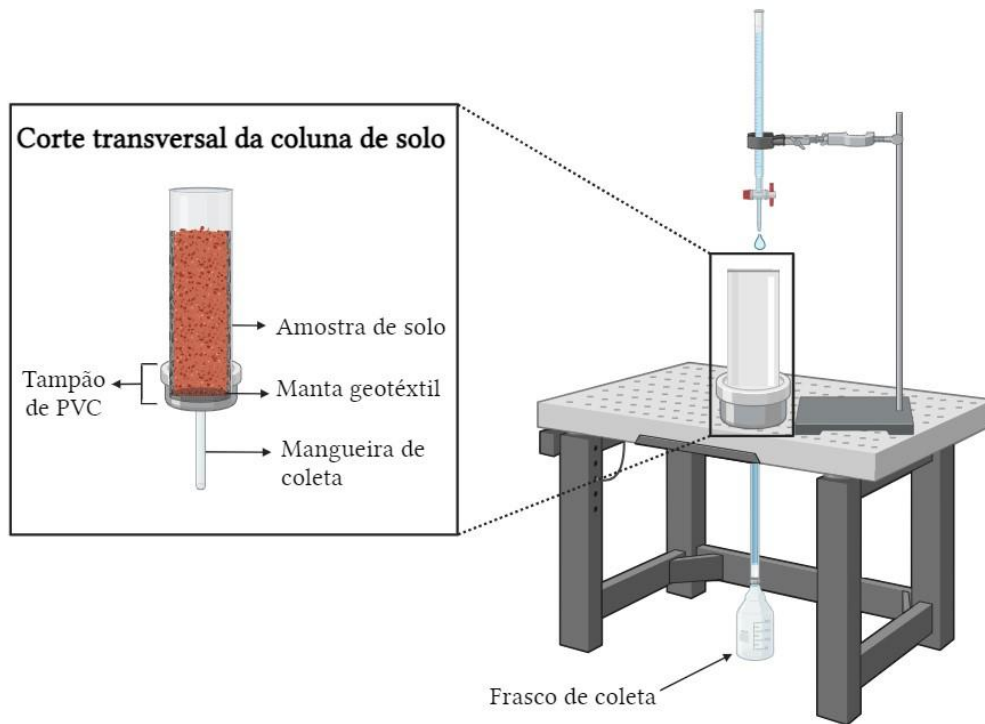
## 2.1 Lixiviação de K<sup>+</sup> e Na<sup>+</sup>

Essa etapa foi realizada em ambiente protegido, em casa de vegetação no Departamento de Recursos Hídricos da UFLA, para verificar o efeito das doses das duas AR aplicadas na lixiviação de K<sup>+</sup> e Na<sup>+</sup> nos solos estudados. Conforme descrito no capítulo anterior, foram estipuladas três diferentes doses para cada AR, incluindo a dose máxima definida pela

Deliberação Normativa (DN) COPAM 164/2011 (100%), uma dose referente a metade desse valor (50%) e a terceira referente ao dobro (200%) resultando em seis combinações. As unidades experimentais foram dispostas em Delineamento em Blocos Casualizados (DBC), em esquema fatorial 3x2x3, sendo três tipos de solos, duas águas residuárias e três doses, com três repetições tendo, ao total, 54 colunas.

Para cada coluna de solo foi determinada a capacidade de campo (CC) de forma a permitir controle da quantidade de AR aplicada sem que houvesse percolação. Após aplicação das doses das duas AR, as colunas foram colocadas sobre um suporte de madeira e em cada orifício dos tampões em PVC foram conectadas mangueiras plásticas para coleta do lixiviado (Figura 2).

Figura 2 - Esquema representativo do processo de lixiviação das amostras de solo.



Fonte: Da autora (2025).

A aplicação das lâminas correspondentes às doses definidas previamente foi feita de forma parcelada, com auxílio de conta gotas controlando a intensidade das gotas de forma a evitar perturbações na estrutura superficial do solo e exceder a capacidade de campo. O processo de aplicação das AR ocorreu entre os dias 14 a 30 de maio de 2024 com um total de nove aplicações feitas a cada 48 horas. Na Tabela 2 estão apresentados os valores correspondentes à quantidade total de K aplicado em cada solo de acordo com cada dose.

Tabela 2 - Quantidade total de K aplicado nos solos avaliados de acordo com cada dose.

Solo	Unidade	Doses		
		50%	100%	200%
LV	kg ha <sup>-1</sup>	56	112	224
	mg	16	32	63
CX	kg ha <sup>-1</sup>	63	125	251
	mg	18	35	71
RQ	kg ha <sup>-1</sup>	29	59	118
	mg	8	17	33

Fonte: Da autora (2025).

Seis dias após a aplicação da última parcela de água residuária (05/06/2024) foi iniciada a aplicação de água de abastecimento nas colunas, em taxas que propiciassem percolação da água aplicada, sendo o volume aplicado correspondente a aproximadamente 125% da lâmina de água necessária para levar a umidade do solo à capacidade de campo (CC). Essa porcentagem foi obtida pela diferença entre a massa na capacidade de campo e a massa real de cada coluna no dia de realizar a percolação.

Foram avaliados o volume de solução lixiviada, a concentração e a massa dos íons K<sup>+</sup> e Na<sup>+</sup> lixiviados nos diferentes tratamentos, além da CE e do pH. A concentração de K<sup>+</sup> e Na<sup>+</sup> foi determinada em amostras da solução percolada pelas colunas, 24 horas após a percolação, utilizando um fotômetro de chama com leitura simultânea. A quantidade dos íons em massa (mg) perdida nas colunas foi calculada multiplicando-se a concentração (mg L<sup>-1</sup>) pelo volume de água percolada (litro) após cada percolação.

Ao todo foram realizadas 10 percolações feitas em intervalos fixos de 48 horas, resultando em lâminas acumuladas aplicadas equivalentes a chuvas de 223, 195 e 177 mm nos LV, CX e RQ, respectivamente, volumes de precipitação mensal recorrentes em Lavras-MG no período chuvoso (INMET, 2020), podendo simular uma condição real em um solo tropical fertirrigado.

## 2.2 Análise estatística

Para a verificação do efeito das diferentes doses de ARC e VIN sobre a lixiviação dos íons K<sup>+</sup> e Na<sup>+</sup> ao longo das percolações, investigou-se diferentes tipos de solo (três níveis: LV, CX e RQ), a combinação das águas residuárias com as diferentes doses (AR-D) (6 níveis: ARC 50, ARC 100, ARC 200, VIN 50, VIN 100 e VIN 200) e o número de percolações ao longo do tempo (10 níveis: 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 e 10 percolações), sendo essas as fontes de variação da pesquisa.

Os resultados foram comparados pelo teste F ANOVA e, para os casos em que esse foi significativo à 5% de probabilidade estatística, foi realizado o teste de Scott-Knott a 5% de significância para comparação das médias utilizando o software SISVAR<sup>®</sup>. Além disso, também foram feitos ajustes de modelos (regressão) a fim de verificar a lixiviação dos íons em cada percolação ao longo do tempo.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 3 estão apresentados os resultados da análise de variância para o K<sup>+</sup> e Na<sup>+</sup> lixiviados, pH e CE. A interação tripla entre os tipos de solos, tipo de AR combinadas com as doses e percolações foi significativa para todas as variáveis avaliadas.

Tabela 3 - Resultados da análise de variância para K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, pH e CE.

Fontes de variação	GL	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	pH	CE
		QM	QM	QM	QM
S	2	2,4607**	0,0416**	9,1038**	740489**
AR-D	5	3,9406**	0,0600**	4,1729**	1086464**
P	9	0,5972**	0,0475**	2,2113**	124229**
S x AR-D	10	1,0091**	0,0071**	1,4881**	44942,7**
S x P	18	0,2535**	0,0147**	0,3375**	6911,16**
AR-D x P	45	0,1127**	0,0030	0,1826**	11178,7**
S x AR-D x P	90	0,0942**	0,0049**	0,1525**	2895,46*
CV (%)		44,12	22,71	3,17	19,58
Média geral		0,45	0,24	6,45	239,71

S - Fonte de variação Solos, AR-D - Fonte de variação da combinação de AR com as Doses, P - Fonte de variação Percolações \*\*Significativo ao nível de 1% de probabilidade ( $p < 0,01$ ) \*Significativo ao nível de 5% de probabilidade ( $p < 0,05$ ).

Fonte: Da autora (2025).

Após verificação dos resultados da análise de variância, foi feito o teste de agrupamento de médias de Scott-Knott para todas as variáveis dos desdobramentos 1 e 2: solos dentro de cada combinação AR-D e percolações; AR-D dentro de solos e percolações, respectivamente. Para o desdobramento das percolações (ao longo do tempo) dentro de solos e AR-D foi feita regressão linear com ajuste de modelos polinomiais de primeiro (X), segundo (X<sup>2</sup>) e terceiro grau (X<sup>3</sup>) apenas para K<sup>+</sup> e Na<sup>+</sup>.

#### 3.1 pH

De acordo com os resultados do desdobramento 1, apresentados na Tabela 4, de maneira geral, o RQ foi o que apresentou os maiores valores de pH do percolado em relação aos demais solos, o que pode ser justificado devido ao fato do pH desse solo ter sido maior ao final das

aplicações (Tabela 1). Isso ocorreu em quase todas as percolações para todas as combinações de AR-D, exceto para VIN 200%. Nessa última combinação, o solo que apresentou maiores valores de pH do percolado foi o CX na maioria das percolações.

Tabela 4 - Resultados do teste de Scott-Knott para os valores de pH do percolado, considerando os desdobramentos 1 e 2.

Percolação	Solos	VIN	VIN	VIN	ARC	ARC	ARC
		50%	100%	200%	50%	100%	200%
1	LV	5,97 bB	5,70 cB	5,83 cB	6,34 bA	6,39 bA	6,53 bA
	CX	6,21 bB	6,07 bB	6,80 aA	6,88 aA	6,77 aA	6,77 aA
	RQ	7,00 aA	6,55 aB	6,33 bB	6,66 aB	6,94 aA	6,94 aA
2	LV	6,62 aA	6,24 aB	6,18 bB	6,36 bA	6,53 bA	6,51 bA
	CX	6,40 aB	6,07 bB	6,92 aA	6,28 bB	6,53 bB	6,94 aA
	RQ	6,18 aB	6,54 aB	5,98 bB	7,01 aA	6,93 aA	6,84 aA
3	LV	5,11 bB	5,57 bA	4,69 cC	5,91 bA	5,85 cA	5,80 bA
	CX	6,26 aA	6,07 aB	6,48 aA	5,83 bB	6,27 bA	6,28 aA
	RQ	6,26 aC	6,15 aC	6,02 bC	6,49 aB	6,83 aA	6,01 bC
4	LV	5,81 bB	5,52 bB	5,16 cC	6,62 aA	6,51 bA	6,39 aA
	CX	5,85 bC	6,10 aB	6,47 aA	6,29 bB	6,71 bA	6,60 aA
	RQ	6,5 aB	6,23 aC	6,01 bC	6,88 aA	7,01 aA	6,77 aA
5	LV	5,71 bB	5,93 bB	5,40 cC	6,76 bA	6,73 aA	6,49 bA
	CX	6,03 bB	6,03 bB	6,64 aA	6,56 bA	6,63 aA	6,66 bA
	RQ	6,64 aB	6,34 aC	6,13 bC	7,12 aA	6,96 aA	6,99 aA
6	LV	6,19 bC	5,83 bD	5,41 cE	7,24 aA	6,81 aB	6,81 aB
	CX	5,95 bC	6,05 bC	6,79 aA	6,32 cB	6,33 bB	6,38 bB
	RQ	6,82 aA	6,32 aB	6,13 bB	6,79 bA	6,68 aA	6,82 aA
7	LV	6,55 cA	6,35 aA	5,35 bB	6,49 bA	6,55 bA	6,49 bA
	CX	5,95 bB	6,31 aA	6,49 aA	6,12 bB	6,36 bA	6,49 bA
	RQ	6,96 aA	6,44 aB	6,27 aB	6,97 aA	6,96 aA	7,01 aA
8	LV	6,55 bA	6,42 aA	6,06 bB	6,72 aA	6,53 aA	6,57 aA
	CX	6,23 bB	6,29 aB	6,80 aA	6,45 bB	6,64 aA	6,61 aA
	RQ	6,89 aA	6,60 aA	6,49 aA	6,88 aA	6,82 aA	6,78 aA
9	LV	6,68 aA	6,31 aB	6,03 bB	6,66 bA	6,57 bA	6,71 aA
	CX	6,26 bB	6,38 aB	6,53 aB	6,66 bB	7,06 aA	7,03 aA
	RQ	6,95 aA	6,63 aB	6,34 aB	7,12 aA	6,82 aA	6,86 aA
10	LV	6,86 aA	6,54 aA	6,53 aA	5,97 cB	6,23 cB	6,42 bA
	CX	6,72 aB	6,82 aB	6,77 aB	6,43 bB	6,75 bB	7,13 aA
	RQ	7,09 aA	6,73 aB	6,61 aB	7,39 aA	7,12 aA	7,06 aA

Médias seguidas por letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferenças significativas entre os tipos de solo em cada percolação. Médias seguidas por letras maiúsculas diferentes nas linhas indicam diferenças significativas entre as combinações AR-D para cada tipo de solo em cada percolação (teste de Scott-Knott,  $p < 0,05$ ).

Fonte: Da autora (2025).

Já em relação ao desdobraamento 2, foi possível observar que a combinação VIN 200% foi a que levou a menores valores de pH no percolado do LV na maior parte das percolações quando comparada as demais. Ainda de acordo com os resultados para esta combinação e solo, é possível verificar que nas três últimas percolações ocorre um aumento do pH, indicando que o efeito de acidificação da solução é perceptível apenas no início da lixiviação. De acordo com Silva *et al.* (2018), a redução do pH do percolado do solo após aplicação de doses elevadas de vinhaça em um curto período de incubação, pode ser atribuída pela liberação de ácidos orgânicos e CO<sub>2</sub> durante a decomposição anaeróbia, favorecendo a acidificação da solução e a redução do pH. Assim, no período inicial essa degradação pode ter sido mais intensa, reduzindo à medida que o tempo passava (e novas percolações eram feitas), com menor liberação de ácidos na solução do solo, sendo parte lixiviado após aplicação das soluções de percolação.

Por outro lado, para o CX as combinações VIN 200%, ARC 100 e 200% proporcionaram maiores acréscimos quando comparado às outras combinações. Para o RQ, os valores mais baixos de pH foram observados para VIN 100% e 200% em praticamente todas as percolações, sendo que estas duas combinações não diferiram entre si. Essa condição indica que para o RQ, a aplicação da maior dose de VIN, quando comparada a dose máxima permitida, não apresentou efeitos significativos na alteração do pH, ao contrário do que foi observado no LV e CX. O cenário pode ter sido causado pelas diferentes de lâminas de águas residuárias aplicadas, menores no RQ, em razão da menor CTC. Além disso, a distribuição dos poros controla processos como a difusividade do O<sub>2</sub>, drenagem e atividade microbiana no solo (Lugato *et al.*, 2009; Wu *et al.*, 2023). Dessa forma, como solos arenosos apresentam poros de tamanho maiores (macroporosidade) em relação aos solos argilosos (Santos *et al.*, 2019), os processos de drenagem e aeração são facilitados, reduzindo a ocorrência da degradação anaeróbia.

A percolação de resíduos ácidos pode alterar o comportamento hidráulico do solo como resultado de mudanças estruturais ocasionadas pela flocculação de partículas e redução da reatividade (Ferrazzo *et al.*, 2020). Além disso, percolados de caráter ácido podem acidificar o solo resultando na redução da fertilidade e dificultando a absorção de nutrientes e o crescimento das plantas; aumenta a mobilidade e lixiviação de metais pesados e outros cátions para águas subterrâneas e superficiais contaminando os suprimentos de água potável; e ainda, causa mudanças no ecossistema aquático envolvendo peixes, invertebrados e diatomáceas (Mukherjee *et al.*, 2024; Nielsen; Yeates; Ferry, 1985; Sase, 2023).

Dessa forma, verifica-se que há efeitos distintos para a variável pH nos diferentes tipos de solos e doses aplicadas, ou seja, é importante respeitar as doses definidas em legislação para não resultar nos impactos relatados. Já em relação ao tipo de água residuária, comparando para

as doses de 100% da regulamentada, consta-se que a VIN resulta em pH significativamente menores do que o proporcionado pela aplicação da ARC, na maioria das percolações dos solos avaliados. Ou seja, nesse quesito (potencial hidrogeniônico), a adoção da DN COPAM 164/2011 para a aplicação da ARC não resultaria em maiores riscos em relação ao que é praticado pelo uso da VIN.

### 3.2 Condutividade elétrica

Os resultados da CE do percolado podem ser vistos na Tabela 5.

Tabela 5 - Resultados do teste de Scott-Knott para a CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) do percolado, considerando os desdobramentos 1 e 2 (continua).

Percolação	Solos	VIN 50%	VIN 100%	VIN 200%	ARC 50%	ARC 100%	ARC 200%
1	LV	697,00 aA	330,00 aC	530,00 aB	309,33 aC	253,33 aD	222,73 bD
	CX	350,00 bC	403,33 aB	522,00 aA	210,00 bD	242,67 aD	287,00 aC
	RQ	272,60 cB	229,17 bC	363,00 bA	127,30 cC	156,27 bC	189,67 bC
2	LV	276,33 aC	364,00 aB	520,57 aA	235,53 aC	188,36 aD	184,30 aD
	CX	305,67 aC	403,33 aB	547,00 aA	199,60 aD	202,67 aD	190,40 aD
	RQ	226,00 aB	222,07 bB	352,66 bA	104,40 bC	107,40 bC	116,67 aC
3	LV	409,33 aB	373,67 aB	561,66 aA	213,33 aC	202,13 aC	164,50 bC
	CX	268,67 bC	403,33 aB	637,00 aA	209,53 aC	203,36 aC	250,00 aC
	RQ	253,67 bB	238,00 bB	330,00 bA	97,53 bC	114,26 bC	138,06 bC
4	LV	370,67 aB	349,67 aB	544,33 aA	193,70 aC	177,40 aC	164,27 aC
	CX	255,00 bC	389,33 aB	624,33 aA	192,03 aC	205,67 aC	236,26 aC
	RQ	248,33 bA	267,33 bA	333,67 bA	98,03 bB	119,83 aB	91,23 bB
5	LV	360,00 aB	350,33 aB	537,67 aA	185,00 aC	167,73 aC	139,63 bC
	CX	235,00 bC	356,33 aB	596,00 aA	181,40 aC	198,86 aC	250,67 aC
	RQ	199,93 bB	302,33 aA	346,00 bA	91,33 bB	99,93 bB	86,00 bB
6	LV	295,67 aB	317,67 aB	488,67 bA	169,60 aC	177,33 aC	136,90 bC
	CX	240,33 aC	336,67 aB	567,00 aA	176,50 aC	214,00 aC	250,33 aC
	RQ	141,20 bB	310,00 aA	340,00 cA	80,67 bB	86,86 bB	79,10 bB
7	LV	255,33 aB	274,67 aB	432,00 bA	140,37 aC	134,50 aC	129,27 bC
	CX	209,33 aC	304,33 aB	512,33 aA	159,46 aC	167,83 aC	201,03 aC
	RQ	113,93 bB	261,66 aA	310,00 cA	74,83 aB	87,06 aB	73,93 bB
8	LV	222,47 aB	244,33 aB	382,67 bA	135,93 aC	133,43 aC	115,70 bC
	CX	209,43 aC	291,00 aB	483,66 aA	163,13 aC	182,80 aC	233,00 aB
	RQ	107,70 bC	183,43 bB	272,66 cA	83,10 aC	89,07 aC	82,33 bC
9	LV	198,03 aB	207,13 aB	332,67 aA	133,63 aC	129,87 aC	116,50 bC
	CX	180,00 aB	229,67 aB	391,66 aA	141,96 aB	182,00 aB	221,33 aB
	RQ	93,70 bB	129,27 bB	223,67 bA	80,93 aB	93,20 aB	82,26 bB

Tabela 5 - Resultados do teste de Scott-Knott para a CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) do percolado, considerando os desdobramentos 1 e 2 (conclusão).

	LV	189,67 aB	181,87 aB	295,67 bA	113,4 aB	121,73 bB	112,83 bB
	CX	175,37 aB	239,00 aB	442,33 aA	164,13 aB	191,46 aB	224,66 aB
10	RQ	81,26 bB	110,57 bB	174,73 cA	79,23 aB	86,53 bB	77,70 bB

Médias seguidas por letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferenças significativas entre os tipos de solo em cada percolação. Médias seguidas por letras maiúsculas diferentes nas linhas indicam diferenças significativas entre as combinações AR-D para cada tipo de solo em cada percolação (teste de Scott-Knott,  $p < 0,05$ ).

Fonte: Da autora (2025).

Os resultados do desdobramento 1 indicam que os maiores valores foram observados para CX e LV na maioria das percolações para as combinações VIN 50%, 100%, 200%, ARC 50% e 100%. Para ARC 200%, em quase todas as percolações, se teve para o CX os maiores valores de CE no percolado em relação a LV e RQ. Isso pode estar associado aos maiores volumes de AR aplicados no CX e LV em relação ao RQ, fazendo com que uma maior quantidade de íons fosse aportada nesses solos, principalmente no CX considerando a maior dose de vinhaça.

Já para o desdobramento 2, a combinação VIN 200% foi a que resultou em uma maior CE, em praticamente todas as percolações, e em todos os solos avaliados, quando comparada às outras combinações. De fato, a condutividade elétrica da VIN (3,77 mS/cm) é maior que a observada na ARC (1,47 mS/cm), indicando que mais íons estão sendo aplicados no solo e, assim, maior também pode ser o risco de lixiviação. Ou seja, em termos de lixiviação de íons em geral, o uso da DN COPAM 164/2011 para definir as doses de aplicação não incorreria em problemas potenciais para a ARC em relação ao que ocorre para a VIN.

Silva *et al.* (2018) também observaram aumentos na condutividade elétrica da solução percolada, proporcionais ao aumento nas doses de vinhaça aplicadas em um Neossolo Fúlvico, indicando a lixiviação dos sais do solo e, conseqüentemente, acúmulo no percolado. Resultados semelhantes foram obtidos por Francisco *et al.* (2016), após aplicarem diferentes doses de vinhaça em um Latossolo sob cultivo da cultura do abacaxi, os autores verificaram incrementos na condutividade elétrica do solo e nos teores de nitrato e potássio. Ou seja, há grande importância na definição das doses corretas de aplicação no solo para não incorrer em riscos de ocorrência de lixiviação e contaminação de camadas inferiores e da água subterrânea. Essa tendência foi observada para o CX e RQ (aumento da dose aplicada de AR, aumento da CE da solução percolada), porém não para o LV. O fato poderia estar ligado a um balanço de efeitos entre mudanças na CTC do solo (pelo maior aporte de nutrientes e alteração do pH - importante em solos de cargas pH dependentes) e maior presença de íons em solução (Galdeano *et al.*,

2021). Assim, não houve tendência bem definida para a CE no LV em relação ao aumento das doses aplicadas.

Em relação ao tempo de monitoramento, ou seja, efeitos observados após as percolações realizadas, verifica-se que os valores de CE do percolado diminuem com o tempo. Ou seja, há redução da perda de íons com o avançar da precipitação simulada no experimento, resultados que corroboram com Tazeh *et al.* (2013). Quanto ao tipo de solo, a CE do percolado no CX sempre se mantiveram superiores, independente da AR administrada ou da dosagem aplicada, seguido do LV e, por fim, do RX, também explicável pelas maiores doses aplicadas no primeiro solo. Em termos de variação percentual, também foi nesse solo em que houve as menores diferenças entre a primeira e última percolação (41% com uso da VIN x 45 e 52%, respectivamente para o LV e RQ; 21% contra 52 e 44%, na mesma ordem, para a ARC - dose de 100%), tendência que ocorreu em todas as doses de ambas AR. Ainda considerando a variação percentual, o RQ foi o solo em que se observou as maiores diferenças (entre a CE da primeira e última percolações), principalmente na dose maior (200%) das duas águas residuárias. Supõem-se, assim, que solos de menor CTC estão sujeitos a perdas de íons de forma mais acentuada no início, havendo maior homogeneização da lixiviação em ambientes com maior capacidade de retenção de cátions (Zhu; Sun, 2024).

### 3.3 Potássio

Em relação à massa lixiviada de  $K^+$  (Tabela 6), considerando o desdobramento 1, é possível observar que, na primeira percolação, a lixiviação de  $K^+$  foi maior no RQ para as doses VIN 50%, ARC 50% e ARC 200% em relação aos demais solos, o que provavelmente deve estar associado às suas características físicas e químicas. Devido à sua textura arenosa e menor capacidade de sorção de cátions, resultado dos baixos níveis de matéria orgânica e de teores de argila (Singaravel *et al.*, 2023), foi observada lixiviação da maior parte dos íons já na primeira percolação no RQ. Kolahchi e Jalali (2007) destacam que em solos arenosos com baixo teor de argila e pequena capacidade tampão o  $K^+$  não interage fortemente com a matriz do solo, resultando em aumentos localizados na concentração de  $K^+$  na solução do solo, e, conseqüente perdas por lixiviação.

Tabela 6 - Resultados do teste de Scott-Knott para a massa lixiviada de K<sup>+</sup> (mg) nos solos após percolações, considerando os desdobramentos 1 e 2.

Percolações	Solos	VIN	VIN	VIN	ARC	ARC	ARC
		50%	100%	200%	50%	100%	200%
1	LV	0,33 bB	1,14 aA	1,05 aA	0,38 bB	0,33 aB	0,34 bB
	CX	0,54 bA	0,52 bA	0,64 bA	0,14 bB	0,18 aB	0,34 bB
	RQ	1,49 aA	0,41 bC	0,23 cC	0,73 aB	0,55 aB	0,71 aB
2	LV	0,43 aB	0,57 aB	1,01 aA	0,39 aB	0,24 aB	0,26 aB
	CX	0,24 aB	0,45 aB	0,93 aA	0,18 aB	0,13 aB	0,23 aB
	RQ	0,28 aA	0,42 aA	0,28 bA	0,34 aA	0,24 aA	0,44 aA
3	LV	0,74 aB	0,70 aB	1,43 aA	0,43 aB	0,49 aB	0,36 aB
	CX	0,53 aB	0,81 aB	1,50 aA	0,41 aB	0,37 aB	0,49 aB
	RQ	0,31 bA	0,36 bA	0,36 bA	0,40 aA	0,41 aA	0,61 aA
4	LV	0,75 aB	0,62 aB	1,39 aA	0,40 aB	0,44 aB	0,34 aB
	CX	0,34 bB	0,57 aB	1,12 aA	0,28 aB	0,39 aB	0,48 aB
	RQ	0,22 bA	0,34 aA	0,33 bA	0,33 aA	0,45 aA	0,32 aA
5	LV	0,81 aB	0,71 aB	1,56 aA	0,58 aB	0,45 aB	0,35 aB
	CX	0,31 bB	0,48 aB	1,15 bA	0,32 aB	0,34 aB	0,47 aB
	RQ	0,19 bA	0,33 aA	0,43 cA	0,29 aA	0,31 aA	0,28 aA
6	LV	0,59 aB	0,61 aB	1,42 aA	0,43 aB	0,53 aB	0,29 aB
	CX	0,28 bB	0,44 aB	1,08 aA	0,25 aB	0,36 aB	0,43 aB
	RQ	0,16 bA	0,31 aA	0,43 bA	0,24 aA	0,22 aA	0,24 aA
7	LV	0,48 aB	0,54 aB	1,31 aA	0,28 aB	0,29 aB	0,33 aB
	CX	0,25 aB	0,36 aB	0,89 bA	0,19 aB	0,32 aB	0,37 aB
	RQ	0,12 aA	0,29 aA	0,39 cA	0,20 aA	0,26 aA	0,21 aA
8	LV	0,35 aB	0,42 aB	1,02 aA	0,26 aB	0,27 aB	0,28 aB
	CX	0,21 aB	0,31 aB	0,78 aA	0,17 aB	0,26 aB	0,35 aB
	RQ	0,10 aA	0,20 aA	0,32 bA	0,19 aA	0,18 aA	0,21 aA
9	LV	0,42 aB	0,41 aB	0,99 aA	0,21 aB	0,24 aB	0,28 aB
	CX	0,23 aB	0,30 aB	0,73 aA	0,17 aB	0,27 aB	0,37 aB
	RQ	0,10 aA	0,17 aA	0,36 bA	0,16 aA	0,19 aA	0,18 aA
10	LV	0,39 aB	0,46 aB	1,04 aA	0,18 aB	0,29 aB	0,30 aB
	CX	0,27 aB	0,39 aB	1,20 aA	0,18 aB	0,31 aB	0,40 aB
	RQ	0,13 aA	0,16 aA	0,35 bA	0,17 aA	0,24 aA	0,18 aA

Médias seguidas por letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferenças significativas entre os tipos de solo em cada percolação. Médias seguidas por letras maiúsculas diferentes nas linhas indicam diferenças significativas entre as combinações AR-D para cada tipo de solo em cada percolação (teste de Scott-Knott,  $p < 0,05$ ).

Fonte: Da autora (2025).

Cabral Filho *et al.* (2019) avaliaram o comportamento dos íons Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> e Na<sup>+</sup> presentes na vinhaça em solos de diferentes texturas: Latossolo argiloso e um Latossolo arenoso da região do cerrado brasileiro. Os autores observaram maiores retenções de K<sup>+</sup> no Latossolo argiloso, indicando que solos arenosos apresentam maior lixiviação de K<sup>+</sup> após a aplicação de vinhaça devido à menor interação em comparação com a fração argila.

Na segunda percolação, da dose VIN 50%, a massa deslocada foi a mesma para os três solos, na terceira os maiores valores foram para LV e CX, enquanto da quarta até a sexta avaliações foi no LV que se observou maior lixiviação deste íon em relação aos demais. Ainda considerando a menor dose de VIN, da sétima até a décima percolação a massa deslocada de  $K^+$  foi estatisticamente igual entre os três solos. Essa tendência de mesma massa lixiviada entre os solos também foi observada para maior e menor doses de ARC a partir da segunda percolação, para ARC 100% em todas as percolações e para VIN 100% a partir da quarta percolação. Na primeira percolação, para as combinações VIN 100% e VIN 200%, o LV foi o solo que apresentou maiores valores de massa lixiviada. Os resultados vão de encontro com o que foi discutido em relação à variação da CE nas percolações, tendo maiores diferenças entre a primeira e últimas aplicações de água (para lixiviação) para o RQ para a VIN e LV para ARC, demonstrando que a explicação estaria nas perdas de  $K^+$  do solo.

De maneira geral, a combinação em que foram observadas maiores diferenças entre os solos foi VIN 200%. Nessa, a lixiviação de  $K^+$  no LV e CX foi estatisticamente igual entre esses e superior ao RQ na maioria das percolações. Isso ocorreu porque nos LV e CX foram aplicados 224 e 251  $kg\ ha^{-1}$  de K, respectivamente, praticamente o dobro do valor aplicado no RQ (118  $kg\ ha^{-1}$ ), somado ao fato de que o excesso de potássio não ficou retido nos complexos de troca do LV e CX, deixando-os mais suscetíveis à lixiviação.

De acordo com a caracterização mineralógica o CX e LV apresentam a caulinita como principal mineral de argila, 40,8 e 30,3%, respectivamente. Argilas do tipo 1:1 (caulinita) possuem menor capacidade de retenção de íons quando comparadas a argilas 2:1, devido à menor área superficial e menor presença de cargas negativas permanentes (Hazarika; Huang; Babaahmadi, 2024; Maier; Beuntner; Thienel, 2021). Além disso, os solos com maiores teores de argila também apresentavam inicialmente maiores teores de cálcio e magnésio comparados ao RQ, logo, a competição entre o  $K^+$  e outros cátions ( $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$ ) pelos sítios de troca pode ter resultado em maior lixiviação do potássio no LV e CX após aplicação da maior dose de vinhaça.

Mendes *et al.* (2016) avaliaram a lixiviação de  $K^+$  em solos argilosos e arenosos sob lâminas de irrigação crescentes em um ensaio feito em colunas de solo de forma semelhante ao que foi feito no presente trabalho. Os autores aplicaram cloreto de potássio (em uma dose equivalente a 192  $kg\ ha^{-1}$  de K ou 150% da Capacidade de Campo) nos dois tipos de solos, resultando em perdas de potássio de 10,2 e 137,4 mg para os solos argilosos e arenosos, respectivamente. Vale ressaltar que esses resultados foram obtidos pelos autores após a soma da massa total lixiviada depois de 27 percolações e, comparando lâminas de aplicação iguais.

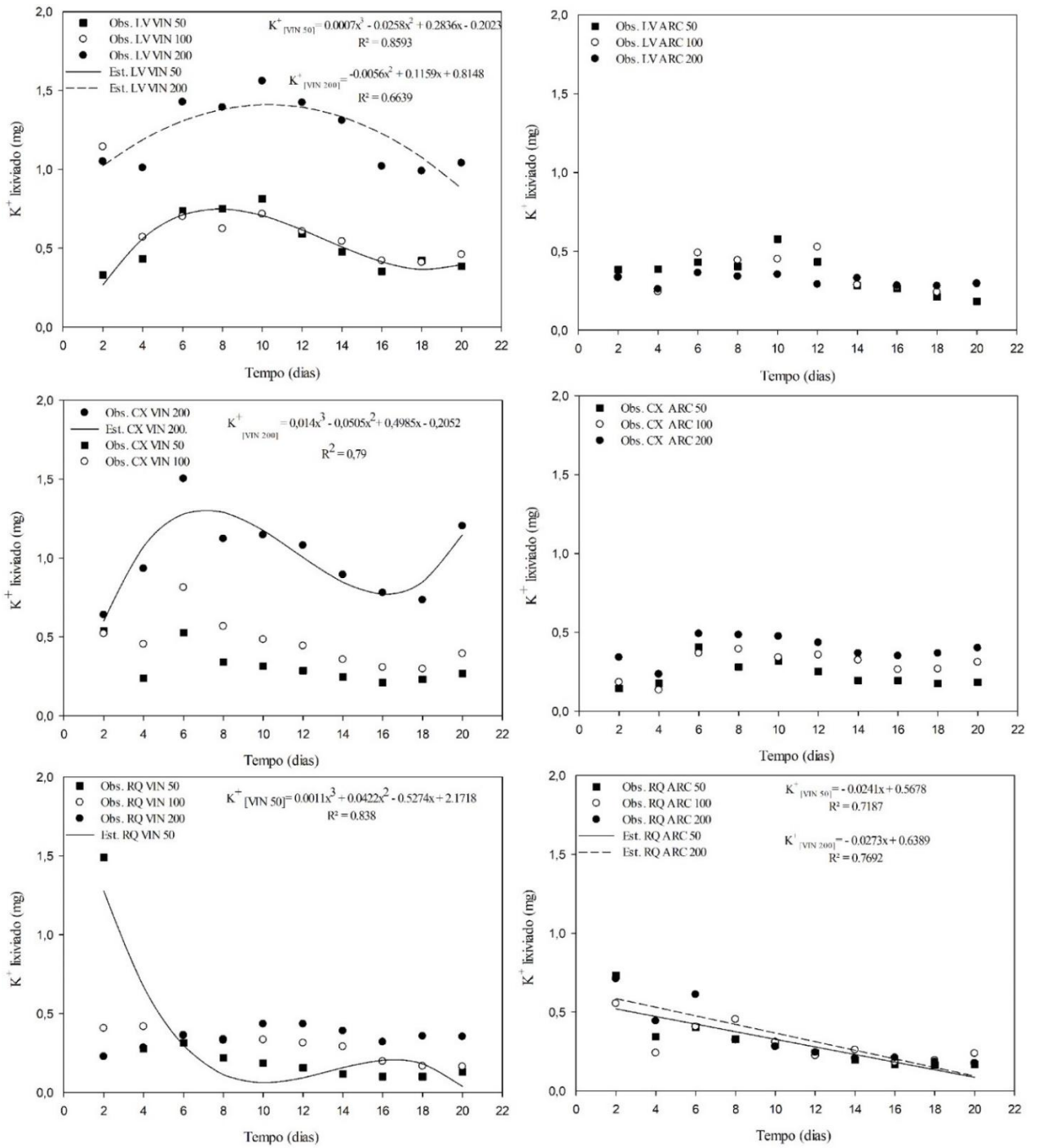
No presente trabalho, para LV e CX as massas totais lixiviadas, considerando VIN 200%, foram 12,2 e 10 mg, respectivamente, similares ao valor encontrado por Mendes *et al.* (2016) para solos argilosos. Quando se compara a massa total lixiviada do RQ para VIN 200% (3,5 mg) com o valor de 137,4 mg verifica-se que no presente estudo houve uma lixiviação cerca de 39 vezes menor no solo arenoso em comparação com o solo arenoso avaliado por Mendes *et al.* (2016). Vale ressaltar que os autores aplicaram no solo arenoso cloreto de potássio em dosagem 1,6 vez maior que no presente estudo, com o número de percolações monitoradas também superior.

Em relação ao desdobramento 2, a combinação VIN 200% foi a que proporcionou maiores médias de massa lixiviada de  $K^+$  nos LV e CX em praticamente todas as percolações, com exceção da percolação 1. Na percolação 1 VIN 100% e 200% responderam de forma similar para o LV, e para CX, nesta percolação em específico, tendo todas as doses de VIN também apresentado respostas semelhantes entre si.

No RQ, considerando apenas a percolação 1, a combinação VIN 50% foi a responsável pela maior massa lixiviada do íon em questão seguida das combinações das três doses com a ARC, que resultaram, por sua vez, em maiores médias quando comparadas as doses 100% e 200% da VIN. Nas demais percolações não houve diferença entre as combinações AR-D para o RQ. Isso indica que a VIN quando aplicada em uma dose superior a dose máxima permitida pela DN COPAM 164/2011 causa maior lixiviação de  $K^+$  quando comparada à ARC em solos com maiores teores de argila (LV e CX). No caso do solo arenoso, como sua capacidade de reter íons é menor em relação aos solos com maiores teores de argila, tais diferenças entre as AR não são observadas. Consequentemente, assim como para a análise da CE, utilizar a legislação referente à vinhaça para definição das doses de ARC não implicaria em maiores riscos de lixiviação de  $K^+$ .

Para o desdobramento das percolações ao longo do tempo dentro de cada combinação de solos e AR-D os modelos de regressão que apresentaram ajuste significativo podem ser observados na Figura 3. Quando não houve diferença significativa ao longo do tempo, apenas os dados observados foram apresentados.

Figura 3 - Modelos de regressão da lixiviação de K<sup>+</sup> ao longo do tempo para os diferentes solos (LV, CX e RQ) e combinações de AR-D.



Fonte: Da autora (2025).

De maneira geral, foi verificado um bom ajuste ( $R^2$ : 0,66 - 0,83) dos modelos matemáticos significativos apresentados. Além disso, para a ARC, em todas as doses avaliadas para o LV e CX, não houve diferenças significativas ao longo das aplicações, indicando que,

nestes casos, não ocorreu uma relação consistente entre o processo perda de  $K^+$  ao longo do tempo.

Para o LV, houve ajuste significativo de modelos polinomiais de terceira e segunda ordem para as doses de 50 e 200 de VIN, com  $R^2$  de 0,85 e 0,66, respectivamente. Na maior dose é possível observar uma tendência de aumento seguida de redução da massa lixiviada de  $K^+$  ao longo do tempo, com um pico por volta do décimo dia, ou seja, após a quinta percolação, a mesma tendência também foi verificada para a dose de 50%. A dose de 100% não apresentou ajuste significativo, porém os dados observados se comportaram de maneira similar a dose de 50%. Além disso, é possível perceber que para a VIN a maior dose ocasionou maior perda do íon em questão em relação as doses de 50 e 100%. Tal diferença não foi verificada entre as doses nos dados observados para a ARC, indicando que possivelmente os efeitos deletérios relacionados a lixiviação do K, como a contaminação de águas subterrâneas, no LV são maiores para VIN, sobretudo na maior dose.

Bebé *et al.* (2010) também não verificaram diferenças significativas na concentração de K no lixiviado após aplicação de diferentes doses de ARC (66, 199 e 332 kg ha<sup>-1</sup>) em um Argissolo Amarelo Latossólico. Os autores justificam que provavelmente o K ficou adsorvido nos colóides do solo, não ocorrendo diferença significativa na lixiviação e, que isso, pode ter acontecido devido a matéria orgânica presente na ARC, que auxiliou no processo de adsorção de K.

Resultados semelhantes também foram encontrados por Matos *et al.* (2005) após aplicarem ARC em uma dose equivalente a 1.252,39 kg ha<sup>-1</sup> de K, cinco vezes maior que a dose de 200% aplicada neste estudo. Os autores avaliaram os atributos químicos de um solo cultivado com três espécies forrageiras (azevém, aveia preta e milho), dentre essas a lixiviação de K. De acordo com os resultados, os autores afirmaram que apesar da conhecida mobilidade do K no solo, o curto período de aplicação de ARC, coincidente com o período de baixa incidência de chuvas, mostrou-se insuficiente para proporcionar maior lixiviação do cátion.

A menor lixiviação de K é benéfica do ponto de vista ambiental pois o risco de contaminação do lençol freático é menor. Por outro lado, o acúmulo desse cátion no solo em níveis elevados pode contribuir com o efeito salino, afetando severamente o crescimento das plantas e comprometendo a produtividade (Pantha *et al.*, 2023; Richter *et al.*, 2019; Zhao; Faust; Schubert, 2020).

Ainda de acordo com os resultados da Figura 3, no CX também foi observada uma diferença entre a maior dose de vinhaça e as demais ao longo do tempo, sendo a maior dose àquela que resultou em maiores perdas de K. Para esta dose um modelo polinomial cúbico foi

ajustado ( $R^2$ : 0,79) indicando que ocorreu um aumento na lixiviação até o sexto dia (terceira percolação) seguido de redução até o décimo oitavo dia (penúltima percolação), e então, houve novamente um aumento na última percolação.

Por outro lado, para o RQ o modelo com ajuste significativo foi para a menor dose de VIN. O modelo polinomial de terceira ordem ( $R^2$ : 0,83) evidencia uma redução brusca na lixiviação a partir da segunda percolação. Por ser um solo arenoso é possível que a maior parte do  $K^+$  foi lixiviada na primeira percolação, razão pela qual o primeiro valor é mais alto em relação aos demais, seguindo uma tendência de diminuição ao longo do tempo. Já para a ARC as doses de 50% e 200% apresentaram ajuste significativo com modelos lineares decrescentes, com  $R^2$  de 0,71 e 0,76, respectivamente. Esses modelos sugerem que a perda de K diminui gradualmente ao longo do tempo em ambas as doses.

Em todos os desdobramentos do teste de Scott-Knott foi possível observar que as maiores perdas de  $K^+$  ocorreram nos LV e CX após aplicação da vinhaça na maior dose. Foi observado redução na CTC desses solos em comparação com o valor inicial (Tabelas 7 e 8 do capítulo anterior) com a aplicação de todas as doses das duas AR, exceto para ARC 50% no LV. Para o RQ não houve diminuição da CTC após aplicação de nenhuma combinação AR-D. A retenção dos íons nos solos depende da CTC e a sua diminuição faz com que cátions como  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^+$  e  $Na^+$  sejam lixiviados, reduzindo a disponibilidade desses nutrientes no solo (Nguyen; Arye, 2023; Ross; Skyllberg, 2023). Ou seja, os maiores volumes de AR que foram aplicadas nos LV e CX em relação ao RQ podem ter contribuído com a diminuição da CTC dos solos mais argilosos, resultando em uma maior perda de K.

### 3.4 Sódio

Na Tabela 7 estão apresentados os resultados do teste de Scott-Knott para a massa lixiviada de  $Na^+$ .

Tabela 7 - Resultados do teste de Scott-Knott para a massa lixiviada de Na<sup>+</sup> (mg) nos solos após percolações, considerando os desdobramentos 1 e 2.

Percolação	Solos	VIN	VIN	VIN	ARC	ARC	ARC
		50%	100%	200%	50%	100%	200%
1	LV	0,15 bB	0,24 aB	0,41 aA	0,21 aB	0,21 aB	0,21 bB
	CX	0,23 bA	0,16 aB	0,14 bB	0,27 aA	0,13 aB	0,16 bB
	RQ	0,38 aA	0,22 aB	0,19 bB	0,28 aA	0,18 aB	0,34 aA
2	LV	0,11 aB	0,16 aB	0,35 aA	0,16 aB	0,17 aB	0,18 aB
	CX	0,18 aA	0,14 aA	0,14 bA	0,14 aA	0,10 aA	0,16 aA
	RQ	0,20 aA	0,21 aA	0,17 bA	0,18 aA	0,17 aA	0,21 aA
3	LV	0,24 aA	0,30 aA	0,30 aA	0,24 aA	0,23 aA	0,24 aA
	CX	0,27 aA	0,31 aA	0,25 aA	0,28 aA	0,21 aA	0,24 aA
	RQ	0,21 aA	0,20 bA	0,18 bA	0,18 aA	0,15 aA	0,22 aA
4	LV	0,30 aA	0,25 aA	0,28 aA	0,24 aA	0,23 aA	0,23 aA
	CX	0,26 aA	0,26 aA	0,27 aA	0,24 aA	0,24 aA	0,26 aA
	RQ	0,23 aA	0,23 aA	0,22 aA	0,20 aA	0,19 aA	0,19 aA
5	LV	0,33 aA	0,28 aA	0,31 aA	0,23 aB	0,23 aB	0,22 aB
	CX	0,27 aA	0,26 aA	0,29 aA	0,24 aA	0,23 aA	0,24 aA
	RQ	0,21 bB	0,28 aA	0,31 aA	0,17 aB	0,18 aB	0,21 aB
6	LV	0,26 aA	0,26 aA	0,26 aA	0,21 aA	0,19 aA	0,26 aA
	CX	0,26 aA	0,25 aA	0,29 aA	0,27 aA	0,18 aA	0,24 aA
	RQ	0,18 aB	0,27 aA	0,28 aA	0,17 aB	0,16 aB	0,18 aB
7	LV	0,29 aA	0,29 aA	0,29 aA	0,28 aA	0,23 aA	0,25 aA
	CX	0,23 aA	0,26 aA	0,26 aA	0,21 bA	0,25 aA	0,25 aA
	RQ	0,16 bB	0,25 aA	0,29 aA	0,17 bB	0,18 aB	0,22 aB
8	LV	0,20 aA	0,23 aA	0,25 aA	0,24 aA	0,18 aA	0,19 aA
	CX	0,26 aA	0,26 aA	0,25 aA	0,23 aA	0,25 aA	0,24 aA
	RQ	0,19 aA	0,22 aA	0,26 aA	0,17 aA	0,16 aA	0,23 aA
9	LV	0,27 aA	0,24 aA	0,28 aA	0,22 aA	0,21 aA	0,23 aA
	CX	0,31 aA	0,28 aA	0,30 aA	0,27 aA	0,28 aA	0,27 aA
	RQ	0,21 aB	0,24 aB	0,34 aA	0,19 aB	0,17 aB	0,23 aB
10	LV	0,27 bA	0,30 aA	0,31 bA	0,21 bA	0,25 aA	0,33 aA
	CX	0,39 aA	0,35 aA	0,39 aA	0,29 aB	0,30 aB	0,31 aB
	RQ	0,22 bC	0,30 aB	0,40 aA	0,18 bC	0,21 aC	0,24 aC

Médias seguidas por letras minúsculas diferentes nas colunas indicam diferenças significativas entre os tipos de solo em cada percolação. Médias seguidas por letras maiúsculas diferentes nas linhas indicam diferenças significativas entre as combinações AR-D para cada tipo de solo em cada percolação (teste de Scott-Knott,  $p < 0,05$ ).

Fonte: Da autora (2024).

De acordo com os resultados do desdobramento 1, ocorreu maior lixiviação de Na<sup>+</sup> na primeira percolação no RQ em comparação com os demais solos nas combinações VIN 50% e ARC 200%, semelhante ao que ocorreu na lixiviação de K<sup>+</sup> nesta mesma percolação. De maneira geral, na maioria das percolações, não foram observadas diferenças na lixiviação de Na<sup>+</sup> entre os solos considerando todas as doses de ARC e VIN. Ou seja, apesar das diferenças

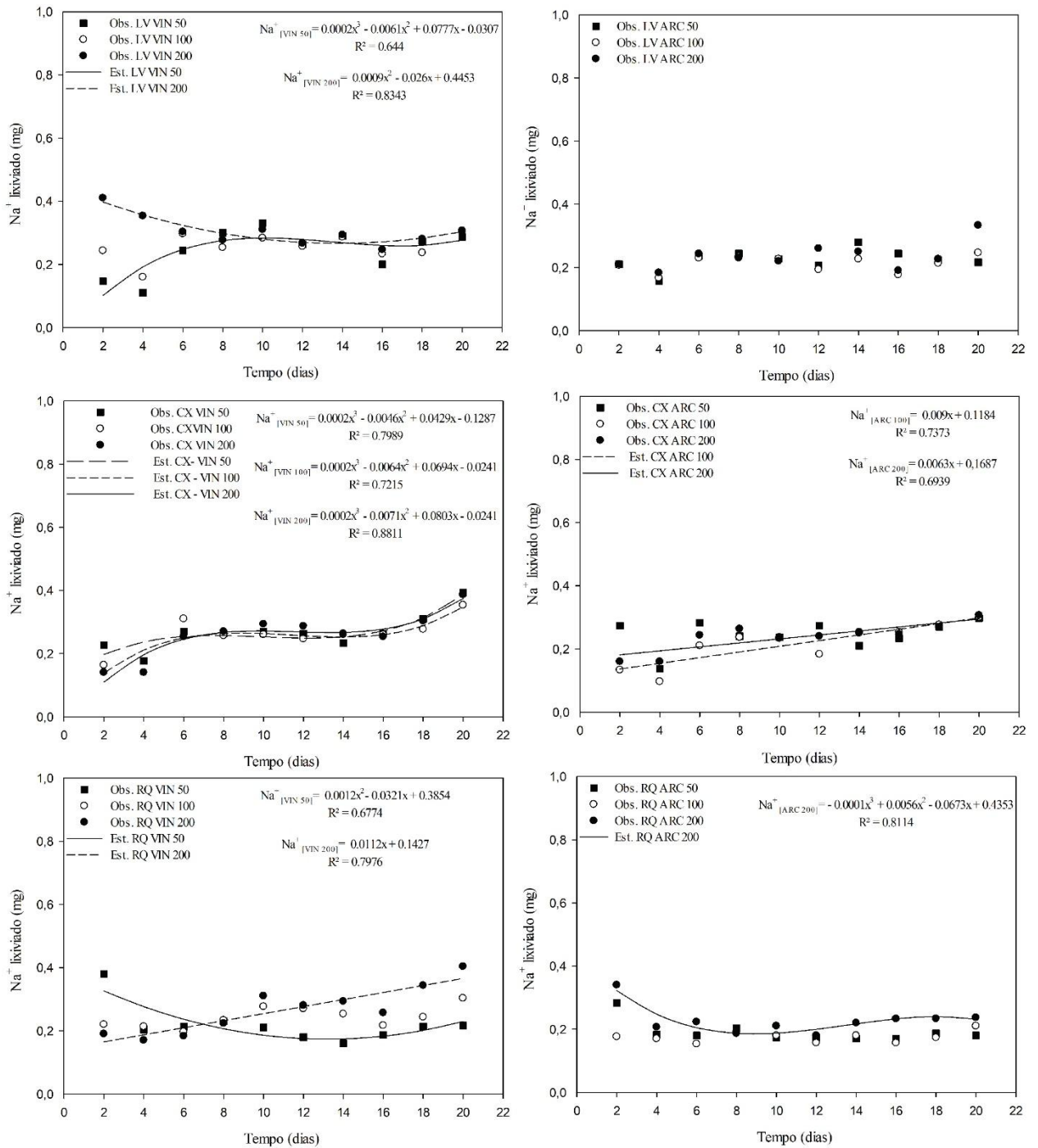
físicas e químicas dos solos, os processos de retenção e movimentação desse cátion foram semelhantes entre os solos ao longo das percolações nas condições experimentais avaliadas. Esse fato se deve à grande mobilidade do sódio, que resulta em elevada movimentação em subsuperfície e em perdas ainda que o solo apresente maior CTC.

No desdobramento 2 para o LV, a VIN aplicada na maior dose foi a combinação que resultou em maiores valores de lixiviação em relação as demais combinações nas duas primeiras percolações. Nas demais percolações não houve diferença estatística entre as combinações de doses e AR na lixiviação de  $\text{Na}^+$  para o LV. Para o CX, apenas na primeira percolação, maiores lixiviações foram observadas para as menores doses das duas AR (VIN 50% e ARC 50%). No RQ na primeira percolação, as menores doses das duas AR e a maior dose da ARC foram as combinações que mais contribuíram com a lixiviação. Foi observado ainda que as combinações VIN 100% e 200% resultaram em maiores lixiviações de  $\text{Na}^+$  neste solo em comparação com as demais combinações por três percolações consecutivas (percolações 5, 6 e 7) e que nas duas últimas percolações a combinação VIN 200% foi a que propiciou maiores valores de massa lixiviada de  $\text{Na}^+$ .

Comparando os valores de sódio nos solos submetidos à lâmina de fertirrigação de 100%, identifica-se que não há diferenças entre os valores da variável entre o uso da ARC ou da VIN. Ou seja, novamente, não se verifica maior risco de lixiviação (no caso do sódio) na aplicação da ARC, considerando o cálculo utilizado para definição da dose da VIN.

Para o desdobramento das percolações (ao longo do tempo) dentro de solos e AR-D os modelos de regressão que apresentaram ajuste significativo podem ser observados na Figura 4. Quando não houve diferença significativa, apenas os dados observados foram apresentados.

Figura 4 - Modelos de regressão da lixiviação de Na<sup>+</sup> ao longo do tempo para os diferentes solos (LV, CX e RQ) e combinações de AR-D.



Fonte: Da autora (2025).

Os modelos com ajuste significativo no LV foram observados apenas para a maior e menor dose de VIN. Para VIN 50% o modelo com R<sup>2</sup> de 0,64 indica um aumento da massa lixiviada ao longo do tempo, com uma leve redução e aumento novamente no final. Já para maior dose um melhor ajuste foi obtido (R<sup>2</sup>: 0,83) indicando uma tendência de redução na

lixiviação de  $\text{Na}^+$  nas primeiras percolações seguida de aumento no final. Comparando com o comportamento do modelo ajustado para a mesma dose na regressão feita para o K, verifica-se que o comportamento dos íons foi inverso, isso sugere que no início houve um aumento na lixiviação de K por esse íon estar em maior quantidade.

Quando ocorre a redução na lixiviação de K, o sódio (íon de maior mobilidade) começa a ser perdido em maior proporção. Essas observações poderiam ser explicadas pelo fato de que no solo há um equilíbrio entre o que fica na solução do solo e na matriz adsorvido, que depende de fatores como a concentração relativa e a afinidade pelo complexo sortivo (Campillo-Cora *et al.*, 2020; Feng *et al.*, 2024). Apesar do potássio ter preferência, em comparação ao sódio, em ficar no complexo de troca, sua concentração na solução do solo também é maior, podendo ter levado à maior lixiviação inicial de  $\text{K}^+$  (Das *et al.*, 2021; Islam *et al.*, 2017).

No CX os modelos ajustados em todas as doses de VIN tiveram bons ajustes com valores de  $R^2$  iguais a 0,79, 0,72 e 0,88 para VIN 50, 100 e 200%, respectivamente. Os modelos indicam um aumento na lixiviação ao longo do tempo com leve redução, seguida de aumento novamente no final. É possível observar ainda que todas as doses dessa AR se comportam de maneira semelhante ao longo do tempo. Já para a ARC os modelos lineares ajustados para ARC 100 ( $R^2$ : 0,73) e 200% ( $R^2$ : 0,69) indicam um aumento linear da lixiviação de  $\text{Na}^+$  ao longo do tempo.

Um bom ajuste ( $R^2$ : 0,79) de modelo linear indicando aumento na massa lixiviada de sódio ao longo do tempo também foi observado para VIN 200% no RQ. Além dele, para a mesma AR houve ajuste significativo também para menor dose ( $R^2$ : 0,67) que aponta uma tendência de redução seguida de aumento de lixiviação ao longo do tempo.

### 3.5 Análise de sódio e potássio

De maneira geral, foi observado um comportamento semelhante entre as diferentes doses de ambas AR ao longo do tempo na lixiviação de  $\text{Na}^+$ . Além disso, também foi feita a avaliação da relação entre a massa perdida e a massa aplicada dos íons (Tabela 8). Os resultados indicaram que as maiores perdas relativas (comparação entre as perdas e a quantidade aplicada) ocorreram para o  $\text{Na}^+$  quando comparado ao  $\text{K}^+$ , o que já era esperado visto que o sódio possui maior mobilidade (Matos; Matos, 2017).

Ainda considerando os valores relativos, foram observadas maiores perdas de  $\text{Na}^+$  no RQ em relação ao LV e CX devido a sua menor capacidade de sorção. De acordo com Huang e Hartemink (2020), a lixiviação de nutrientes é maior em solos arenosos quando comparados a solos de outras texturas, a menos que os solos sejam compactados ou haja uma

descontinuidade textural no perfil do solo reduzindo a percolação. Isso ocorre porque o transporte de soluto nos macroporos por convecção e dispersão é um dos principais mecanismos de lixiviação de sais (Barnard; Van Rensburg; Bennie, 2010), consequentemente, solos arenosos são mais suscetíveis à esse processo.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 8, de maneira geral, a VIN em todas as doses proporcionou maior lixiviação dos dois íons em comparação com a ARC, e, considerando a menor dose de VIN, praticamente todo Na aplicado foi lixiviado nos três solos. Dessa forma, considerando o potencial de lixiviação de íons, o uso da DN COPAM 164/2011 para definição de doses de aplicação também para a ARC não incorreria em problemas potenciais.

Tabela 8 - Massa aplicada e lixiviada (mg) de K e Na de acordo com o tipo de AR e dose.

	ARC			VIN			ARC			VIN		
	50%	100%	200%	50%	100%	200%	50%	100%	200%	50%	100%	200%
<b>Potássio</b>												
	massa aplicada						massa lixiviada					
LV	15,7	31,3	62,6	15,7	31,3	62,6	3,5 (23)	3,6 (11)	3,1 (5)	5,3 (34)	6,2 (20)	12,2 (20)
CX	17,6	35,1	70,2	17,6	35,1	70,2	2,3 (13)	2,9 (8)	3,9 (6)	3,2 (18)	4,6 (13)	10,0 (14)
RQ	8,2	16,5	32,9	8,2	16,5	32,9	3,0 (37)	3,1 (19)	3,4 (10)	4,0 (49)	2,9 (18)	3,5 (11)
<b>Sódio</b>												
	massa aplicada						massa lixiviada					
LV	3,2	6,4	12,9	2,4	4,9	9,8	2,2 (70)	2,1 (33)	2,3 (18)	2,4 (100)	2,5 (52)	3,1 (31)
CX	3,6	7,2	14,4	2,7	5,5	10,9	2,4 (68)	2,2 (30)	2,4 (16)	2,7 (97)	2,5 (46)	2,6 (24)
RQ	1,7	3,4	6,8	1,3	2,6	5,1	1,9 (112)	1,7 (52)	2,3 (33)	2,2 (171)	2,4 (95)	2,7 (52)

Valores entre parênteses indicam a massa lixiviada em porcentagem.

Fonte: Da autora (2025).

Observando os valores da massa aplicada e lixiviada de K nas diferentes doses de VIN e ARC, é possível perceber que mais da metade ficou retido no complexo de troca dos solos, inclusive no RQ, principalmente nas maiores doses. Consequentemente, deve-se realizar monitoramentos frequentes de forma a avaliar o risco de salinização do solo pelo acúmulo desses íons no solo, inferindo sobre a CE do meio, a PST (Porcentagem de sódio trocável) e os teores de  $K^+$  (Francisco *et al.*, 2016; Yin *et al.*, 2019). Ademais, na necessidade de realizar a remediação de solos sódicos ou salinos ricos em potássio, deve-se dispor de drenos e de aplicações de lâminas maiores para percolações superiores aos empregados no presente trabalho (Mendes *et al.*, 2016).

Sabe-se que aplicação de águas salobras ou residuárias contendo altas concentrações de sódio podem gerar consequências negativas como os problemas de toxicidade para as plantas e risco de salinização (Matos; Matos, 2017). Plantas cultivadas em solos com concentrações

excessivas de  $\text{Na}^+$  podem apresentar alterações bioquímicas, fisiológicas morfológicas e metabólicas que afetam o crescimento e comprometem a produtividade (Litalien; Zeeb, 2020; Petropoulos *et al.*, 2017; Roupael *et al.*, 2018). O excesso desse íon afeta diretamente a disponibilidade e absorção de nutrientes pelas plantas devido a competição iônica, e, de maneira indireta, diminui o fluxo de massa de nutrientes para o sistema radicular em decorrência do aumento da pressão osmótica da solução do solo (Jin *et al.*, 2024). Além disso, em solos que apresentam uma elevada proporção percentual de  $\text{Na}^+$  trocável em relação à capacidade total de troca de cátions ou elevada razão de adsorção de sódio (RAS), também chamados de solos sódicos, comumente também são associados problemas relacionados a estabilidade estrutural (Liang *et al.*, 2021).

Vale ressaltar que a VIN e ARC utilizadas no presente estudo apresentavam uma concentração de K aproximadamente 6 vezes maior que a de Na. Sendo assim, processos como dispersão de argila ocorreriam majoritariamente em função da maior proporção de  $\text{K}^+$  em relação ao  $\text{Na}^+$  no complexo de troca. Deve-se, no entanto, considerar as características de cada solo, o LV por exemplo apresenta menor tendência à dispersão devido à forte agregação promovida pelos óxidos de ferro e alumínio (Kirsten *et al.*, 2021). O CX pode ser mais suscetível, dependendo do teor de  $\text{K}^+$  e  $\text{Na}^+$ . Já o RQ, por ser arenoso, não apresenta grandes quantidades de argila para dispersar.

Por fim, em termos de lixiviação não foram identificados riscos maiores da aplicação de diferentes doses da ARC calculadas com base na DN COPAM 164/2011, em relação às doses equivalentes da VIN. Inclusive, a última água residuária resultou em maiores perdas de  $\text{K}^+$ , enquanto de  $\text{Na}^+$  foi semelhante; apresentando valores superiores de CE e menores de pH na solução de percolação. Esses resultados se somam às conclusões obtidas no Capítulo 2, não sendo verificado efeito, em termos de fertilidade, de piora dos atributos dos solos usando a ARC (em comparação com as medições dos atributos nos solos fertirrigados com VIN). Ou seja, recomenda-se ao órgão consultor, deliberativo e normativo do estado de Minas Gerais que possa incluir a ARC como água residuária passível de cálculo pela equação de dosagem estabelecida na referida legislação.

## 4 CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos, conclui-se que:

- A VIN promoveu maior lixiviação total de  $K^+$ , principalmente na maior dose avaliada, no LV e CX. Porém, ainda assim, grande parte do potássio aplicado ficou retido nos complexos de troca dos três solos;
- As diferenças entre as AR foram mais evidentes na lixiviação de  $K^+$  sobretudo nas maiores doses, sugerindo uma influência direta da complexidade da composição química da vinhaça;
- Na lixiviação de  $Na^+$ , de maneira geral, não foram observadas diferenças entre as doses e entre as AR;
- Maiores perdas relativas ocorreram para o  $Na^+$  quando comparado ao  $K^+$  devido à sua maior mobilidade;
- Foram observadas maiores perdas relativas de  $Na^+$  no RQ em relação ao LV e CX devido a sua menor capacidade de sorção;
- A dose de 100% de VIN resultou em maiores perdas de  $K^+$ , maior CE e menor pH, sem haver diferenças entre os valores de  $Na^+$  lixiviados, em comparação com o monitoramento das lâminas de percolação após aplicação da ARC;
- Em relação ao risco de lixiviação de íons (medidos por condutividade elétrica, sódio e potássio), não haveria problemas na definição da dosagem de aplicação da ARC pela DN COPAM 164/2011. As avaliações sempre indicaram maiores valores das variáveis nos percolados da VIN.

## REFERÊNCIAS

- ABOU-SHADY, A.; SIDDIQUE, M. S.; YU, W. A Critical Review of Recent Progress in Global Water Reuse during 2019–2021 and Perspectives to Overcome Future Water Crisis. **Environments**, v. 10, n. 9, p. 159, set. 2023.
- ALFARO, M. A.; JARVIS, S. C.; GREGORY, P. J. Factors affecting potassium leaching in different soils. **Soil Use and Management**, v. 20, n. 2, p. 182–189, jun. 2004.
- BARNARD, J. H.; VAN RENSBURG, L. D.; BENNIE, A. T. P. Leaching irrigated saline sandy to sandy loam apedal soils with water of a constant salinity. **Irrigation Science**, v. 28, n. 2, p. 191–201, jan. 2010.
- BEBÉ, F. V. *et al.* Alterações químicas no solo e no lixiviado em função da aplicação de água residuária de café. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 5, n. 2, p. 250–255, jun. 2010.
- BOSSOLANI, J. W. *et al.* 5-year Effects of Potassium Fertilization Levels on Nutrition Balance and Yield in the Maize/Soybean Succession. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 53, n. 16, p. 2017–2028, set. 2022.
- BULLER, L. S. *et al.* A spatially explicit assessment of sugarcane vinasse as a sustainable by-product. **Science of The Total Environment**, v. 765, p. 142717, abr. 2021.
- CABRAL FILHO, F. R. *et al.* Sugarcane Vinasse Cations Dynamics in Cerrado Soils, Brazil. **Sugar Tech**, v. 21, n. 1, p. 38–46, fev. 2019.
- CAMPILLO-CORA, C. *et al.* Specific Adsorption of Heavy Metals in Soils: Individual and Competitive Experiments. **Agronomy**, v. 10, n. 8, p. 1113, ago. 2020.
- CORREIA, P. F. DA C. *et al.* Impacts of Brazilian Green Coffee Production and Its Logistical Corridors on the International Coffee Market. **Logistics**, v. 8, n. 2, p. 39, abr. 2024.
- DAI, A.; ZHAO, T.; CHEN, J. Climate Change and Drought: a Precipitation and Evaporation Perspective. **Current Climate Change Reports**, v. 4, n. 3, p. 301–312, set. 2018.
- DAS, D. *et al.* Long-term differences in nutrient management under intensive cultivation alter potassium supplying ability of soils. **Geoderma**, v. 393, p. 114983, jul. 2021.
- FENG, G. *et al.* Influence of soil composition and environmental factors on the adsorption of per- and polyfluoroalkyl substances: A review. **Science of The Total Environment**, v. 925, p. 171785, maio 2024.
- FERRAZZO, S. T. *et al.* Effects of acidic attack on chemical, mineralogical, and morphological properties of geomaterials. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 30, p. 37718–37732, out. 2020.
- FLORIDES, F. *et al.* Water Reuse: A Comprehensive Review. **Environments**, v. 11, n. 4, p. 81, abr. 2024.

- FRANCISCO, J. P. *et al.* Variations in the chemical composition of the solution extracted from a Latosol under fertigation with vinasse. **Revista ciência agrônômica**, v. 47, n. 2, 2016.
- GALDEANO, L. R. *et al.* Fertility and mineralogy of soils subject to vinasse application on a farm situated in santa cruz das palmeiras-SP, Brazil. **Geosciences**, v. 40, n. 1, p. 181–188, mar. 2021.
- GODOI, L. A. G. *et al.* Seasonal variation of the organic and inorganic composition of sugarcane vinasse: main implications for its environmental uses. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 28, p. 29267–29282, out. 2019.
- GOULDING, K.; JARVIS, S.; WHITMORE, A. Optimizing nutrient management for farm systems. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1491, p. 667–680, fev. 2008.
- HAZARIKA, A.; HUANG, L.; BABAAHMADI, A. Characterisation, activation, and reactivity of heterogenous natural clays. **Materials and Structures**, v. 57, n. 4, p. 68, maio 2024.
- HUANG, J.; HARTEMINK, A. E. Soil and environmental issues in sandy soils. **Earth-Science Reviews**, v. 208, p. 103295, set. 2020.
- IJANU, E. M.; KAMARUDDIN, M. A.; NORASHIDDIN, F. A. Coffee processing wastewater treatment: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. **Applied Water Science**, v. 10, n. 1, p. 11, jan. 2020.
- INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Normais climatológicas do Brasil: 1991-2020**. Brasília: INMET, 2022.
- ISLAM, A. *et al.* Eight-year long potassium fertilization effects on quantity/intensity relationship of soil potassium under double rice cropping. **Soil and Tillage Research**, v. 169, p. 99–117, jun. 2017.
- JIN, F. *et al.* Long-term effects of biochar one-off application on soil physicochemical properties, salt concentration, nutrient availability, enzyme activity, and rice yield of highly saline-alkali paddy soils: based on a 6-year field experiment. **Biochar**, v. 6, n. 1, p. 40, abr. 2024.
- KIRSTEN, M. *et al.* Aluminous clay and pedogenic Fe oxides modulate aggregation and related carbon contents in soils of the humid tropics. **Soil**, v. 7, n. 2, p. 363–375, 6 jul. 2021.
- KOLAHCHI, Z.; JALALI, M. Effect of water quality on the leaching of potassium from sandy soil. **Journal of Arid Environments**, v. 68, n. 4, p. 624–639, mar. 2007.
- KRISHNAN, K. *et al.* Mitigating Potassium Leaching from Muriate of Potash in a Tropical Peat Soil Using Clinoptilolite Zeolite, Forest Litter Compost, and Chicken Litter Biochar. **Agronomy**, v. 11, n. 10, p. 1900, set. 2021.

- LIANG, X. *et al.* Does the high potassium content in recycled winery wastewater used for irrigation pose risks to soil structural stability? **Agricultural Water Management**, v. 243, p. 106422, jan. 2021.
- LITALIEN, A.; ZEEB, B. Curing the earth: A review of anthropogenic soil salinization and plant-based strategies for sustainable mitigation. **Science of The Total Environment**, v. 698, p. 134235, jan. 2020.
- LUGATO, E. *et al.* Relationship between aggregate pore size distribution and organic–humic carbon in contrasting soils. **Soil and Tillage Research**, v. 103, n. 1, p. 153–157, abr. 2009.
- MAIER, M.; BEUNTNER, N.; THIENEL, K.-C. Mineralogical characterization and reactivity test of common clays suitable as supplementary cementitious material. **Applied Clay Science**, v. 202, p. 105990, mar. 2021.
- MATOS, A. T.; MATOS, M. P. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos**. 1. ed. Viçosa: UFV, 2017.
- MATOS, A. T. *et al.* Alteração de atributos químicos no solo de rampas utilizadas no tratamento de águas residuárias. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 406–412, set. 2005.
- MENDES, W. DA C. *et al.* Potassium leaching in different soils as a function of irrigation depths. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 11, p. 972–977, nov. 2016.
- MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa COPAM nº 164, de 30 de março de 2011**. Estabelece normas complementares para usinas de açúcar e destilarias de álcool, referentes ao armazenamento e aplicação de vinhaça e águas residuárias no solo agrícola. Belo Horizonte, 2011.
- MOHANAVELU, A.; NAGANNA, S. R.; AL-ANSARI, N. Irrigation Induced Salinity and Sodicy Hazard on Soil and Groundwater: An Overview of Its Causes, Impacts and Mitigation Strategies. **Agriculture**, v. 11, n. 10, p. 983, out. 2021.
- MOTERLE, D. F. *et al.* Impact of potassium fertilization and potassium uptake by plants on soil clay mineral assemblage in South Brazil. **Plant and Soil**, v. 406, n. 1–2, p. 157–172, set. 2016.
- MUKHERJEE, S. *et al.* Acid Mine Drainage. In: **Ecosystem Management**. [s.l.] Wiley, 2024. p. 493–518.
- NAWAZ, R.; GARIVAIT, H.; ANURAKPONGSATORN, P. Impacts of precipitation on leaching behavior of plant nutrients in agricultural soils of the tropics. In: **2010 2nd International Conference on Chemical, Biological and Environmental Engineering**, Cairo, Egypt, p. 336–340, 2010.
- NGUYEN, B.-T.; ARYE, G. Cation exchange reversibility of potassium-ammonium binary solution: effect of organic matter. In: **EGU General Assembly 2023**, Vienna, Austria, p.24–28, abr. 2023.

- NIELSEN, D. M.; YEATES, G. L.; FERRY, C. M. The Effects of Acid Precipitation on Ground Water Quality. In: **Acid Deposition: Environmental, Economic, and Policy Issues**. Boston, MA: Springer US, p. 125–142, 1985.
- JUNIOR, A. D. N. F. *et al.* Advancing anaerobic digestion of sugarcane vinasse: Current development, struggles and future trends on production and end-uses of biogas in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 157, p. 112045, abr. 2022.
- PANHWAR, A. *et al.* Global Water Mapping, Requirements, and Concerns over Water Quality Shortages. In: **Water Quality-New Perspectives**. IntechOpen, 2022.
- PANTHA, P. *et al.* Living with high potassium: Balance between nutrient acquisition and K-induced salt stress signaling. **Plant Physiology**, v. 191, n. 2, p. 1102–1121, fev. 2023.
- PETRIELLI, G. P. *et al.* Integrating carbon footprint to spatialized modeling: The mitigation potential of sugarcane ethanol production in the Brazilian Center-South. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 189, p. 106725, fev. 2023.
- PETROPOULOS, S. A. *et al.* Salinity effect on nutritional value, chemical composition and bioactive compounds content of *Cichorium spinosum* L. **Food Chemistry**, v. 214, p. 129–136, jan. 2017.
- REICHARDT, K.; TIMM, L. C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. 3. ed. [s.l.] Manole, 2016.
- RICART, S.; RICO, A. M. Assessing technical and social driving factors of water reuse in agriculture: A review on risks, regulation and the yuck factor. **Agricultural Water Management**, v. 217, p. 426–439, maio 2019.
- RICHTER, J. A. *et al.* Ion-dependent metabolic responses of *Vicia faba* L. to salt stress. **Plant, Cell & Environment**, v. 42, n. 1, p. 295–309, jan. 2019.
- ROSOLEM, C. A.; STEINER, F. Effects of soil texture and rates of  $K$  input on potassium balance in tropical soil. **European Journal of Soil Science**, v. 68, n. 5, p. 658–666, set. 2017.
- ROSS, D. S.; SKYLLBERG, U. Cation exchange capacity and reactions. In: **Encyclopedia of Soils in the Environment**. Elsevier, p. 32–42, 2023.
- ROUPHAEL, Y. *et al.* Salinity as eustressor for enhancing quality of vegetables. **Scientia Horticulturae**, v. 234, p. 361–369, abr. 2018.
- SANTOS, N. G. N. *et al.* Granulometric fractions and physical-hydric behavior of sandy soils. **Agrarian**, v. 12, n. 45, p. 318–327, out. 2019.
- SASE, H. Effects of Acidic Substances on Ecosystems. In: **Handbook of Air Quality and Climate Change**. Singapore: Springer Nature Singapore, p. 893–922, 2023.
- SIERRA, B. E.; MUÑOZ GUERRERO, J.; SOKOLSKI, S. Phytoremediation of Heavy Metals in Tropical Soils an Overview. **Sustainability**, v. 13, n. 5, p. 2574, fev. 2021.

- SILVA, M. R. M. DA *et al.* Salinidade e composição catiônica do lixiviado de um solo salino-sódico tratado com vinhaça. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 12, n. 5, p. 2834–2844, nov. 2018.
- SINGARAVEL, R. *et al.* Organics, clay, and nanomaterials for efficient nutrient management and crop production in sandy agroecosystem. **Materials Today: Proceedings**, set. 2023.
- STRAWN, D. G. Sorption Mechanisms of Chemicals in Soils. **Soil Systems**, v. 5, n. 1, p. 13, fev. 2021.
- TAZEH, E. S. *et al.* Effects of two organic amendments on EC, SAR and soluble ions concentration in a saline-sodic soil. **International Journal of Biosciences**, v. 3, n. 9, p. 55–68, set. 2013.
- VILAR, D. S. *et al.* Vinasse degradation using *Pleurotus sajor-caju* in a combined biological – Electrochemical oxidation treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 192, p. 287–296, fev. 2018.
- WU, X. *et al.* Geographic variations of pore structure of clayey soils along a climatic gradient. **CATENA**, v. 222, p. 106861, mar. 2023.
- YIN, J. *et al.* Effects of Long-Term Application of Vinasse on Physicochemical Properties, Heavy Metals Content and Microbial Diversity in Sugarcane Field Soil. **Sugar Tech**, v. 21, n. 1, p. 62–70, fev. 2019.
- ZHAO, W.; FAUST, F.; SCHUBERT, S. Potassium is a potential toxicant for *Arabidopsis thaliana* under saline conditions. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 183, n. 4, p. 455–467, ago. 2020.
- ZHU, J.; SUN, Z.-X. Estimation of Cation Exchange Capacity for Low-Activity Clay Soil Fractions Using Experimental Data from South China. **Agronomy**, v. 14, n. 11, p. 2671, nov. 2024.