



JÚLIA FONSECA COLOMBO ANDRADE

**ALTERAÇÕES NOS ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO PELA
APLICAÇÃO DE DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE
ESGOTO SINTÉTICO**

LAVRAS - MG

2020

JÚLIA FONSECA COLOMBO ANDRADE

**ALTERAÇÕES NOS ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO PELA
APLICAÇÃO DE DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE
ESGOTO SINTÉTICO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, área de concentração em Saneamento, a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Prof. Dr. Luiz Fernando Coutinho de Oliveira

LAVRAS – MG

2020

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

Andrade, Júlia Fonseca Colombo.

Alterações nos atributos físicos do solo pela aplicação de diferentes concentrações de esgoto sintético / Júlia Fonseca Colombo Andrade. - 2020.

82 p. : il.

Orientador(a): Luiz Fernando Coutinho de Oliveira.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2020.

Bibliografia.

1. Reúso de água. 2. Capacidade de infiltração. 3. Qualidade física do solo. I. Oliveira, Luiz Fernando Coutinho de. II. Título.

JÚLIA FONSECA COLOMBO ANDRADE

**ALTERAÇÕES NOS ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO PELA
APLICAÇÃO DE DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE ESGOTO
SINTÉTICO**

**ALTERATIONS IN THE PHYSICAL ATTRIBUTES OF SOIL BY
THE APPLICATION OF DIFFERENT PROPORTIONS OF
SYNTHETIC WASTEWATER**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, área de concentração em Saneamento, a obtenção do título de Mestre.

APROVADA 30 de outubro de 2020

Dr. Daniel Fonseca de Carvalho- UFRRJ

Dr. Ronaldo Fia – UFLA

Prof. Dr. Luiz Fernando Coutinho de Oliveira

(Orientador)

LAVRAS-MG

2020

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras, em especial ao departamento de Recursos Hídricos e Saneamento, pela estrutura e oportunidade. Ao meu orientador, Luiz Fernando Coutinho de Oliveira, por me orientar, auxiliar no desenvolvimento do trabalho e ser atencioso, aos professores Geraldo César Oliveira, Érika Andressa da Silva, Adriano Valentim Diotto, Luciene Alves Batista Siniscalchi e Ronaldo Fia, pelo apoio e contribuição.

Aos técnicos de laboratório Juliana Giacoppo, Renato Antônio da Silva, Dulce Moraes e Doroteu de Abreu, pela paciência e por me ensinar. Aos funcionários, professores, pós-graduandos e alunos de iniciação científica do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento, por toda a ajuda, em especial, a Alice Caminha, Ronan Carvalho Naves, Matheus de Sá Farias e Mateus Henrique Barbosa, que foram imprescindíveis.

Ao Departamento de Ciência do Solo, pela contribuição no desenvolvimento deste trabalho, por todo o suporte e equipamento. Ao Departamento de Fitopatologia, por permitir a utilização do laboratório de Microscopia Eletrônica e Análise Ultraestrutural.

À Estefânia Maria de Souza Zahkia, Gabriella Marques Siquara Silva, Letícia Melo Silva, Úrsula Lacerda Pereira e Yasmin Fernandes Silva, pela amizade.

Aos meus pais Maria Cecília e José Eduardo, meus irmãos Davi e Samuel e todos meus familiares pelo apoio e carinho.

À Deus que proporcionou tudo isso.

MUITO OBRIGADA!

“Do rio que tudo arrasta se diz que é violento. Mas ninguém diz violentas as margens que o comprimem.”

BERTOLT BRECHT

RESUMO

A crescente demanda de água requerida pelo aumento populacional e desenvolvimento socioeconômico, impacta as fontes de água de todo o mundo, ampliando os conflitos sobre os recursos hídricos. Nessas circunstâncias, o uso de águas residuárias para as mais diferentes finalidades, está se tornando um elemento chave para o gerenciamento de recursos hídricos, auxiliando a mitigar os efeitos prejudiciais dos déficits hídricos locais. A agricultura é uma das áreas com maior potencial no reuso de água, devido a presença de matéria orgânica e nutrientes nos efluentes. Desta forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar os possíveis efeitos nos atributos físicos da camada superficial de um Latossolo Vermelho Distróférrico (LVdf) após aplicações de efluente doméstico sintético. O experimento foi conduzido em casa de vegetação, constando-se de colunas de solo, segmentadas em anéis de diferentes dimensões, nas quais foram aplicadas águas de abastecimento (AT) e efluente sintético (ES) em diferentes proporções, uma vez por semana, por um período de 4 meses. Adotou-se o delineamento em blocos casualizados, com seis tratamentos e três repetições, sendo os tratamentos: 100% de AT (T0), mistura de 20% de ES e 80% de AT (T1), 40% de ES e 60% de AT (T2), 60% de ES e 40% de AT (T3), 80% de ES e 20% de AT (T4) e 100% de ES (T5). No ES, foram avaliados: pH, condutividade elétrica (CE), sólidos totais (ST), sólidos em suspensão (SS), sólidos dissolvidos (SD), demanda química de Oxigênio (DQO), óleos e graxas (O&G), Nitrogênio total Kjeldahl (NTK), Fósforo total (P), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Sódio (Na) e, na AT foram avaliados o pH, CE, Ca, Mg e Na. No solo, antes e após a aplicação do efluente, nas camadas de 0 a 2 cm, 2 a 5 cm, 5 a 10 cm, 10 a 15 cm e 15 a 20 cm, foram avaliados as massas específica do solo e de partícula, porosidade total, macro e microporosidade, argila dispersa em água (ADA) e a curva de retenção de água. Avaliou-se também, as curvas da capacidade de infiltração do solo, ajustando os modelos de Kostiakov, Kostiakov-Lewis e Horton e foram obtidas micrografias do solo com a finalidade de avaliar a formação de uma crosta seladora. Os resultados foram submetidos à análise estatística, empregando-se o teste F, e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey, ambos a 5% de probabilidade. Observou-se um aumento da massa específica do solo, com diminuição da porosidade com aplicação do efluente bruto (T5), principalmente na camada mais superficial da coluna do solo. A capacidade de infiltração do solo foi fortemente impactada pela aplicação do efluente, a condutividade hidráulica do solo saturado (K_s) variou de 20,77 cm h^{-1} no solo antes da irrigação para 6,03 cm h^{-1} no solo com aplicação do tratamento T5, todavia nas misturas com até 80% de esgoto sintético a K_s foi superior a 20,45 cm h^{-1} . O modelo que melhor se adequou a curva experimental da capacidade de infiltração foi o de Kostiakov-Lewis e com as micrografias do solo foi possível observar a formação de uma crosta nos solos tratados com efluente bruto o que foi responsável pela diminuição da infiltração neste tratamento. Sendo assim a aplicação de efluente bruto no solo, apresentou efeitos deletérios, sendo sugerido um pré tratamento das águas residuária, a fim de diminuir a concentração de sólidos suspensos antes da sua aplicação no solo.

Palavra-chave: Reúso de água. Capacidade de infiltração. Qualidade física do solo

ABSTRACT

The growing demand for water required by population growth and socioeconomic development impacts the water sources around the world, amplifying the conflicts over water resources. Under those circumstances, the use of wastewater for the most different purposes has been becoming a key element in the management of water resources, helping to mitigate the harmful effects of local water deficits. Agriculture is one of the areas with the greatest potential for wastewater reuse, due to the presence of organic matter and nutrients in the effluents. Thus, the objective of this work was to assess the possible effects on the physical attributes of the superficial layer of a Oxisol after applications of synthetic domestic effluent. The experiment was conducted in a greenhouse, consisting of soil columns, segmented into rings of different dimensions, in which both treated water (TW) and synthetic effluent (SE) were applied in different proportions for a continuous 4-month period. A randomized block design was adopted, with six treatments and three replications, the treatments being: 100% WT (T0), a mixture of 20% SE and 80% TW (T1), 40% SE and 60% of TW (T2), 60% of SE and 40% of TW (T3), 80% of SE and 20% of TW (T4) and 100% of SE (T5). In the SE, the following items were checked: pH, electrical conductivity (EC), total solids (TS), suspended solids (SS), dissolved solids (DS), chemical oxygen demand (COD), oils and greases (O&G), total nitrogen Kjeldahl (NTK), Total phosphorus (P), Calcium (Ca), Magnesium (Mg) and Sodium (Na) and, in the WT, pH, EC, Ca, Mg and Na were evaluated. In the soil, before and after the application of the effluent, in the layers of from 0 to 2 cm, 2 to 5 cm, 5 to 10 cm, 10 to 15 cm and 15 to 20 cm, the specific masses of soil and particles, total porosity, macro and microporosity, water-dispersed clay (WDC) and the water retention curve were evaluated. The soil infiltration capacity curves were also evaluated, by adjusting the Kostiakov, Kostiakov-Lewis and Horton models and micrographs of the soil were obtained in order to evaluate the formation of a sealing crust. For the different attributes of the soil, the influences of the treatments was analyzed by the analysis of variance and the means were analyzed by the Tukey test at 5% of probability. An increase in the specific gravity of the soil was found with a decrease in porosity with the application of the raw effluent (T5), mainly in the most superficial layer of the soil column. The infiltration capacity of the soil was strongly impacted by the application of the effluent, the hydraulic conductivity of the saturated soil (K_s) ranged from 20.77 cm h⁻¹ in the soil before irrigation to 6.03 cm h⁻¹ in the soil with application of treatment T5, however in mixtures with up to 80% of synthetic effluent, the K_s was greater than 20.45 cm h⁻¹. The model that best suited the experimental curve of the infiltration capacity was the Kostiakov-Lewis model and by means of the micrographs of the soil, it was possible to observe the formation of a crust in the soils treated with raw effluent which was responsible for the decrease of infiltration in this treatment. Therefore, the application of raw effluent in the soil presented deleterious effects, a pretreatment of wastewater being suggested in order to decrease the concentration of suspended solids before its application in the soil.

Keyword: Water reuse. Infiltration capacity. Physical soil quality

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1. Equipamento utilizado para determinação da capacidade de infiltração e condutividade hidráulica do solo saturado. | 21 |
| Figura 2. Aparato experimental para ensaio com coluna de solo, com especificação do tamanho dos segmentos | 23 |
| Figura 3. Processo de montagem das colunas de solo..... | 27 |
| Figura 4. Equipamento utilizado para determinação da capacidade de infiltração e condutividade hidráulica do solo saturado..... | 33 |
| Figura 5. Grau de floculação do solo em função dos sólidos suspensos do efluente aplicado para a camada de 0-2cm..... | 39 |
| Figura 6. Macroporosidade do solo em função dos sólidos suspensos do efluente aplicado para a camada de 0-2 cm..... | 42 |
| Figura 7. Curvas de retenção de água no solo para a camada de 0-2 cm para os diferentes tratamentos..... | 45 |
| Figura 8. Curvas de retenção de água no solo para a camada de 2-5 cm para os diferentes tratamentos..... | 46 |
| Figura 9. Curvas de retenção de água no solo para a camada de 5-10 cm para os diferentes tratamentos..... | 46 |
| Figura 10. Curvas de retenção de água no solo para a camada de 10-15 cm para os diferentes tratamentos..... | 47 |
| Figura 11. Curvas de retenção de água no solo para a camada de 15-20 cm para os diferentes tratamentos..... | 47 |
| Figura 12. Erro médio absoluto da infiltração acumulada dos diferentes modelos aplicados nos tratamentos empregados no presente trabalho..... | 48 |
| Figura 13. Raiz do erro quadrático médio..... | 48 |
| Figura 14. Capacidade de infiltração do solo não irrigado..... | 50 |
| Figura 16. Capacidade de infiltração T0..... | 61 |
| Figura 17. Capacidade de infiltração T1..... | 61 |
| Figura 18. Capacidade de infiltração T2..... | 62 |
| Figura 19. Capacidade de infiltração T3..... | 62 |
| Figura 20. Capacidade de infiltração T4..... | 63 |

| | |
|--|----|
| Figura 21. Capacidade de infiltração T5..... | 63 |
| Figura 22. Micrografia do solo T0..... | 67 |
| Figura 23 Micrografia do solo T1..... | 68 |
| Figura 24 Micrografia do solo T2..... | 68 |
| Figura 25 Micrografia do solo T3..... | 68 |
| Figura 26 Micrografia do solo T4..... | 69 |
| Figura 27 Micrografia do solo T5..... | 69 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Características físico-químicas de esgoto doméstico bruto..... | 12 |
| Tabela 2. Classes de água de reuso segundo a NBR 13.969 | 13 |
| Tabela 3. Recomendação de tratamento prévio de águas residuárias a serem utilizadas em culturas agrícolas..... | 14 |
| Tabela 4. Classes de lodo de esgoto ou produto derivado - agentes patogênicos..... | 16 |
| Tabela 5. Referência para qualidade da água a ser utilizada na irrigação, conforme problemas de dispersão de argila e diminuição na permeabilidade de solos menos intemperizados. | 24 |
| Tabela 6. Diretrizes para interpretação da água para irrigação com relação á salinidade..... | 24 |
| Tabela 7. Proporção da diluição do esgoto sintético e água tratada aplicadas no solo..... | 27 |
| Tabela 8. Composição do efluente sintético simulando esgoto doméstico..... | 27 |
| Tabela 9 . Composição do substrato sintético para produção de 1 L de esgoto com DQO de aproximadamente 500 mg O ₂ L ⁻¹ | 35 |
| Tabela 10 .Concentração das soluções de sais minerais usadas na composição do despejo sintético simulando esgoto doméstico. | 35 |
| Tabela 11. Concentrações do efluente que serão aplicadas no solo | 43 |
| Tabela 12. Caracterização física do Latossolo Vermelho distrófico (Ldvf)..... | 45 |
| Tabela 13. Características físico-químicas do esgoto sintético..... | 46 |
| Tabela 14. Razão de adsorção de sódio e condutividade elétrica das soluções aplicadas no solo..... | 47 |

| | |
|--|----|
| | 12 |
| Tabela 15. Argila dispersa em água do solo em função dos tratamentos empregados no presente trabalho..... | 48 |
| Tabela 16. Massa específica do solo em função dos tratamentos empregados no presente trabalho..... | 49 |
| Tabela 17. Porosidade do solo em função dos tratamentos empregados no presente trabalho..... | 49 |
| Tabela 18. Umidade volumétrica de saturação, capacidade de campo e ponto de murcha permanente em função dos tratamentos empregados no presente trabalho..... | 51 |
| Tabela 19. Umidade volumétrica de saturação, capacidade de campo e ponto de murcha permanente em função dos tratamentos empregados no presente trabalho..... | 51 |
| Tabela 20. Água total disponível em função dos tratamentos empregados no presente trabalho..... | 55 |
| Tabela 21. Parâmetros do modelo de van Genuchten para as diferentes camadas e tratamentos..... | 56 |
| Tabela 22. Parâmetros do modelo de van Genuchten para o solo antes da aplicação dos tratamentos..... | 56 |
| Tabela 23. Comparação dos modelos com a utilização do critério de informação de Akaike (AIC)..... | 61 |
| Tabela 24 Parâmetros dos modelos avaliados..... | 62 |

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

| | |
|---------|--|
| ABNT | Associação Brasileira de Normas Técnicas |
| APHA | American Public Health Association |
| AWWA | American Water Works Association |
| Ca | calcio |
| Cd | cádmio |
| CETESB | Companhia Ambiental do Estado de São Paulo |
| CE | condutividade elétrica |
| Cl | cloro |
| COPAM | Conselho estadual de políticas ambientais de MG |
| CONAMA | Conselho Nacional de Meio Ambiente |
| Cter | coliformes termotolerantes |
| CTC | capacidade de troca de cátions |
| DBO | Demanda Bioquímica de Oxigênio |
| DQO | Demanda Química de Oxigênio |
| EMBRAPA | Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária |
| FAO | Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura |
| Fe | ferro |
| IBGE | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística |
| K | potássio |
| LVdf | Latossolo Vermelho Distróférrico |
| Mg | magnésio |
| Na | sódio |
| NTK | nitrogênio total Kjeldahl |

| | |
|-------|---|
| OD | oxigênio dissolvido |
| OMS | Organização Mundial de Saúde |
| pH | potencial hidrogeniônico |
| P | fósforo |
| PST | porcentagem de sódio trocável |
| RAS | razão de adsorção de sódio |
| SiBCS | Sistema Brasileiro de Classificação de Solos |
| SDT | sólidos dissolvidos totais |
| ST | sólidos totais |
| SST | sólidos suspensos totais |
| UASB | upflow anaerobic sludge blanket |
| UFLA | Universidade Federal de Lavras |
| USEPA | United States Environmental Protection Agency |

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| SUMÁRIO | 15 |
| 1. INTRODUÇÃO | 16 |
| 2. OBJETIVOS | 17 |
| 2.1 Objetivo Geral..... | 17 |
| 2.2 Objetivos Específicos | 17 |
| 3. REFERENCIAL TEÓRICO | 18 |
| 3.1 Latossolo..... | 18 |
| 3.2 Esgoto Doméstico | 19 |
| 3.3 Uso de águas residuárias..... | 21 |
| 3.3.1 Tipos de reúso..... | 21 |
| 3.3.2 Disposições de águas residuárias no solo | 23 |
| 3.3.3. Aspectos legais da disposição de efluentes no solo | 25 |
| 3.3.4 Efeitos da aplicação de águas residuárias no solo..... | 27 |
| 4. MATERIAL E MÉTODOS | 33 |
| 4.1 Montagem do experimento | 33 |
| 4.2 Procedimento Experimental..... | 34 |
| 4.3 Efluente..... | 35 |
| 4.3 Solo..... | 37 |
| 4.3.1 Caracterização física do solo | 37 |
| 4.3.2 Infiltração de água no solo..... | 40 |
| 4.4 Micrografias do solo..... | 42 |
| 4.5 Análises Estatísticas..... | 42 |
| 5.RESULTADOS | 44 |
| 5.1 Características iniciais do solo e do efluente | 44 |
| 5.2 Razão de adsorção de sódio e argila dispersa em água..... | 46 |
| 5.3 Massa específica do solo e porosidade | 49 |
| 5.4 Curva de retenção de água no solo | 54 |
| 5.5 Capacidade de infiltração..... | 60 |
| 5.6 Micrografias do solo | 66 |
| 6.CONCLUSÃO | 70 |
| REFERÊNCIAS..... | 71 |

1. INTRODUÇÃO

As fontes de água em todo o mundo estão sendo impactadas devido às demandas requeridas pelo crescimento populacional, produções de alimentos, geração de energia, dentre outras, além de sofrer alterações devido às mudanças climáticas e a degradação ambiental (VÖRÖSMARTY et al., 2010). Desta forma, o uso de águas residuárias, para as mais diferentes finalidades, está se tornando um elemento chave para o gerenciamento de recursos hídricos em todo o mundo (REDMAN; ORMEROD; KELLEY, 2019).

A utilização de água residuária na agricultura se torna uma alternativa viável devido à presença de matéria orgânica e nutrientes, tais como Nitrogênio, Fósforo, Potássio, Cálcio e Magnésio, que são essenciais ao crescimento e desenvolvimento de diversas culturas, contribuindo para a redução de custos com fertilizantes (SINGH; AGRAWAL, 2012). A disposição de águas residuárias agroindustriais no solo é uma técnica interessante, principalmente, em condições de clima tropical e com disponibilidade de áreas, como é o caso do Brasil (ERTHAL et al., 2009), diminuindo custo com o transporte dessas águas, evitando o seu lançamento em corpos hídricos, reduzindo assim os possíveis passivos ambientais. O emprego desta técnica pode ser encontrado em diversos pontos do globo.

Khalil e Kakar (2011) relataram que 80% das comunidades do Paquistão com mais de 100.000 habitantes estão usando águas residuárias não tratadas na irrigação. Na Nigéria a maioria dos córregos e rios seca durante os 4 a 5 meses da estação de estiagem, sendo a produção agrícola dependente de águas residuárias (ABEGUNRIN et al., 2016). A região do Vale do Mezquital, no México, utiliza água residuária proveniente da cidade do México para irrigação de várias culturas, caracterizando por ser uma das áreas mais antigas e extensas a fazer uso desta técnica (LIRA et al., 2020).

Segundo a FAO (2013), aproximadamente 10% da área total irrigada globalmente recebe água residuária não tratada ou parcialmente tratada, abrangendo 20 milhões de hectares em 50 países. No entanto, seu uso deve ser cuidadoso devido aos riscos de salinidade e sodicidade do solo, restrição do rendimento das culturas, contaminação da água subterrânea, metais pesados, carga tóxica e patogênica, além de efeitos prejudiciais à estrutura e macroporosidade do solo (QADIR et al., 2010).

Os possíveis efeitos na estrutura do solo em função da aplicação das águas residuárias afetam a aeração, a retenção de água e a disponibilidade de água no solo para as

plantas e a resistência à penetração das raízes. Os efluentes ricos em sólidos suspensos e gorduras, também causam, quando aplicados em taxas inadequadas, o entupimento dos macroporos das camadas superficiais, formando um selamento superficial do solo, ocasionando a diminuição da capacidade de infiltração do solo. Assim, devido aos possíveis problemas que a disposição de efluentes podem causar nos atributos de solo e a falta de legislação e normas técnicas torna-se necessário o desenvolvimento de estudos sobre os efeitos nos atributos físicos do solo e dos critérios referentes à disposição das águas residuárias no solo.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O presente trabalho teve como objetivo geral a avaliação dos efeitos de aplicações do efluente doméstico sintético nos atributos físicos da camada superficial de um Latossolo Vermelho Distróférrico (LVdf) .

2.2 Objetivos Específicos

- 1.** Avaliar os atributos físicos da camada superficial do solo, que foi segmentada em anéis de diferentes dimensões, comparando a aplicação da água residuária com várias concentrações e água de abastecimento ;
- 2.** Obter a capacidade de infiltração de água no solo, antes e após a aplicação de água residuária com várias concentrações e água de abastecimento;
- 3.** Verificar a formação de uma crosta seladora na superfície do solo e seus impactos nos atributos físico-hídricos do solo
- 4.** Verificar a concentração do efluente que proporcionou as menores variações nas características físicas do solo a qual poderá ser um indicativo para a disposição do efluente no solo, como prática de tratamento.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Latossolo

No Brasil há um predomínio dos Latossolos, Argissolos e Neossolos, que no conjunto se distribuem em aproximadamente 70% do território nacional, sendo os Latossolos a classe de solo mais representativa, ocupando aproximadamente 39% da área total do país e distribuído praticamente por todo o território brasileiro (EMBRAPA, 2018), representando a ordem mais importante em termos agrícolas (OLIVEIRA, 2015).

Devido ao seu avançado estágio de intemperismo os Latossolos apresentam mineralogia da fração argila formada principalmente por minerais silicatados do tipo 1:1 e por hidróxidos e oxihidróxido de Fe e Al (FONTES et al., 2001). Esse grupo de solo são normalmente profundos, de coloração relativamente homogênea, com sequência de horizontes A, B, C com pouca diferenciação de sub-horizontes, possuindo baixa capacidade de troca de cátions (CTC) e, são no geral, solos distróficos e ácidos, com pH entre 4,0 e 5,5 (EMBRAPA, 2018). A granulometria de um latossolo é composta, geralmente, por uma concentração inferior a 20% de silte e uma grande amplitude na concentração de argila, variando de 15 a 80% , apresentam tendência a formar crostas superficiais, possivelmente, devido à flocculação das argilas que passam a comportar-se funcionalmente como silte e areia fina (EMBRAPA, 2018).

No Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), os Latossolos são divididos no segundo nível categórico em Latossolo Bruno, Amarelo, Vermelho e Vermelho-Amarelo. Os Latossolos Vermelhos são bem drenados e apresentam teor de óxido de ferro entre 180 e 400 g kg⁻¹ (IBGE, 2009). No terceiro nível de classificação os Latossolos Vermelhos são subdivididos em ácidos, aluminoférricos, distroférricos, distróficos, eutroférricos e eutróficos. O Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) apresenta saturação por bases menor que 50% e teores de Fe₂O₃ (pelo H₂SO₄) de 180 g kg⁻¹ a 360 g kg⁻¹, na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B.

Com relação aos atributos físicos dos solos, estes são altamente influenciados pelas práticas de manejo do solo (SPERA et al., 2009; STEFANOSKI et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2015). Pinto et al. (2018) ao avaliarem a qualidade física de um Latossolo Vermelho distroférico (LVdf) sob diferentes manejos encontraram uma massa específica do solo igual a 0,87 g cm⁻³ e uma porosidade total de 0,73 g g⁻¹ na área de Mata Atlântica e 1,02 g cm⁻³ e 0,58 g g⁻¹ na área de cultivo de café. Ramos et al. (2013) também avaliaram um LVdf sob

diferentes manejos e obtiveram uma massa específica do solo na área de Mata Atlântica igual $1,03 \text{ g cm}^{-3}$ e na área de cafeicultura igual a $1,08 \text{ g cm}^{-3}$.

3.2 Esgoto Doméstico

As fontes geradoras de águas residuárias incluem diferentes atividades humanas, como as industriais, comerciais e domésticas, resultando em um efluente com características diferentes da água consumida. Com a rápida expansão da população e das cidades e indústrias, a geração de água residuárias vêm aumentando proporcionalmente (ALOBAILY; ABID; MAULOOD, 2010). Segundo Kalavrouziotis (2015) a geração per capita de efluente depende da disponibilidade de água, custo da água, questões econômicas e culturais. Todavia, no Brasil apenas 46,3% da estimativa de esgoto gerado é tratado, segundo o Diagnóstico Nacional dos Serviços de Água e Esgoto (BRASIL, 2019).

O esgoto doméstico contém aproximadamente 99,9% de água (VON SPERLING, 2014) e as substâncias orgânicas presentes nos esgotos são constituídas principalmente por proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%), gorduras e óleos (8 a 12%) e uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas, metais dentre outros componentes (METCALF; EDDY, 2003). Na Tabela 1 estão apresentadas as principais características físicas, químicas e biológicas dos efluentes domésticos.

Tabela 1. Características físicas, químicas e microbiológicas do esgoto doméstico bruto.

| Variáveis | Esgoto doméstico bruto |
|---|------------------------|
| pH | 6,5 - 7,5 |
| Demanda Bioquímica de oxigênio (DBO (mg L^{-1})) | 100 - 400 |
| Demanda Química de oxigênio (DQO (mg L^{-1})) | 200 - 800 |
| Coliformes totais (NMP 100 mL^{-1}) | 10^6 - 10^{10} |
| Coliforme termotolerante (NMP 100 mL^{-1}) | 10^5 - 10^8 |
| Sólidos totais (mg L^{-1}) | 700-1350 |
| Sólidos suspensos (mg L^{-1}) | 200-450 |
| Sólidos dissolvidos (mg L^{-1}) | 500-900 |
| Nitrogênio total (mg L^{-1}) | 35-60 |
| Fósforo total (mg L^{-1}) | 4-15 |
| Óleos e graxas (mg L^{-1}) | 55-170 |

Fonte: JORDÃO; PESSOA (2014); VON SPERLING (2014).

Várias substâncias contidas em efluentes não tratados ou incorretamente tratados podem ser tóxicas para plantas, animais, incluindo seres humanos, resultando em impactos negativos ao meio ambiente. Dentre os principais contaminantes presentes nas águas residuárias, pode-se citar os nutrientes, elementos traços, matéria orgânica, hidrocarbonetos, microrganismos patogênicos e desreguladores endócrinos (DAVIES, 2005).

Para a concepção e o dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias, deve-se definir, primeiramente, o objetivo do tratamento, o nível do tratamento que se quer alcançar e a destinação do efluente tratado. Caso pretenda-se lançar o efluente em corpo receptor, o sistema deve ser planejado de forma que atenda à legislação ambiental vigente (BRASIL, 2011; MINAS GERAIS, 2008). A exigência é de que o efluente atinja o padrão de lançamento, para diferentes parâmetros dentre os quais estão a DBO (60 mg L^{-1}), ou que o sistema tenha eficiência de 85% na remoção de DBO e que o lançamento do efluente tratado não venha a alterar a classe de enquadramento dos cursos d'água.

Chernicharo et al. (2018) inventariaram 1667 estações de tratamento de esgoto em estados das regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil e verificaram que reatores UASB, lagoas de estabilização e lodos ativados são os sistemas mais utilizados. Somados esses sistemas contabilizam 90% das estações avaliadas. No entanto, em muitas estações, a concentração final da DBO no esgoto tratado, está acima dos limites recomendados para reutilização e descarte em corpos d'água (BRASIL, 2011). Pesquisas realizadas no estado do Rio Grande do Norte confirmam essas informações por meio do monitoramento de sistemas de tratamento de esgoto, principalmente na região semiárida, mostrando concentrações de DBO nos esgotos tratados variando de 90 a 190 mg L^{-1} (ARAÚJO, 2017). Vassalle et al. (2020) avaliaram um sistema constituído por um reator UASB seguido por uma lagoa de alta taxa e observaram que o efluente tratado atendia à legislação do estado (MINAS GERAIS, 2008; BRASIL, 2011), porém não atenderia à uma legislação mais restritiva, como a europeia (UNIÃO EUROPEIA, 1991).

No caso de reúso de água, o nível de tratamento dependerá das exigências do uso pretendido. A potencialidade de reúso dos esgotos domésticos é ampla, pois libera fontes de água de boa qualidade para abastecimento público e outros usos prioritários, contribuindo para a conservação dos recursos naturais (FREITAS et al., 2012).

3.3 Uso de águas residuárias

3.3.1 Tipos de reúso

A água de reúso refere-se a águas residuárias que foram tratadas para atender aos critérios específicos de qualidade da água com a intenção de serem usadas para uma série de finalidades (USEPA, 2012). A utilização de águas residuárias em todo seu potencial, contribuirá para garantir a possibilidade de água potável para todos os setores, pela redução da retirada dos mananciais, além de proteger o meio ambiente pela menor carga de nutrientes nos cursos d'água (PARANYCHIANAKIS et al., 2015) .

A Organização Mundial da Saúde (WHO, 1989) sugere as seguintes terminologias para descrever as diversas possibilidades de reúso da água:

- a) Reúso indireto não planejado: Ocorre quando a água é utilizada em atividades humanas e lançada no meio ambiente para ser utilizada à jusante, de forma diluída, de maneira não intencional e não controlada. No caminho do ponto de captação para o novo usuário, a água está sujeita à diluição e autodepuração;
- b) Reúso indireto planejado: Ocorre quando os efluentes, depois de tratados, são descarregados de forma planejada nos corpos d'águas superficiais ou subterrâneas, para serem utilizadas à jusante, de maneira controlada, no atendimento de algum uso benéfico;
- c) Reúso direto planejado: Ocorre quando os efluentes, depois de tratados, são encaminhados diretamente de seu ponto de descarga até o local do reúso, não sendo descarregados no meio ambiente. Normalmente destinando-se a uso em indústria ou irrigação;
- d) Reciclagem de água: Se refere ao reúso interno da água, antes de sua descarga em um sistema de tratamento ou outro local de disposição, funcionando como uma fonte suplementar de abastecimento do uso original, tratando-se de um caso particular do reúso direto planejado.

Os diferentes usos de águas residuárias requerem diferentes níveis de tratamento, dependendo se a água será utilizada para fins potáveis ou não. Nos países desenvolvidos, as águas residuárias municipais são normalmente tratadas e, em seguida, descarregadas em águas fluviais ou oceânicas (FAM et al., 2014). Porém, para que se possa fazer o reúso direto potável, é necessário um tratamento mais avançado das águas residuárias em nível que alcance os padrões de potabilidade, e então, injeta-se essa água tratada diretamente no

sistema de abastecimento (ISHII et al., 2015). Já o reúso potável indireto envolve a descarga desse efluente purificado em rios ou aquífero subterrâneo (AITKEN et al., 2014).

O reúso para fins não potáveis tem maior aceitação pública (HURLIMANN; DOLNICAR, 2016; FURLONG et al., 2019, REDMAN; ORMEROD e KELLEY, 2019). Segundo Hurlimann e Donicar (2016) apenas 26% dos cidadãos americanos aceitariam beber água residuária tratada em um cenário de escassez.

De acordo com a Resolução nº 54 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 2005), o reúso direto de água não potável abrange as seguintes modalidades: reúso para fins urbanos, agrícolas e florestais, ambientais, industriais e reúso na aquicultura. A norma brasileira NBR 13.969 (ABNT, 1997) definiu classes para a água de reúso e seus respectivos padrões de qualidade de acordo com o reúso praticado (Tabela 2).

Tabela 2. Classes de água de reúso segundo a NBR 13.969.

| Água de reúso | Aplicações | Padrões de qualidade |
|---------------|--|---|
| | | pH entre 6 e 8 |
| Classe 1 | Lavagem de carros e outros usos em que ocorra contato direto com o usuário | Turbidez < 5 UNT SDT < 200 mg L ⁻¹ CR entre 0,5 mg L ⁻¹ e 1,5 e 0,5 mg L ⁻¹ CTer < 200 NMP 100 mL ⁻¹ |
| Classe 2 | Lavagem de pisos, calçadas, irrigação de jardins, manutenção de lagos e canais paisagísticos, exceto chafariz | Turbidez < 5 UNT CR > 0,5 UNT CTer < 500 NMP 100 mL ⁻¹ |
| Classe 3 | Descargas em vasos sanitários | Turbidez < 10 UNT CTer < 500 NMP 100 mL ⁻¹ |
| Classe 4 | Irrigação de pomares, cereais, forragens, pastagens e outros cultivos empregando o escoamento superficial ou irrigação pontual | OD > 2,0 mg L ⁻¹ CTer < 5000 NMP 100 mL ⁻¹ |

SDT: sólidos dissolvidos totais; CR: Cloro residual; CTer: coliformes termotolerantes; OD: Oxigênio dissolvido.

Fonte: NBR 13.969 (ABNT, 1997)

Ao analisar a qualidade da água para aplicação no solo, os atributos analisados devem estar relacionados com seus efeitos no solo, na cultura, nos equipamentos de irrigação e na possível contaminação das águas subterrâneas, os quais serão necessários

para controlar ou compensar os problemas relacionados com a qualidade da água.

3.3.2 Disposições de águas residuárias no solo

A utilização de águas residuárias na agricultura irrigada tem como vantagem: a redução do consumo de água de alta qualidade, redução na quantidade de insumos agrícolas necessários, devido à presença de matéria orgânica, P e N presentes nos efluentes e redução de descarga de águas residuárias diretamente em corpos d'água superficiais.

A disposição de águas residuárias no solo é considerada uma técnica eficiente na gestão dos recursos hídricos e uma prática de manejo com vistas à proteção ambiental, pois a biota do solo apresenta grande capacidade de decompor ou inativar materiais presentes nessas águas, além da capacidade de sorção do solo de poluentes potencialmente prejudiciais ao ambiente (ERTHAL et. al, 2009).

A disposição de águas residuárias no solo pode representar uma complementação ou ser a única forma de tratamento para águas residuárias. Todavia, sua aplicação no solo deve ser feita de forma criteriosa, pois pode levar riscos à saúde humana e a danos ambientais, causando degradação do solo e na contaminação do lençol freático (ÁLVAREZ; CISNEROS, 2014; ZHANG; SHEN, 2017).

Os métodos de disposição de águas residuárias no solo podem ser classificados como infiltração-percolação, escoamento superficial e fertirrigação, além do lançamento e tratamento em sistemas alagados construídos. O método utilizado dependerá de alguns fatores como a finalidade do projeto, tipo de água residuária, condições climáticas locais, características e tipo de uso do solo e riscos sanitários (MATOS, 2017).

No sistema de infiltração-percolação, o objetivo é utilizar o solo como um filtro para as águas residuárias. Este sistema é caracterizado pela percolação da água residuária, a qual, após purificada pela ação filtrante do meio poroso, irá promover a recarga das águas subterrâneas. A aplicação é feita em valas de infiltração e possui uma boa eficiência, segundo a Agência Americana de Proteção Ambiental (USEPA, 1981), sendo que, a remoção de ovos de helminto é de 100%, enquanto de coliformes é superior a 98%.

Segundo a NBR 13.696 (1997) que dispõe sobre tanques sépticos, unidades de tratamento complementar e da disposição final dos efluentes líquidos, alguns parâmetros devem ser avaliados para um projeto de valas de infiltração, como a uma distância mínima vertical entre o fundo da vala de infiltração e o nível máximo da superfície do aquífero de 1,5 m. O comprimento total das valas de infiltração é determinado em função da capacidade de

absorção do terreno, calculada pela divisão do volume total de água residuária a ser aplicada, pela capacidade de infiltração do solo.

No processo de tratamento por escoamento superficial no solo, o efluente é aplicado em rampas inclinadas cultivadas com vegetação rasteira, geralmente gramíneas. À medida que a água residuária escoar sobre o terreno, parte se evapora, uma pequena parte se infiltra e o restante é coletado em canais de drenagem no final da rampa. As gramíneas funcionam como suporte para biofilmes que possibilitam a degradação de parte da matéria orgânica e remoção de nutrientes, se dando esse tratamento também por processos físicos e químicos do solo (TONETTI; COURACCI FILHO; STEFANUTTI, 2012; BERTOSSI et al., 2016). O escoamento superficial no solo se mostra como um processo de tratamento eficaz, principalmente na remoção de DBO e de sólidos suspensos totais (SST), além de Nitrogênio e Fósforo (FOCO; SOUZA; NOUR, 2018, BERTOSSI et al., 2019).

A fertirrigação é uma técnica de disposição/tratamento, em que se prioriza o aproveitamento dos nutrientes presentes na água residuária. Segundo a Organização para a Alimentação e Agricultura (FAO, 2010), as águas residuárias não tratadas ou parcialmente tratadas são aplicadas em mais de 20 milhões de hectares de terra em todo o mundo. Segundo a Organização Mundial de Saúde, o tratamento primário de águas residuárias domésticas é suficiente no caso de fertirrigação de culturas que não são de consumo humano direto (WHO, 2006). O tratamento secundário e a desinfecção e filtração são consideradas necessárias quando a água residuária for utilizada para fertirrigação de culturas para consumo direto e nos sistemas de irrigação em que a aplicação da água é realizada de modo localizado (Tabela 3).

Tabela 3. Recomendação de tratamento prévio de águas residuárias a serem utilizadas em culturas agrícolas

| Tipo de cultura | Tratamento | Critérios | Tratamento | Critérios |
|--|----------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------------|---|
| | | FAO | | OMS |
| Culturas que não são consumidas ou de consumo humano indireto | Secundário e desinfecção | pH = 6,5–8,4 | Tratamento primário | Livre de sólidos grandes, Eliminação significativa de ovos de helmintos e não permite substâncias químicas que deixem resíduos indesejáveis na cultura. |
| | | DBO < 30 mg L ⁻¹ | | < 200 NMP E. coli 100 mL ⁻¹ |
| Culturas não consumidas cruas pelos humanos | - | - | Tratamento secundário | < 1000 NMP coliformes fecais 100 mL ⁻¹ |
| Culturas consumidas cruas e não são processadas comercialmente | Secundário Desinfecção-Filtração | pH = 6,5–8,4 | Tratamento secundário e desinfecção | < 200 NMP coliformes fecais 100 mL ⁻¹ |
| | | DBO < 10 mg L ⁻¹ | | |
| | | <14 NMP E. coli 100 mL ⁻¹ | | |
| | | <1 ovo de helm. L ⁻¹ | | |

Fonte: Adaptado de FAO (1992) e OMS (2006)

3.3.3. Aspectos legais da disposição de efluentes no solo

No Brasil não existe uma norma nacional específica para regulamentar e direcionar o uso de águas residuárias no solo, estabelecendo apenas limites máximos de impurezas de acordo com a destinação da água residuárias. Segundo a Resolução nº 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2011) a disposição de efluentes no solo, mesmo tratados, não está sujeita aos parâmetros e padrões de lançamento em cursos d' água,

dispostos na Resolução CONAMA nº 357 de 2005 (BRASIL,2005), não podendo, todavia, causar poluição ou contaminação das águas superficiais e subterrâneas.

No estado de Minas Gerais a Deliberação normativa CERH nº 65 (MINAS GERAIS, 2020) estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de águas provenientes de estações de tratamento de esgoto. A água residuária poderá ser utilizada na fertirrigação de culturas não ingeridas cruas, incluindo culturas alimentícias e não alimentícias, forrageiras, pastagens e árvores.

No Rio Grande do Sul a Resolução do Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONSEMA) nº 419 (RIO GRANDE DO SUL, 2020) estabelece critérios e procedimentos para a utilização da água de reúso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais. No caso de utilizar a água residuária para fins agrícolas e florestais, é necessário que atenda aos valores máximos de alguns parâmetros, como óleos e graxas de origem vegetal e animal inferior a 30 mg L⁻¹ e coliformes termotolerantes inferior a 104 NMP 100⁻¹ mL.

A NBR 13.969 (ABNT, 1997) dispõe sobre alternativas técnicas consideradas viáveis para proceder ao tratamento complementar e disposição final do efluente de tanques sépticos. Segundo a norma, o esgoto de origem essencialmente doméstica ou com características similares, quando tratado pode ser reutilizado para fins que exigem qualidade de água não potável, mas sanitariamente segura. Admite-se ainda seu reúso para plantações de milho, arroz, trigo, café e árvores frutíferas, via escoamento no solo, tomando-se o cuidado de interromper a irrigação pelo menos 10 dias antes da colheita.

A Norma Técnica P4-002 (CETESB, 2010) dispõe sobre efluentes e lodos fluidos de indústrias cítricas e criou critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola no Estado de São Paulo. Segundo esta norma, os efluentes sanitários somente poderão ser misturados aos efluentes industriais brutos para aplicação na agricultura se submetidos ao tratamento prévio visando à redução de agentes patogênicos. A condutividade elétrica máxima permitida no efluente é 2,9 dS m⁻¹, sendo que entre 0,75 e 2,9 dS m⁻¹ somente poderão ser aplicados em solos bem drenados e em que as espécies cultivadas apresentem alta tolerância salina. A razão de absorção de sódio (RAS) máxima permitida é de 12, sendo necessário considerar o grau de tolerância ao Sódio das espécies cultivadas quando o RAS for entre 9 e 12.

A aplicação de vinhaça no solo, efluente gerado nas usinas açucareiras e destilarias de álcool, é regida pela Resolução COPAM nº 164 de 2011 no estado de Minas Gerais e no estado de São Paulo pela Norma Técnica P4.231 de 2015 (CETESB, 2015). Segundo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) a dosagem de aplicação da vinhaça deverá considerar o relevo e as necessidades da cultura, bem como, a profundidade e a

fertilidade do solo, a concentração de Potássio na vinhaça e a extração média desse elemento pela cultura, sendo proibida a aplicação de vinhaça no solo em taxas superiores às necessidades nutricionais da cultura.

Em relação ao uso agrícola do lodo gerado em estações de tratamento de esgoto sanitário, a Resolução CONAMA nº 375 de 2006 (BRASIL,2006) define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto, estabelecendo a necessidade da caracterização dos seguintes aspectos do lodo para ser aplicado ao solo: potencial agrônômico; substâncias inorgânicas e orgânicas potencialmente tóxicas; indicadores bacteriológicos e agentes patogênicos e estabilidade do lodo. Sendo proibida a utilização de qualquer classe de lodo de esgoto ou produto derivado em pastagens e cultivo de olerícolas, tubérculos e raízes, e culturas inundadas, bem como as demais culturas cuja parte comestível entre em contato com o solo. Os lodos de esgoto tipo B, podem ser utilizados restritamente ao cultivo de café, silvicultura, culturas para produção de fibras e óleos (Tabela 4).

Tabela 4. Classes de lodo de esgoto ou produto derivado - agentes patogênicos.

| Tipos de lodos de esgoto | Concentração de patógenos |
|--------------------------|---|
| A | Coliformes Termotolerantes < 10^3 NMPg ⁻¹ de ST |
| | Ovos viáveis de helmintos < 0,25 ovo g ⁻¹ de ST |
| | Salmonella ausência em 10 g de ST |
| | Vírus < 0,25 UFP ou UFF g ⁻¹ de ST |
| B | Coliformes Termotolerantes < 10^6 NMP g ⁻¹ de ST |
| | Ovos viáveis de helmintos < 10 ovos g ⁻¹ de ST |

Fonte. Resolução CONAMA 375/ 2006

3.2.4 Efeitos da aplicação de águas residuárias no solo

O uso de águas residuárias na agricultura tem como principal foco o aproveitamento dos nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, além de micronutrientes como ferro, manganês, zinco, boro, enxofre, cobre, molibdênio e cloro, que são essenciais às plantas (MILLER-ROBBIE; RAMASWAMI; AMERASINGHE, 2017).

Abegunrin et al. (2016) avaliaram as mudanças físico-químicas no solo cultivado com berinjela (*Solanum macrocarpon*) e espinafre (*Celosia angentea*), aplicando efluentes de abatedouro, águas do banheiro e lavanderia, águas residuárias da lavagem de mandioca e águas pluviais como controle. Os autores observaram um aumento nas bases trocáveis no solo (Ca, Mg e K), na capacidade de troca de cátions (CTC), no pH, no Carbono orgânico total

(COT) e no Nitrogênio total (NT) do solo, além das águas residuárias tornarem o solo ligeiramente hidrofóbico, reduzindo a sortividade do solo, com o maior impacto obtido do efluente da mandioca. A berinjela teve um melhor desenvolvimento no solo irrigado com efluente de abatedouro, porém, o espinafre apresentou maior produção com a aplicação de água de banheiro e lavanderia. Almeida et al. (2018) também obtiveram resultados positivos no desenvolvimento de soja e milho plantados em um Latossolo Vermelho Distrófico, com aplicação de águas residuárias de suinocultura.

O aumento na CTC, no nitrogênio e fósforo total também foram observados por Abd-Elwahed (2019) ao avaliar solos aluviais com longos períodos de aplicação de águas residuárias urbanas e industriais, além disso, foi observado um incremento na matéria orgânica e dos metais pesados Pb, Cd, Cu e Ni com os períodos de aplicação da água residuária. Uma maior concentração dos elementos Fe, K, Mg e Ca foram encontradas nos solos e nos vegetais irrigados com águas residuárias municipais em comparação com águas subterrâneas por Mahmood et al. (2020). Bedbabis et al. (2014) observaram uma diminuição na taxa de infiltração de água em um solo arenoso e, um acúmulo de Na e Cl em todas as camadas do solo estudadas, com a aplicação de água residuária municipal tratada por 4 anos em um pomar de oliveira.

Erthal et al. (2009) estudaram as alterações físicas e químicas de um Argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura (ARB). Os autores comentaram que essa prática poderá trazer benefícios, tais como fonte de nutrientes e água para as plantas, redução do uso de fertilizantes e de seu potencial poluidor. Como principais resultados verificados tem-se que os valores de pH, CTC, saturação por bases e concentrações de P, K, Ca e Mg aumentaram com acréscimos nas taxas de aplicação da ARB, nas camadas superficiais do solo. Não ocorreu salinização do perfil do solo, embora a porcentagem de argila dispersa em água tenha aumentado, indicando que a aplicação permanente da ARB pode propiciar riscos de redução da permeabilidade do solo.

Souza e Moreira (2010), porém verificaram que em condições experimentais, a adubação química foi mais efetiva na ionização da solução do solo do que a água residuária da suinocultura (ARS), apresentando maiores valores de CE para os tratamentos que receberam menores lâminas de ARS e maiores quantidades de adubação química. Além disso, a condutividade hidráulica do solo aumentou em virtude do aporte de sais e matéria orgânica, decorrentes da adubação química, irrigações e fertirrigação com ARS.

O aumento de Na^+ e diminuição de Ca^{2+} e Mg^{2+} resultam em um aumento da razão de adsorção de sódio (RAS). A RAS é uma forma de se avaliar o risco de dispersão da argila do

solo e consequente redução de sua capacidade de infiltração. De acordo com Gonçalves et al., (2007) problemas de infiltração relacionados à qualidade da água residuária demonstram a influência desta sobre alguns atributos do solo, como a estrutura e a porosidade, que podem ser modificados devido aos efeitos dispersantes do sódio, que é normalmente encontrado em altas concentrações nas águas residuárias. A Tabela 5 e a Figura 1 apresentam valores de RAS e CE a serem utilizados como referência na caracterização da água a ser utilizada, bem como os efeitos sobre a capacidade de infiltração da água no solo e a Tabela 6 apresenta o grau de restrição da água com relação à salinidade.

Tabela 5. Referência para qualidade da água a ser utilizada na irrigação, conforme problemas de dispersão de argila e diminuição na permeabilidade de solos menos intemperizados.

| RAS | Grau de Restrição de uso | | |
|-------|---------------------------|--------------------|--------|
| | Nenhuma | Ligeira e Moderada | Severa |
| | CEa (dS m ⁻¹) | | |
| 0-3 | > 0,7 | 0,7-0,2 | <0,2 |
| 3-6 | >1,2 | 1,2-0,3 | <0,3 |
| 6-12 | >1,9 | 1,9-0,5 | <0,5 |
| 12-20 | >2,9 | 2,9-1,3 | <1,3 |
| 20-40 | >5,0 | 5,0-2,9 | <2,9 |

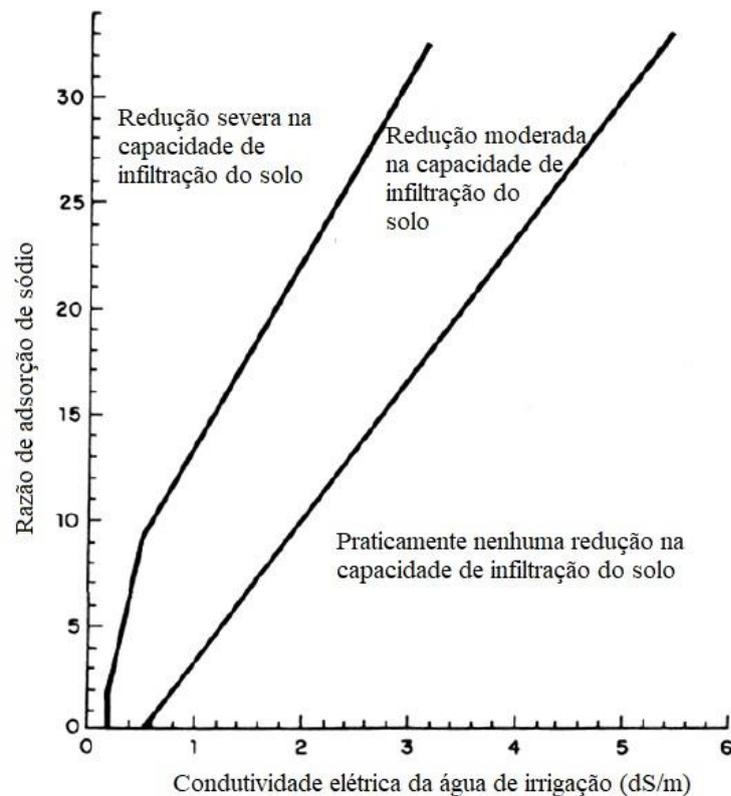
Fonte: AYERS, WESTCOT (1999)

Tabela 6. Diretrizes para interpretação da água para irrigação com relação à salinidade.

| Parâmetro | Grau de Restrição de uso | | |
|---------------------------|--------------------------|--------------------|--------|
| | Nenhuma | Ligeira a Moderada | Severa |
| CEa (dS m ⁻¹) | < 0,7 | 0,7-3,0 | >3,0 |
| SDT(mg L ⁻¹) | <450 | 450-2.000 | >2.000 |

Fonte: AYERS, WESTCOT (1999)

Figura 1. Redução relativa da infiltração de água no solo provocada pela salinidade e RAS



Fonte: Adptado de AYERS , WESTCOT (1999)

Santos et al. (2017) avaliaram a aplicação de água residuária sanitária tratada para fornecer potássio para as culturas de milho, algodão e feijão em um rodízio de culturas e observaram que a disponibilidade de nutrientes e matéria orgânica no solo não aumentaram, enquanto o sódio aumentou linearmente com os níveis de água residuária. Almeida et al. (2017) também observaram um incremento de Na^+ no solo ao avaliarem as mudanças na qualidade do solo, de um Neossolo Flúvio Distrófico ao longo de um período de 6 anos de irrigação com efluente tratado de uma empresa de polpa de madeira. Embora a aplicação de efluente por 6 anos não tenha afetado a resistência do solo à penetração das raízes e a condutividade hidráulica do solo, houve uma diminuição no tamanho médio dos agregados e um aumento na dispersão da argila. Homem et al. (2012 e 2014) avaliaram o efeito do uso prolongado de água residuária da suinocultura (ARS) sobre as propriedades químicas e físicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo e verificaram que a ARS contribuiu para o aumento da concentração de Alumínio trocável e Sódio e para a diminuição da matéria orgânica e da capacidade de troca catiônica do solo

Farhadkhani et al. (2018) não encontraram efeitos significativos nas propriedades físico-químicas do solo irrigado com água residuária tratada, com tratamento secundário, em

comparação com as parcelas controle, exceto na condutividade elétrica (CE) e na taxa de adsorção de sódio, que foram ligeiramente maiores.

Loy et al. (2018) compararam o efeito a longo prazo da irrigação em uma fazenda de algodão, com água residuária municipal após tratamento secundário e água subterrânea salobra. Os autores observaram com o uso da água residuária um aumento da capacidade disponível de água, na camada superior do solo (0-15 cm) e uma diminuição na capacidade de retenção de água disponível na camada imediatamente abaixo (15-72 cm), além de uma maior produtividade da cultura do algodão. O aumento da capacidade da água disponível na camada superior do solo pode ser explicado pelo aumento de matéria orgânica nessa camada..

Os efeitos de águas residuárias no acréscimo da matéria orgânica do solo são pequenos, pois além de seu conteúdo relativamente baixo, os compostos são de fácil mineralização. Todavia, a matéria orgânica apresenta apreciável influência sobre as propriedades físicas do solo, principalmente na massa específica do solo, na formação e na resistência dos agregados, na aeração, drenagem e retenção de água (DEXTER et al., 2008; BRAIDA et al., 2010; STEFANOSKI et al., 2013). A adição de matéria orgânica aos solos pode resultar em aumento ou diminuição do pH do solo, dependendo dos processos dominantes que consumir ou liberar próton.

Diversas pesquisas relatam variações no pH do solo decorrentes da aplicação de efluentes (YAO et al., 2013; AL-JABOABI et al., 2014; BEDBABIS et al., 2014; ABEGUNRIN, et al., 2016). Além disso, as mudanças no pH do solo estão correlacionadas com o pH da água residuária, seus compostos, o tipo de cobertura do solo, textura do solo e período de aplicação (BACERRA-CASTRO, 2015). As mudanças no pH do solo influenciam a disponibilidade de nutrientes e metais, a capacidade de troca de cátions (CTC) e a mineralização da matéria orgânica.

Apesar do crescente interesse em aplicar águas residuárias no solo, a aplicação excessiva da mesma pode ter alguns efeitos nocivos, tais como problemas de saúde humana, escoamento superficial de nutrientes para águas superficiais e na percolação que poderá atingir as águas subterrâneas, constituintes químicos indesejáveis, agentes patogênicos, acumulação de metais pesados em plantas e solos, e efeitos prejudiciais à estrutura do solo, em particular, na sua macroporosidade (SINGH et al., 2009; WANG; LI ; LI, 2017; AMAN et al., 2018). O impacto na qualidade do solo depende fortemente das condições ambientais que devem favorecer um aumento da atividade microbiana para minimizar os efeitos negativos (PEIKERT et al., 2016).

A lixiviação de $\text{NO}_3\text{-N}$ no solo em direção as águas subterrâneas, pode causar problemas de saúde pública, como metemoglobinemia, câncer de estômago e linfoma não-Hodgkin (ADDISCOTT et al., 1992; WARD et al., 1994; KNOBELOCH et al., 2000). Marofi et al. (2015) observaram um potencial de lixiviação de Nitrato, Fosfato e Potássio quando as águas residuárias são aplicadas no solo, especialmente a altas taxas de aplicação de biossólidos, sendo importante o monitoramento da contaminação de águas subterrâneas, principalmente por elementos ou compostos mais móveis.

Martins et al. (2019) realizaram ensaios em coluna com o solo da área anexa à estação de tratamento de águas residuárias (ETAR) de São Bartolomeu de Messines (Algarve), analisando na água de injeção e de saída nas colunas, um conjunto de nutrientes, metais e compostos farmacêuticos. Foi possível observar a redução de alguns destes compostos (Amônia, Diclofenac e Carbamazepina) e verificaram persistência de outros (Boro, Zinco, Cobre, Nitratos, Gemfibrozil e Naproxeno) após a percolação da água pelo solo.

Outro importante efeito a ser monitorado é o selamento superficial do solo, por aplicação inadequada de águas residuárias, principalmente ricas em gorduras e sólidos suspensos, podendo reduzir significativamente a capacidade de infiltração do solo, além de aumentar o escoamento, o que induz a erosão do solo (ALADE et al., 2011). Almeida Junior et al. (2020) verificaram que em áreas com características de solo arenoso, tendem a uma maior taxa de infiltração básica em função da forma de agrupamento dos agregados, propiciando a maior quantidade de macroporos, sendo a resposta inversamente em solos argilosos.

Oliveira et al. (2019) verificaram a coloração característica esbranquiçada na superfície do solo que recebeu a aplicação de água residuária com a presença de óleos e gorduras, sendo possível, por observação, acompanhar o comportamento da degradação do material retido na superfície das colunas de solo ao longo de 30 dias após aplicação da última dosagem. Os autores verificaram que, mesmo com a aplicação de doses elevadas de óleos e gorduras, presentes na água residuária, não houve formação de incrustações superficiais que poderiam resultar no selamento superficial e, como consequência, na redução da capacidade de infiltração da água no solo e troca de gases com a atmosfera.

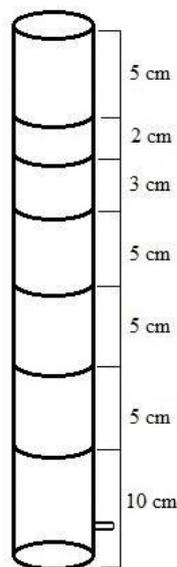
4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Montagem do experimento

O experimento foi conduzido em casa de vegetação na Universidade Federal de Lavras, e constou-se de ensaio em colunas de solo contidas em segmentos de tubo de PVC de 100 mm e 35 cm de comprimento, com a extremidade basal fechada por um cap, perfurada e acoplada a uma saída, para permitir saída da solução percolada, sendo três repetições para cada tratamento.

Os segmentos de tubo de PVC tiveram a superfície lateral interna revestida com material arenoso impregnado na cola de PVC comercial que foi aplicada na superfície lateral interna dos tubos, com o objetivo de evitar caminhos preferenciais para o efluente. Os tubos foram seccionados conforme demonstrado na Figura 2.

Figura 2. Aparato experimental para ensaio com coluna de solo, com especificação do tamanho dos segmentos.

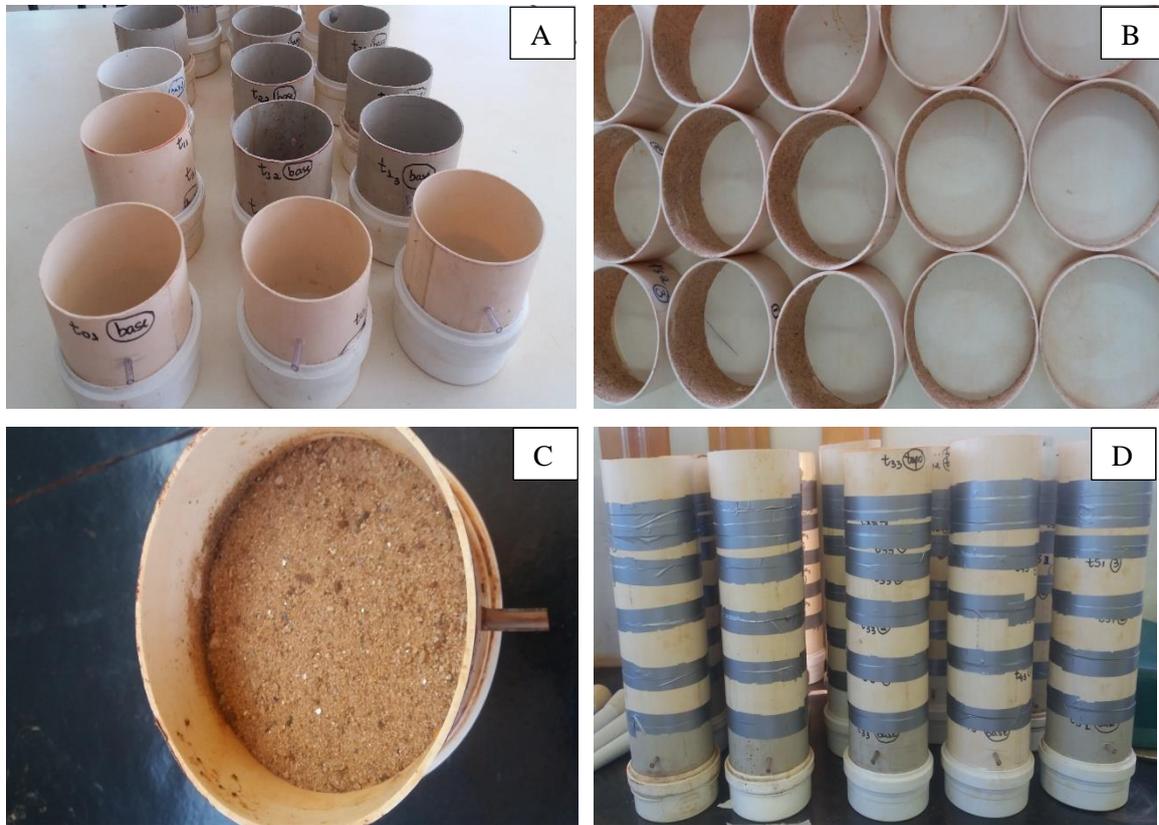


Fonte: Do autor (2020)

Os anéis de PVC foram unidos com fita adesiva plástica, de modo a evitar a perda de água. O anel de 10 cm, posicionado na base da coluna, foi preenchido com areia, sobre a camada de areia a coluna foi preenchida com solo, totalizando uma coluna de solo de 20 cm. Para melhor avaliar a formação de uma crosta seladora, os anéis mais superficiais foram seccionados em 2 e 3 cm. O anel de 5 cm do topo da coluna não foi preenchido, tendo como

utilidade evitar perda de água durante as aplicações. O processo de composição das colunas e seu respectivo preenchimento com solo está especificado na Figura 3.

Figura 3. Processo de montagem das colunas de solo



A: Base das colunas com a extremidade basal fechada por uma tampa e uma saída acoplada; B: anéis de PVC com sua superfície lateral interna revestida com areia; C: Bases das colunas preenchidas com areia; D: anéis de PVC unidos com fita adesiva plástica, colunas montadas e preenchidas com solo.

4.2 Procedimento Experimental

As colunas já montadas passaram por um ciclo de umidecimento, adicionando água até o surgimento da solução percolada, uma vez por semana durante quatro semanas, com objetivo de reestruturar o solo. Após a reestruturação do solo foram feitas as análises de massa específica do solo e de partícula, porosidade total, argila dispersa em água e infiltração de água no solo e foram obtidos os pontos da curva de retenção de água no solo. Para realização destas análises as colunas foram desmontadas, sendo posteriormente remontadas e passando novamente pelo ciclo de umidecimento.

Posteriormente, foi aplicado nas colunas de solo o esgoto sintético e água de abastecimento nas diferentes proporções, de acordo com os tratamentos apresentados na

Tabela 7, até o surgimento da solução percolada. A aplicação do efluente ocorreu uma vez por semana durante quatro meses, a duração do experimento foi definida de acordo com o tempo médio entre a semeadura e colheita de culturas amplamente cultivadas no Brasil, como milho e soja.

Tabela 7 .Proporção da diluição do esgoto sintético e água de abastecimento aplicadas no solo

| Tratamento | Esgoto sintético (%) | Água de abastecimento (%) |
|------------|----------------------|---------------------------|
| T0 | 0 | 100 |
| T1 | 20 | 80 |
| T2 | 40 | 60 |
| T3 | 60 | 40 |
| T4 | 80 | 20 |
| T5 | 100 | 0 |

Após esse período obteve-se a capacidade de infiltração do solo e a condutividade hidráulica do solo saturado e as colunas foram desmanchadas preservando o solo contido em cada anel indeformado para obtenção da massa específica do solo, porosidade total, macroporosidade, microporosidade, argila dispersa em água e obtenção da curva de retenção de água no solo. Segundo Mota et al. (2008) a massa específica de partícula é um atributo estático, pois as mudanças só seriam perceptíveis após um tempo bastante considerável, sendo assim, o valor encontrado de massa específica de partícula antes da aplicação do efluente foi atribuído para os solos em todos os tratamentos.

4.3 Efluente

No experimento foi utilizado um efluente de origem sintética, desenvolvido por Torres (1992) e adaptado por Parsekian (2003), sua composição básica está apresentada nas Tabelas 8, 9 e 10. A utilização de esgotos sintéticos permitem experimentos com alta reprodutibilidade, devido ao conhecimento dos constituintes.

O esgoto sintético foi preparado no laboratório de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da UFLA no dia da aplicação, os componentes sólidos foram pesados em balança de alta precisão e os componentes líquidos eram aferidos com o auxílio de pipetas automáticas. Utilizou-se celulose em folha, sendo necessário homogenizar a solução em um liquidificador. O efluente sintético bruto foi armazenado em um galão de 7,0 L , e as misturas

com água tratada, correspondente a cada tratamento, foram realizadas antes da aplicação com o auxílio de uma proveta.

Tabela 8. Composição do efluente sintético simulando esgoto doméstico.

| Fração orgânica | Porcentagem da DQO | Compostos orgânicos |
|-----------------|--------------------|----------------------|
| Proteínas | 50% | Extrato de carne |
| | | Sacarose (20%) |
| Carboidratos | 40% | Amido de milho (60%) |
| | | Celulose em pó (20%) |
| Lipídios | 10% | Óleo de soja |

Fonte: Torres (1992)

Tabela 9 . Composição do substrato sintético para produção de 1,0 L de esgoto com DQO de aproximadamente 500 mg O₂L⁻¹ .

| Composto orgânico | Unidades | Concentração |
|--------------------------|--------------------|--------------|
| Extrato de carne | g L ⁻¹ | 0,208 |
| Sacarose | g L ⁻¹ | 0,035 |
| Amido comercial | g L ⁻¹ | 0,114 |
| Celulose | g L ⁻¹ | 0,034 |
| Óleo de soja | mL L ⁻¹ | 0,051 |
| Detergente | g L ⁻¹ | 0,114 |
| Bicarbonato de sódio | g L ⁻¹ | 0,200 |
| Solução de sais minerais | mL L ⁻¹ | 5,000 |

Fonte: Parsekian (2003)

Tabela 10 . Concentração das soluções de sais minerais usadas na composição do despejo sintético simulando esgoto doméstico.

| Sais minerais | Concentração (g L ⁻¹) |
|--------------------------------------|-----------------------------------|
| NaCl | 0,2500 |
| MgCl ₂ ·6H ₂ O | 0,0070 |
| CaCl ₂ ·2H ₂ O | 0,0045 |
| KH ₂ PO ₄ | 0,0264 |

Fonte: Parsekian (2003)

A caracterização do efluente foi realizada no Laboratório de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Recursos

Hídricos e Saneamento da UFLA, seguindo a metodologia proposta pela APHA; WEF; AWWA (2012). Foram analisadas as variáveis: potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica (CE), por potenciometria, sólidos totais (ST), sólidos suspensos (SS), sólidos dissolvidos (SS) e óleos e graxas (O&G), por gravimetria, demanda química de oxigênio (DQO), por colorimetria, Nitrogênio total Kjeldahl (NTK), por digestão e Fósforo total (PT), por colorimetria.

No Laboratório de Análises de Solo do Departamento de Ciência do Solo da UFLA foram realizadas as análises de Sódio (Na) após digestão ácida, por fotometria de chama e de Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg), após digestão ácida, por espectrofotometria de absorção atômica (SILVA, 2009). Com base nas concentrações de Na, Ca e Mg (mg L^{-1}) observadas no efluente, determinou-se a Razão de Adsorção de Sódio (RAS), conforme a Equação 1.

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{2}}} \quad (1)$$

Em que :

RAS= razão de adsorção de Sódio (mmolc L^{-1})^{1/2};

Na^+ = concentração de Sódio (mmolc L^{-1});

Ca^{2+} = concentração de Cálcio (mmolc L^{-1});

Mg^{2+} = concentração de Magnésio (mmolc L^{-1}).

4.3 Solo

O solo utilizado no experimento foi classificado como Latossolo Vermelho Distróférrico (LVdf) presente no campus da UFLA. Foram coletados 50 kg do horizonte da camada superficial do solo, a uma profundidade de 0-20 cm, em que do local de coleta foi raspada a superfície do solo, com a finalidade de reduzir a presença de matéria orgânica. Posteriormente, o solo foi seco ao ar, destorroado e passado em peneira com malha de 2,0 mm. Após esse processo inicial, o solo preparado foi utilizado no preenchimento das colunas de solo utilizadas no estudo.

4.3.1 Caracterização física do solo

No Laboratório de Geotecnia e Resíduos Sólidos do Setor de Engenharia Ambiental da UFLA foi realizada a análise de granulometria do solo de acordo com a NBR 7181 (ABNT, 1984), pelo processo combinado de sedimentação e peneiramento. As massas específicas de partícula e do solo e a porosidade foram determinadas de acordo com Embrapa (2017). Para

determinação da massa específica do solo foram extraídas amostras indeformadas com auxílio de anéis metálicos de volume conhecido, já a massa específica de partícula foi determinada utilizando o método do balão volumétrico, no qual uma massa de solo seco conhecida é colocada em um balão volumétrico e este é preenchido com álcool etílico. As equações empregadas para os cálculos das massas específicas de partícula e do solo e a porosidade estão apresentadas a seguir (Equação 2 a 4).

$$D_s = \frac{M_a}{V} \quad (2)$$

Em que:

D_s = massa específica do solo (g cm^{-3});

M_a = massa da amostra de solo seco a 105°C até peso constante (g);

V = volume do cilindro (cm^{-3}).

$$D_p = \frac{M_a}{V_t - V_u} \quad (3)$$

Em que :

D_p = massa específica de partícula (g cm^{-3});

M_a = massa da amostra seca a 105°C (g);

V_t = volume total averido no balão (mL);

V_u = volume utilizado para completar o balão com a amostra (mL).

$$PT = 1 - \frac{D_s}{D_p} \quad (4)$$

Em que:

PT = porosidade total;

D_p = massa específica de partícula (g cm^{-3});

D_s = massa específica do solo (g cm^{-3}).

Para determinação das curvas de retenção de água no solo (CRA), as amostras com estrutura preservada foram inicialmente saturadas e submetidas às tensões matriciais de 2, 4, 6, 10, 33 kPa, utilizando a mesa de tensão, 100 kPa utilizando o extrator de Richards e 500 e 1500 kPa utilizando o psicrômetro WP4 (EMBRAPA, 2017). Essas características foram determinadas no início e no final do experimento, com a finalidade de se verificar as possíveis alterações devido ao selamento do solo pela presença de sólidos e óleos e graxas no efluente aplicado nas colunas de solo. Com os resultados obtidos foram determinadas as umidades na capacidade de campo (θ_{cc}), na tensão de 33 kPa e no ponto de murcha permante (θ_{pmp}) na tensão de 1500 kPa, de acordo com o manual de métodos de análise da Embrapa

(EMBRAPA, 2017) e ajustados os parâmetros do modelo proposto por van Genuchten (1980) (Equação 5) empregando o aplicativo RETC (VAN GENUCHTEN et al., 1991).

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + (\alpha h)^n]^m} \quad (5)$$

Em que:

θ , θ_r e θ_s = umidades volumétricas para um determinado valor de potencial matricial (h) em módulo, residual e de saturação, respectivamente ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$);

α , n e m = parâmetros do modelo proposto por van Genuchten (1980).

Além da porosidade total do solo foram obtidas a macro e microporosidade, sendo esta última definida como o volume de poros que possuem diâmetro menor que $50 \mu\text{m}$, correspondendo a água retida nos poros do solo após aplicação de uma tensão de 6 kPa (Equação 6), a microporosidade foi obtida pela diferença entre a porosidade total e a microporosidade.

$$M_i = \frac{(a-b)}{c} \quad (6)$$

Em que:

M_i = microporosidade ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)

a = massa do solo seco mais água retida, após o equilíbrio com um potencial de 6 kPa

b = massa do solo seco a 105°C (g)

c = volume total da amostra (cm^3)

A argila dispersa em água e o grau de flocculação foram determinados de acordo com a Embrapa (2017) utilizando o método da pipeta. Para o processo de dispersão da argila 20 g do solo seco ao ar foi colocado na garrafa do agitador de Wagner com 300 mL de água deionizada e procedeu a agitação a 50 rpm por 16 h, decorrido o tempo a solução foi transferida para uma proveta de 1,0 L completando com água deionizada e aguardou-se o período de sedimentação. Uma alíquota de 25 mL da suspensão de argila foi transferida para um béquer e levada para secagem em estufa a 105°C por 24 h. As equações para o cálculo da argila dispersa em água (Equação 7) e o grau de foculação (Equação 8) são apresentadas a seguir:

$$ADA = 1000 \frac{(m_{ar} - m_b)f}{m_i R_v} \quad (7)$$

Em que:

ADA = concentração de argila dispersa em água (g kg^{-1});

m_i = massa inicial da amostra (g);

mar = massa de argila, seca em estufa (g);

mb = massa da prova em branco, seca em estufa (g);

Rv = razão do volume pipetando para o volume total da proveta;

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

$$GF = 100 \frac{(a-b)}{a} \quad (8)$$

Em que:

GF = grau de floculação (%);

a = concentração de argila total (g kg⁻¹);

b = concentração de argila dispersa em água (g kg⁻¹).

4.3.2 Infiltração de água no solo

A capacidade de infiltração do solo e a condutividade hidráulica do solo saturado foram obtidas para o solo antes e após a aplicação dos tratamentos. A Figura 4 apresenta o sistema utilizado para determinação da infiltração, que consiste de um permeâmetro de 1,50 m de comprimento e 75 mm de diâmetro, com a extremidade basal fechada e a superior com um registro de esfera por onde se realiza a recarga do mesmo. Por meio de um piezômetro de nível, posicionado lateralmente ao permeâmetro foi possível aferir o volume de água deslocado para retroalimentar as colunas de solo de modo a manter uma carga hidráulica de aproximadamente 2,0 cm no topo da coluna de solo. O tempo entre as aferições do volume de água deslocado foi aferido com o auxílio de um cronômetro. A taxa de infiltração foi determinada por meio da Equação 9, cessando a análise quando a velocidade de infiltração se manteve constante.

$$I = \frac{V}{A \cdot \Delta t} \cdot 10 \quad (9)$$

Em que:

I = taxa de infiltração (cm h⁻¹);

V = volume infiltrado (L);

A = área da coluna de solo (m²);

Δt = variação do tempo (h)

Figura 4. Equipamento utilizado para determinação da capacidade de infiltração e condutividade hidráulica do solo saturado.



Fonte: Do autor (2020)

Com base nos valores experimentais obtidos no ensaio de infiltração foram ajustados os modelos de Horton, Kostiakov e Kostiakov-Lewis (Equações 10 a 12), que posteriormente foram comparados entre si, na descrição do processo de infiltração. No ajuste dos parâmetros, empregou-se a técnica de otimização da minimização da soma dos quadrados dos desvios a partir da rotina Solver da planilha eletrônica Excel.

$$i = i_f + (i_0 - i_f) e^{-\beta t} \quad (10)$$

$$i = \alpha k t^{(\alpha-1)} \quad (11)$$

$$i = \alpha k t^{(\alpha-1)} + i_f \quad (12)$$

Em que:

I = capacidade de infiltração acumulada no tempo t (cm h^{-1});

t = tempo decorrido desde o início do processo (h);

I_f = capacidade de infiltração básica do solo (cm h^{-1});

i_0 = capacidade inicial de infiltração, para $t = 0$ (cm h^{-1});

α, β, k = parâmetros determinados estatisticamente.

4.4 Micrografias do solo

Para avaliar a formação de uma crosta seladora, além do desenvolvimento de hifas e a formação de um biofilme microbiano foi realizado o estudo micrográficos da superfície das colunas de solo. Após os 120 dias de aplicação do esgoto sintético foram coletadas amostras indeformadas de 1,0 cm de diâmetro e 0,5 cm de altura. Por ser uma análise qualitativa foi retirada apenas uma amostra por tratamento. As micrografias do solo foram realizadas no microscópio estereoscópio com epifluorescência (Nikon) no Laboratório de Microscopia Eletrônica e Análise Ultraestrutural no Departamento de Fitopatologia da Escola de Ciências Agrárias da UFLA

4.5 Análises Estatísticas

O experimento foi conduzido segundo o delineamento inteiramente casualizado, sendo as concentrações do efluente os tratamentos, com três repetições. Os resultados das características físicas do solo obtidos na condução do experimento foram avaliados, pela análise de variâncias empregando-se o teste F, em nível de 5% de probabilidade e as médias pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, utilizando o programa de análise estatística SISVAR, versão 5.3 (FERREIRA, 2011). Para avaliar a adequabilidade dos modelos de infiltração calculou-se o erro médio absoluto (Equação 13), raiz do erro quadrático médio (RMSE) (Equação 14) e critério de informação de Akaike corrigido (Equação 15).

$$\text{MAE} = \frac{\sum_{j=1}^n (I(p)_j - I(m)_j)}{n} \quad (13)$$

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n (I(p)_j - I(m)_j)^2}{n}} \quad (14)$$

$$\text{AICc} = n \ln \left(\frac{\sum_{j=1}^n (I(p)_j - I(m)_j)^2}{n} \right) + \frac{2(P+1)(P+2)}{n-P-2} + 2(P+1) \quad (15)$$

Em que:

MAE= erro médio absoluto

RMSE = raiz do erro quadrático médio

AICc = critério de informação de Akaike corrigido

n = número de observações

P = números de parâmetros do modelo

$I(p)$ = valor previsto da infiltração cumulada (cm)

$I(m)$ = valor mensurado da infiltração cumulada (cm)

5.RESULTADOS

5.1 Características iniciais do solo e do efluente

A camada do solo coletado para a montagem do experimento foi caracterizado com relação à análise granulométrica, argila dispersa em água (ADA), massa específica do solo, massa específica de partícula, porosidade total (PT), microporosidade (Mi) e macroporosidade (Ma), conforme os resultados apresentados na Tabela 11. Com os valores encontrados na análise granulométrica, pode-se classificar o solo como de textura argiloso. O valor médio encontrado para massa específica de partícula foi de $2,83 \text{ g cm}^{-3}$, valor próximo ao encontrado por Silva e Castro (2015) e Moraes et al. (2020) para Latossolo Vermelho distroférrico, devido a presença dos óxidos de hematita. Carvalho et al. (2009) encontraram para um LVdf sob sistema de manejo da cultura de cafeeiro pós plantio no município de Lavras -MG, uma porosidade total igual a $0,63 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, macroporosidade de $0,27 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ e microporosidade de $0,36 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, valores bem próximos ao encontrado no presente trabalho. Já Ramos et al. (2013) ao também avaliarem um LVdf sob manejo de cafeicultura encontraram valores de porosidade total de $0,50 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, microporidade igual a $0,32 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ e macroporosidade de $0,18 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$.

O fenômeno de dispersão da argila do solo pode ser provocado pela qualidade da água de irrigação e pelo sistema de manejo do solo (SILVA et al., 2006; ALMEIDA NETO, 2009; RAMOS et al., 2013; GAVILANES et al., 2020). O valor de argila dispersa em água (ADA) encontrado foi de $235,17 \text{ g kg}^{-1}$, valor superior ao observado por Figueiredo (2017) ao avaliar a argila dispersa em água de um LVdf sob diferentes sistemas de manejo, que obteve uma ADA média de $193,49 \text{ g kg}^{-1}$, na camada de 0-20 cm de uma área que utiliza o sistema de plantio direto e $197,01 \text{ g kg}^{-1}$ na parcela arada com discos. Almeida Neto et al. (2009) obtiveram um valor de 340 g kg^{-1} de argila dispersa em água no horizonte B de um LVdf amostrado no município de Barroso-MG.

Tabela 11. Atributos do LVdf antes da irrigação

| Fração (%) | | | | ADA (g kg^{-1}) | Massa específica (g cm^{-3}) | | PT | Mi | Ma |
|--------------|------------|-------|--------|-------------------------------|--|-----------|-------|-------|-------|
| Areia grossa | Areia fina | Silte | Argila | | Solo | Partícula | | | |
| 15,51 | 9,86 | 20,94 | 53,69 | 235,17 | 1,02 | 2,83 | 0,639 | 0,403 | 0,236 |

ADA: argila dispersa em água; PT: porosidade total.; Mi: microporosidade; Ma: macroporosidade

Na Tabela 12 estão apresentadas as características físico-químicas do esgoto sintético

utilizado neste experimento. O valor encontrado do Fósforo total foi bem abaixo do valor médio observado em esgoto sanitários, que segundo Von Sperling (2014) varia entre 4,0 a 15,0 mg L⁻¹. Parsekian (2003) ao caracterizar o efluente sintético encontrou 5,9 mg L⁻¹ de Fósforo total. Esta divergência nos valores encontrados pode ser explicada pela baixa concentração de Fósforo que compõe atualmente os detergentes brasileiros, representando menos de 0,01% do peso do produto (QUEVEDO; PAGANINI, 2016), sendo este a principal fonte de Fósforo do esgoto sintético .

A concentração de sólidos totais do efluente sintético foi abaixo do valor médio observado em esgoto sanitários, que segundo Von Sperling (2014) varia entre 700 e 1350 mg L⁻¹, as concentrações dos sólidos suspensos e dissolvidos também foram inferiores ao relatado como típico pelo autor, todavia o valor encontrado para sólidos suspensos foi superior ao encontrado por Parsekian (2003), de 66 mg L⁻¹, o maior valor encontrado no presente trabalho se deve provavelmente á utilização da celulose em folha.

Elevadas concentrações de sólidos suspensos e óleos e graxas no efluente utilizado em irrigação pode comprometer o sistema de aplicação de água, diminuir a porosidade do solo e a capacidade de infiltração e, causar um selamento superficial do solo (TRAVIS, WEISBROD, GROSS,2008; ALADE et al., 2011; NCIIZAH.;WAKINDIKI, 2015). Nas diretrizes para reutilização de água na agricultura (EPA, 2012) recomenda-se um valor inferior a 30 mg L⁻¹ de Sólidos Suspensos, sendo que para o esgoto sintético utilizado neste trabalho o valor de sólidos suspensos ultrapassa o recomendado, podendo causar efeitos deletérios ao solo. Não se tem um valor recomendado para a concentração de óleos e graxas para o reúso de água para fins agrícolas, se levar como base as condições para lançamento de efluentes em cursos hídricos (BRASIL , 2005), o valor limite para óleos e graxas é 20,0 mg L⁻¹ para óleos minerais e 50,0 mg L⁻¹ para óleos vegetais e gorduras animais.

Outro aspecto importante quando se tem objetivo de utilizar água residuária na agricultura é a concentração de nutrientes, tais como Nitrogênio, Fósforo e Potássio. O valor encontrado para NTK foi de 22 mg L⁻¹,valor próximo ao encontrado por Parsekian (2003) , que foi de 23 mg L⁻¹, este valor deve ser levado em consideração no cálculo da dose de aplicação do efluente em culturas.

Com relação ao pH , o valor encontrado, se encontra na faixa considerada normal para uso na irrigação, que de acordo com Ayers e Westcot (1999), é entre 6,5 e 8,4. O uso de águas com pH fora dessa constitui-se em um risco, pois pode deteriorar tubulações e equipamentos, devido aos efeitos da corrosão e incrustação.

Tabela 12. Características físico-químicas do esgoto sintético.

| Atributos | Valor |
|--|-------|
| Sólidos totais (mg L ⁻¹) | 619,0 |
| Sólidos suspensos (mg L ⁻¹) | 122,0 |
| Sólidos dissolvidos (mg L ⁻¹) | 497,0 |
| DQO (mgO ₂ L ⁻¹) | 687,9 |
| Nitrogênio total Kjeldahl (mgL ⁻¹) | 22,0 |
| Fósforo total (mg L ⁻¹) | 0,9 |
| Óleos e graxas (mg L ⁻¹) | 57,0 |
| pH | 7,9 |

5.2 Razão de adsorção de sódio e argila dispersa em água

A Razão de Adsorção de Sódio (RAS), juntamente com a condutividade elétrica (CE) da água aplicada ao solo é uma forma de se avaliar o risco de dispersão da argila do solo e consequente redução de sua capacidade de infiltração e de salinização do solo. Na Tabela 13 são apresentados os valores da RAS, a condutividade elétrica e a concentração de sólidos dissolvidos para os diferentes tratamentos.

Tabela 13. Razão de adsorção de sódio, condutividade elétrica e sólidos dissolvidos totais das soluções aplicadas no solo

| Tratamento | SDT (mg L ⁻¹) | RAS | CE (dS m ⁻¹) |
|------------|---------------------------|------|--------------------------|
| T0 | 60,1 | 0,2 | 0,093 |
| T1 | 101,8 | 0,8 | 0,135 |
| T2 | 234,7 | 1,5 | 0,178 |
| T3 | 321,4 | 2,5 | 0,226 |
| T4 | 410,2 | 4,3 | 0,268 |
| T5 | 497,0 | 12,7 | 0,397 |

Tendo em vista as diretrizes estabelecidas por Ayers e Westcot (1991) observa-se que, em se tratando de qualidade de água para irrigação quanto à salinidade, o tratamento T5 apresentou grau de restrição para o uso em irrigação de ligeiro a moderado, por apresentar sólidos dissolvidos totais iguais a 497 mg L⁻¹. Para os demais tratamentos não se verificou restrição de uso do esgoto sintético quanto à salinidade e RAS. Quanto ao aspecto problemas de infiltração, o tratamento T3 apresentou restrição ligeiro a moderado e os demais tratamentos apresentaram grau de restrição severo para o uso em irrigação.

A qualidade da água aplicada no solo interfere na estabilidade do solo e na dispersão da argila (ALMEIDA NETO et al., 2009; ALMEIDA et al., 2017; BASGA et al., 2018),

podendo contribuir para a erodibilidade do solo. Os sais presentes na água podem afetar a dupla camada difusa, expandindo ou retraindo-a, de acordo com a natureza e concentração dos cátions presentes (GUPTA et al.; 1984; AMEZKETA, ARAGUES, 1994; MIRANDA et al., 2008). A espessura da dupla camada difusa é governada pelo tamanho do raio hidratado e pela valência dos cátions adsorvidos, assim elevadas concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} no solo resultam em menor espessura da dupla camada elétrica e em menor dispersão da fração argila (SOUSA NETO et al., 2009). Diferentemente, o íon sódio provoca a expansão da espessura da dupla camada difusa, causando a dispersão da argila (RIBEIRO, BARROS e FREIRE, 2009). A dispersão da argila pode promover o adensamento do solo e o aumento da resistência à penetração radicular como consequência da obstrução dos poros pelas argilas dispersas (SPERA et al., 2009; TAVARES-FILHO et al., 2010)

Água com condutividade elétrica inferior a $0,2 \text{ dS m}^{-1}$ tende a lixiviar os sais e minerais solúveis, incluindo os de Ca e Mg, reduzindo sua influência positiva sobre a estabilidade dos agregados e a estrutura do solo. A fração argila dispersa obstrui o espaço poroso, reduzindo acentuadamente a infiltração da água. Além da diminuição consequente da quantidade de água disponível para as culturas, formam-se crostas superficiais que levam a problemas de germinação (AYERS ; WESTCOT, 1991; BAGARELLO et al., 2006).

Almeida Neto et al. (2009) investigaram o efeito da irrigação de água com diferentes CE e RAS na dispersão da argila em solos com diferentes mineralogias e observaram uma diminuição da ADA com o aumento da CE em Latossolos Vermelhos e Vermelho distroféricos, o que também foi observado no presente trabalho na camada mais superficial do solo.

De acordo com o teste F, foram encontradas evidências de diferenças significativas entre a argila dispersa em água nos diferentes tratamentos e camadas do solo. Na Tabela 14 pode-se observar que houve uma variação significativa a 5% de probabilidade na média da ADA nos diferentes tratamentos. Houve uma diminuição nos tratamentos T4 e T5 e um consequente aumento do grau de floculação do solo (Tabela 15) nos anéis mais superficiais da coluna do solo (0 a 10 cm), em função do aporte de matéria orgânica, embora esses tratamentos tenha apresentado uma restrição severa com relação a dispersão da argila e infiltração. Por ser solos com elevado grau de intemperismo, o efeito do aporte de matéria orgânica foi mais favorável à agregação do solo que a dispersão de argila.

Todavia na camada de 10 a 20 cm observa-se o efeito oposto com um aumento da argila dispersa em água nesses tratamentos, o que pode ser explicado pelo acúmulo da matéria

orgânica na camada superior e a infiltração de um efluente com material mais concentrado em agente dispersante, como sódio. Além disso, nos tratamentos T4 e T5 não houve variação significativa da ADA com relação às camadas do solo, já nos demais tratamentos o solo apresentou um maior grau de floculação na camada de 10 a 20 cm. Leal et al. (2009) também obtiveram um aumento da argila dispersa em água na camada de 10-20 cm de um Latossolo irrigado com efluente doméstico tratado em comparação com a parcela controle, todavia na camada mais superficial a ADA não variou de forma significativa.

Tabela 14. Argila dispersa em água do solo em função dos tratamentos empregados no presente trabalho

| Camada (cm) | Argila dispersa em água (g kg ⁻¹) | | | | | |
|----------------|---|-------------|------------|------------|------------|------------|
| | T0 | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| 0-2 | 365,36 aA | 271,64 abA | 276,70 abA | 239,10 abA | 182,80 bA | 189,36 bA |
| 2-5 | 333,03aA | 241,23 abcA | 307,58 abA | 276,28 abA | 170,84 cA | 202,88 bcA |
| 5-10 | 322,50 aA | 247,44 abA | 245,56 abA | 168,51 bAB | 185,83 bA | 192,10 bA |
| 10-15 | 10,12 cB | 16,64 cB | 2,30 cB | 71,48 bcB | 144,22 abA | 190,04 abA |
| 15-20 | 8,94 cB | 10,44 cB | 4,50 cB | 64,19 bcB | 179,51 abA | 197,56 aA |

Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente, maiúsculas na coluna e minúsculas na linha, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

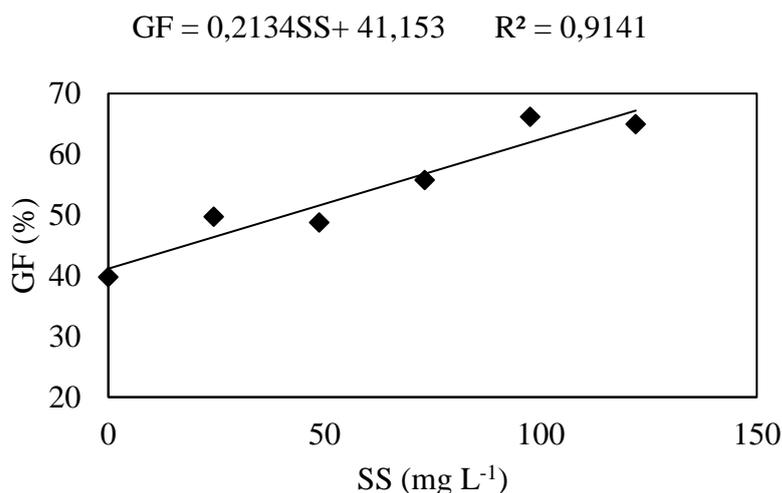
Tabela 15. Grau de floculação em água do solo em função dos tratamentos empregados no presente trabalho

| Camada (cm) | Grau de floculação (%) | | | | | |
|----------------|------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | T0 | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| 0-2 | 39,75 bB | 49,70 abB | 48,76 abB | 55,72 abB | 66,15aA | 64,93 aA |
| 2-5 | 38,33 bB | 55,33ab B | 43,04 bB | 48,84 abB | 68,36 aA | 62,43 abA |
| 5-10 | 40,43 bB | 54,18 abB | 54,53 abB | 68,79 aAB | 65,59 aA | 64,43 abA |
| 10-15 | 98,23 aA | 96,92 aA | 99,57 aA | 86,79 abA | 73,29 bcA | 64,81 cA |
| 15-20 | 98,34 aA | 98,07 aA | 99,17 aA | 88,11 abA | 66,76 bA | 63,41 bA |

O aumento da agregação do solo nas camadas mais superficiais do solo, pela aplicação de efluente também foi observado por Tunc e Sahin (2015) que obtiveram um aumento na estabilidade dos agregados de solos irrigados, por 2 anos, com água residuária tratada em comparação com água doce, mesmo com esta última apresentando menores valores de RAS e condutividade elétrica. A Figura 5 apresenta a correlação entre a concentração de sólidos suspensos e o grau de floculação, para a camada de 0-2 cm do solo, com um aumento do grau

de floculação com o aumento dos sólidos suspensos, que segundo Gaspareto et al. (2009) o grau de floculação da argila se correlaciona positivamente com os teores de H^+ , Al^{3+} e matéria orgânica, resultado semelhante ao obtido neste trabalho.

Figura 5. Grau de floculação do solo em função dos sólidos suspensos do efluente aplicado para a camada de 0-2 cm



Gloaguen et al. (2010) ao realizarem uma análise multivariada das mudanças físicas e químicas de um Latossolo Vermelho Distrófico, irrigado com água residuária tratada, por 2 anos, obtiveram uma correlação oposta entre a ADA e volume de microporos e uma correlação positiva entre ADA e volume de criptoporos, apontando uma mudança na distribuição do tamanho dos poros com a aplicação de água residuária. Segundo os autores, esses resultados se devem a dispersão da argila causada pelo Sódio presente no efluente, causando uma diminuição do volume inter-agregado e a expansão dos colóides devido a difusão do Sódio, causando um aumento no volume intra-agregado.

5.3 Massa específica do solo e porosidade

O conhecimento da porosidade total do solo é importante para se entender o movimento e a retenção de água, ar e solutos no solo. Na Tabela 16 são apresentadas as massas específicas dos solos, as quais apresentaram diferenciação significativas entre os tratamentos e as camadas do solo, de acordo com o teste F. Todavia, observa-se que não houve uma diferenciação muito expressiva nas massas específicas dos solos de acordo com os diferentes tratamentos empregados. O solo tratado com efluente bruto apresentou um valor médio de massa específica igual a $1,19 \text{ g cm}^{-3}$ na camada mais superficial do solo, todavia esse valor não se diferenciou estatisticamente dos tratamentos T4, T3 e T2 para a mesma

camada, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 16. Massa específica do solo em função dos tratamentos empregados no presente trabalho

| Camada (cm) | Massa específica do solo (g cm^{-3}) | | | | | |
|----------------|---|---------|----------|----------|-----------|-----------|
| | T0 | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| 0-2 | 1,03 bA | 1,04 bA | 1,08 abA | 1,07 abA | 1,16 abA | 1,19 aA |
| 2-5 | 1,06 aA | 0,98 aA | 1,09 aA | 1,08 aA | 1,10 aAB | 1,06 aAB |
| 5-10 | 1,07abA | 0,98 bA | 1,00 bA | 1,13 aA | 1,07 abAB | 1,05 abAB |
| 10-15 | 1,08 aA | 1,05 aA | 1,06 aA | 1,06 aA | 1,07 aAB | 1,07 aAB |
| 15-20 | 1,12 aA | 1,05 aA | 1,06 aA | 1,13 aA | 1,02 aB | 1,02 aB |
| Média | 1,07 ab | 1,02 b | 1,06 ab | 1,09 a | 1,09 a | 1,08 ab |

Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente, maiúsculas na coluna e minúsculas na linha, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Com relação à profundidade apenas os tratamentos T4 e T5 apresentaram diferenças significativas, com uma maior massa específica na camada 0-2 cm em comparação com a camada 15-20 cm. Com o aumento da massa específica do solo nos tratamentos T4 e T5 para a camada mais superficial há uma redução na porosidade total, como apresentado na Tabela 17. A diminuição da porosidade total, principalmente na camada mais superficial do solo é atribuída a oclusão dos poros decorrente da acumulação de sólidos suspensos, crescimentos de filmes microbianos e formação de géis inorgânicos (MAGESAN et al., 2000; COPPOLA et al., 2004; GUO et al., 2018), além disso o efluente bruto apresenta os maiores valores de sólidos suspensos, CE, RAS e íons Sódio. No entanto, na literatura existem resultados contraditórios sobre os impactos da aplicação da água residuária sobre as propriedades do solo.

Tabela 17. Porosidade do solo em função dos tratamentos empregados no presente trabalho

| Camada (cm) | Porosidade ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) | | | | | |
|----------------|---|----------|-----------|-----------|------------|------------|
| | T0 | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| 0-2 | 0,636 aA | 0,633 aA | 0,618 abA | 0,622 abA | 0,590 abB | 0,579 bB |
| 2-5 | 0,625 aA | 0,654 aA | 0,615 aA | 0,618 aA | 0,638 aAB | 0,625 aAB |
| 5-10 | 0,622 abA | 0,654 aA | 0,647 aA | 0,629 abA | 0,621 abAB | 0,594 abAB |
| 10-15 | 0,618 aA | 0,629 aA | 0,625 aA | 0,625 aA | 0,622 aAB | 0,622 aAB |
| 15-20 | 0,604 aA | 0,629 aA | 0,625 aA | 0,601 aA | 0,645 aA | 0,640 aA |
| Média | 0,621ab | 0,640 a | 0,625 ab | 0,619 b | 0,623 ab | 0,612 b |

Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente, maiúsculas na coluna e minúsculas na linha, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O aumento da massa específica do solo e diminuição da porosidade pela aplicação de água residuária encontrado neste trabalho também foi observado por Souza et al. (2010) ao estudarem as alterações nos atributos físicos de um Cambissolo ao aplicar água residuária tratada. Coppola et al. (2004) também obtiveram esses resultados ao avaliaram as consequências do uso de água residuária municipal tratada no comportamento físico-hídrico do solo na região sul da Sardenha-Itália. Aiello et al. (2007) ao avaliarem a aplicação de água residuária tratada por gotejamento em uma plantação de tomates também observaram um aumento da massa específica do solo na camada mais superficial. Sou et al. (2013) observaram que a irrigação com água residuária aumentou a massa específica do solo e diminuiu a porosidade do solo, especialmente na camada de 10-20 cm.

Em contrapartida Ababsa et al. (2020) encontraram uma menor massa específica do solo e maior porosidade em solos irrigados por mais de 60 anos com água residuária bruta e água residuária tratada e relacionaram com o aumento da macrofauna do solo. Abd-Elwahed (2019) avaliou uma fazenda localizada na cidade do Cairo, Egito, que utiliza água residuária municipal para irrigação há mais de 100 anos e observou uma diminuição da massa específica do solo e aumento da porosidade. Biswas e Mojid (2018) observaram um aumento de 6,02% na porosidade de um solo irrigado com água residuária não tratada em comparação com uma parcela do solo irrigada com água doce. Os autores atribuíram o aumento da porosidade ao maior teor de matéria orgânica e melhor agregação do solo decorrentes da irrigação com efluentes.

Todavia há autores que não observaram alterações na massa específica do solo pela aplicação de água residuária, dentre os quais estão os trabalhos de Alves et al. (2015) que avaliaram os efeitos da aplicação de diferentes doses de água residuária tratada sobre os atributos físicos de um Latossolo Vermelho distrófico cultivado com Banana 'Prata-Anã'. Leuther et al. (2019) também não encontraram uma variação significativa na massa específica de um solo de classe franco-argila arenosa irrigado por longo período de tempo com água residuária tratada, além de observarem o desenvolvimento de uma rede de macroporos conectadas, independente da qualidade da água de irrigação.

A variação dos resultados encontrados com relação à porosidade de solos irrigados com efluentes pode ter forte influência do tempo de irrigação, já que diversos estudos demonstram que o tempo de irrigação pode afetar significativamente as propriedades físico-químicas e microbiológicas do solo (LUCHO-CONSTANTINO et al., 2005; OMRON et al., 2012; GUO et al., 2014), havendo uma correlação positiva entre o tempo de irrigação com efluentes e o conteúdo de Carbono orgânico total e atividade da fauna do solo. Todavia o

tempo empregado nesses trabalhos são superiores a uma década, não se podendo fazer uma correlação entre melhora nos atributos físicos do solo e o tempo em meses ou poucos anos.

A distribuição dos poros na matriz do solo desempenha papel fundamental entre as fases sólidas, líquidas e gasosas, condicionando o comportamento físico-hídrico do solo e influenciando o potencial agrícola do solo. Os microporos do solo juntamente com as forças capilares e adsortivas são responsáveis pela retenção de água no solo, enquanto os macroporos são responsáveis pela aeração e drenagem. No presente estudo, de acordo com o teste F, não foram encontradas evidências de diferenças significativas entre os tratamentos em relação a microporosidade do solo como apresentado na Tabela 18. Souza et al. (2010), Alves et al. (2015) e Leuther et al. (2018) também não encontraram uma diferenciação significativa da microporosidade de solos irrigados com água doce e água residuária tratada. Desta forma, a diminuição da porosidade total dos tratamentos que receberam o esgoto sintético em maior concentração é atribuída à diminuição dos macroporos.

Tabela 18. Macroporosidade e microporosidade do solo em função dos tratamentos empregados no presente trabalho

| Camada (cm) | Macroporosidade (m^3m^{-3}) | | | | | |
|----------------|---------------------------------|----------|-----------|-----------|------------|-----------|
| | T0 | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| 0-2 | 0,245 aA | 0,215abA | 0,198 abA | 0,200 abA | 0,199 abAB | 0,183 bA |
| 2-5 | 0,211 abA | 0,272 aA | 0,188 bA | 0,218 abA | 0,248 abA | 0,197 abA |
| 5-10 | 0,201 abA | 0,255 aA | 0,217 abA | 0,198 abA | 0,195 abAB | 0,167 bA |
| 10-15 | 0,194 aA | 0,203 aA | 0,206 aA | 0,189 aA | 0,200 aAB | 0,201 aA |
| 15-20 | 0,167 aA | 0,207 aA | 0,198 aA | 0,221 aA | 0,160 aB | 0,152 aA |
| Média | 0,204 ab | 0,230 a | 0,201ab | 0,205 ab | 0,200 ab | 0,180 b |
| Camada (cm) | Microporosidade (m^3m^{-3}) | | | | | |
| | T0 | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| 0-2 | 0,411 aA | 0,419 aA | 0,420 aA | 0,422 aA | 0,391 aA | 0,397 aA |
| 2-5 | 0,414 aA | 0,382 aA | 0,426 aA | 0,408 aA | 0,391 aA | 0,421 aA |
| 5-10 | 0,422 aA | 0,399 aA | 0,429 aA | 0,431 aA | 0,426 aA | 0,427 aA |
| 10-15 | 0,423 aA | 0,423 aA | 0,421 aA | 0,432 aA | 0,423 aA | 0,424 aA |
| 15-20 | 0,437 aA | 0,423 aA | 0,426 aA | 0,428 aA | 0,450 aA | 0,448 aA |
| Média | 0,421 a | 0,409 a | 0,427 a | 0,424 a | 0,416 a | 0,423 a |

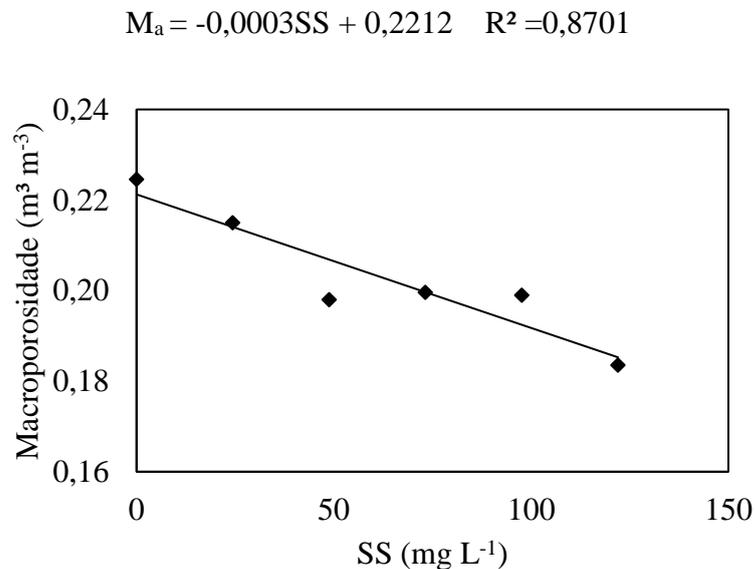
Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente, maiúsculas na coluna e minúsculas na linha, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Na Figura 6 é apresentada a correlação entre a concentração de sólidos suspensos do efluente e a macroporosidade do solo para a camada de 0-2 cm. A diminuição da

macroporosidade do solo foi inversamente proporcional a concentração de sólidos suspensos no esgoto sintético para a camada de 0-2 cm de solo e o tratamento T5 apresentou o menor valor de macroporosidade na camada de 0-20 cm, esses resultados sugerem uma diminuição da macroporosidade devido à obstrução dos macroporos pelos sólidos suspensos.

Guo et al. (2018) compararam os efeitos da irrigação com água de esgotamento sanitário e água subterrânea na porosidade do solo, empregando a técnica da tomografia computadorizada. Os autores verificaram uma diminuição dos macroporos nas áreas agrícolas irrigadas com o efluente, além de uma correlação da diminuição da macroporosidade com o acúmulo de nutrientes e metais na camada superior do solo, resultado semelhante ao obtido neste trabalho. Souza et al. (2010) também relataram uma diminuição da macroporosidade de um Cambissolo pela aplicação de água residuária tratada em comparação a área irrigada com água doce, todavia eles relacionaram a diminuição da macroporosidade com o aumento da argila dispersa em água, o que não foi observado no presente trabalho.

Figura 6. Macroporosidade do solo em função dos sólidos suspensos do efluente aplicado para a camada de 0-2 cm



5.4 Curva de retenção de água no solo

De acordo com o teste F, foram encontradas evidências de diferenças significativas entre os tratamentos com relação às umidades de saturação, capacidade de campo e ponto de murcha permanente nas diferentes camadas do solo e tratamentos, como apresentado na Tabela 19. Observa-se na referida tabela que na camada de 0-2 cm os tratamentos T4 e T5 apresentaram os menores valores de umidade de saturação, indo de encontro com os menores valores de porosidade total encontrado para esses tratamentos.

Com relação ao ponto de murcha permanente, não foram encontradas variações significativas entre o tratamento T0 e T5, sendo o tratamento T1 o que apresentou o maior valor na camada de 0-20 cm. Gonçalves et al. (2010) encontraram valores médios de umidade residual superiores nas áreas irrigadas com águas residuária e subterrânea sódica em comparação com o controle não irrigado. Todavia, os autores não encontraram diferenças significativas na umidade de saturação e de capacidade de campo, o que também foi observado no presente trabalho ao avaliar o valor médio da camada de 0-20 cm.

O maior valor de θ_{pmp} encontrado para o tratamento T1 sugere um incremento dos criptoporos do solo, que são poros com diâmetro inferior a $0,1 \mu\text{m}$ no qual a água armazenada não fica disponível para as plantas, além disso, o tratamento T1 também apresentou maior macroporosidade e menor massa específica do solo, quando avaliada a camada de 0-20 cm. Isso pode ser explicado pelo maior aporte de matéria orgânica no solo, em comparação com o tratamento T0, porém não causou a obstrução dos poros ou selamento superficial e auxiliou na estruturação do solo. Tunc e Sahin (2015) avaliaram os efeitos nas propriedades físico-hídricas de um Aridisol (Gleissolos sálidos, segundo SiBCS (2018)) após aplicação de efluente doméstico tratado, água doce e uma mistura proporcional entre os dois, e observaram um acréscimo na estabilidade dos agregados e na porosidade nos tratamentos com efluente, além de um aumento nos microporos e criptoporos na camada de 0-20 cm e um volume estatisticamente semelhante nos macroporos entre os tratamentos com água doce e a mistura.

Tabela 19. Umidade volumétrica de saturação, capacidade de campo e ponto de murcha permanente em função dos tratamentos empregados no presente trabalho.

| Camada (cm) | θ saturação ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) | | | | | |
|----------------|--|-----------|-----------|-----------|------------|------------|
| | T0 | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| 0-2 | 0,633 abA | 0,656 aA | 0,667 aA | 0,652 aA | 0,597 bB | 0,589 bA |
| 2-5 | 0,598 aAB | 0,618 aA | 0,607 aAB | 0,617 aAB | 0,608 aAB | 0,607 aA |
| 5-10 | 0,594 abAB | 0,634 aAB | 0,575 abB | 0,563 bB | 0,622 abA | 0,549 bB |
| 10-15 | 0,569 abB | 0,550 bB | 0,571 abB | 0,602 aAB | 0,611 aAB | 0,578 abAB |
| 15-20 | 0,599aAB | 0,595aAB | 0,555 aB | 0,608 aAB | 0,615 aAB | 0,589 aA |
| Média | 0,599a | 0,611a | 0,595a | 0,608a | 0,611a | 0,582a |
| Camada (cm) | θ capacidade de campo ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) | | | | | |
| | T0 | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| 0-2 | 0,333 bA | 0,351 abA | 0,367 abA | 0,355 abA | 0,347 abA | 0,371aA |
| 2-5 | 0,341 aA | 0,344 aA | 0,327 aB | 0,327 aA | 0,344 aA | 0,341 aAB |
| 5-10 | 0,332 abA | 0,339 aA | 0,341 aAB | 0,332 abA | 0,321 abA | 0,298 bC |
| 10-15 | 0,339 aA | 0,350 aA | 0,338 aAB | 0,322 aA | 0,327 aA | 0,324 aBC |
| 15-20 | 0,326 aA | 0,346 aA | 0,336 aAB | 0,328 aA | 0,339 aA | 0,331 aBC |
| Média | 0,334 a | 0,341 a | 0,342 a | 0,333 a | 0,336 a | 0,333 a |
| Camada (cm) | θ ponto de murcha permanente ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) | | | | | |
| | T0 | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| 0-2 | 0,215 aA | 0,228 aA | 0,217 aA | 0,222 aAB | 0,209 aB | 0,224 aA |
| 2-5 | 0,209 bA | 0,250 aA | 0,216 bA | 0,212 bB | 0,221 abAB | 0,209 bA |
| 5-10 | 0,225 abA | 0,233 abA | 0,231 abA | 0,245 aA | 0,247 aA | 0,213 bA |
| 10-15 | 0,215 abA | 0,233 aA | 0,219 abA | 0,213 abB | 0,213 abB | 0,209 bA |
| 15-20 | 0,208 abA | 0,232 aA | 0,208 abA | 0,227 aAB | 0,201 bB | 0,220 aA |
| Media | 0,214 b | 0,235 a | 0,218 b | 0,224 ab | 0,218 b | 0,215 b |

Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente, maiúsculas na coluna e minúsculas na linha, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A água total disponível no solo corresponde ao conteúdo volumétrico de água entre a capacidade de campo e o ponto de murcha permanente. De acordo com o teste F, foram encontradas evidências de diferenças significativas entre os tratamentos e as camadas do solo com relação à água total disponível. Na Tabela 20 estão apresentados os valores de água total disponível, na qual na camada de 5-10 cm é possível observar uma diminuição da água disponível nos tratamentos T3, T4 e T5. Efeito oposto foi observado por Loy et al. (2018) que obtiveram como resultado, um aumento na água disponível na camada de 0-15 cm do solo,

irrigado com efluente municipal tratado e uma diminuição nas camadas subsequente (15-72 cm).

Tabela 20. Água total disponível em função dos tratamentos empregados no presente trabalho

| Camada (cm) | Água total disponível ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) | | | | | |
|----------------|--|----------|----------|-----------|----------|-----------|
| | T0 | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| 0-2 | 0,118 aA | 0,123 aA | 0,150 aA | 0,133 aA | 0,137 aA | 0,147 aA |
| 2-5 | 0,132 aA | 0,094 aA | 0,111 aA | 0,115 aA | 0,123 aA | 0,132 aA |
| 5-10 | 0,107 aA | 0,105 aA | 0,110 aA | 0,087 abB | 0,074 bB | 0,085 abB |
| 10-15 | 0,124 aA | 0,117 aA | 0,119 aA | 0,109 aA | 0,114 aA | 0,111 aA |
| 15-20 | 0,118 aA | 0,114 aA | 0,128 aA | 0,101 aAB | 0,138 aA | 0,111 aA |
| Média | 0,120 a | 0,111 a | 0,124 a | 0,109 a | 0,117 a | 0,117 a |

Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente, maiúsculas na coluna e minúsculas na linha, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A Tabela 21 apresenta os parâmetros de ajuste do modelo de van Genuchten para descrever as curvas de retenção da água do solo, para as diferentes camadas que comportam as colunas experimentais e os tratamentos (Figuras 8 a 12) e na Tabela 22 são apresentados os parâmetros de ajuste do modelo de van Genuchten para descrever a curva de retenção da água do solo antes da aplicação dos tratamentos (Figura 7). Para todas as camadas de solo e tratamentos, pode-se observar perfeito ajuste do modelo de van Genuchten aos pontos observados com coeficientes de determinação (R^2) acima de 0,95. Pelos parâmetros α e n dos modelos de van Genuchten ajustados para descrever as curvas de retenção da água no solo, pode-se verificar que a redução da macroporosidade na camada de 0-2 cm, proporcionou uma tendência no aumento do potencial de entrada de ar no solo ($h_b = 1/\alpha$) e uma redução no ponto de inflexão da curva (n), limite empregado para delimitar os espaços porosos ocupados pelo micro e macroporos.

Tabela 21. Parâmetros do modelo de Van Genuchten para as diferentes camadas e tratamentos

| Parâmetro | Tratamentos | | | | | |
|----------------------------|-------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | T0 | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| Camada de 0-2 cm | | | | | | |
| θ_s (m^3m^{-3}) | 0,633 | 0,656 | 0,667 | 0,652 | 0,597 | 0,589 |
| θ_r (m^3m^{-3}) | 0,215 | 0,228 | 0,217 | 0,222 | 0,209 | 0,224 |
| α (kPa^{-1}) | 1,820 | 5,665 | 2,993 | 2,513 | 2,233 | 1,419 |
| N | 1,332 | 1,253 | 1,282 | 1,287 | 1,277 | 1,274 |
| M | 0,249 | 0,202 | 0,220 | 0,223 | 0,217 | 0,215 |
| R^2 | 0,982 | 0,970 | 0,965 | 0,975 | 0,972 | 0,963 |
| Camada de 2-5 cm | | | | | | |
| θ_s (m^3m^{-3}) | 0,598 | 0,618 | 0,607 | 0,617 | 0,608 | 0,607 |
| θ_r (m^3m^{-3}) | 0,209 | 0,250 | 0,216 | 0,212 | 0,221 | 0,209 |
| α (kPa^{-1}) | 0,747 | 2,135 | 1,689 | 2,289 | 3,130 | 2,126 |
| N | 1,438 | 1,44 | 1,353 | 1,310 | 1,305 | 1,316 |
| M | 0,305 | 0,306 | 0,261 | 0,237 | 0,234 | 0,240 |
| R^2 | 0,982 | 0,998 | 0,983 | 0,977 | 0,984 | 0,983 |
| Camada de 5-10 cm | | | | | | |
| θ_s (m^3m^{-3}) | 0,594 | 0,644 | 0,575 | 0,563 | 0,622 | 0,549 |
| θ_r (m^3m^{-3}) | 0,225 | 0,233 | 0,231 | 0,245 | 0,247 | 0,213 |
| α (kPa^{-1}) | 2,054 | 4,265 | 0,809 | 1,378 | 2,603 | 1,086 |
| N | 1,307 | 1,321 | 1,395 | 1,457 | 1,377 | 1,325 |
| M | 0,235 | 0,243 | 0,283 | 0,314 | 0,274 | 0,245 |
| R^2 | 0,984 | 0,992 | 0,988 | 0,995 | 0,994 | 0,961 |
| Camada de 10-15 cm | | | | | | |
| θ_s (m^3m^{-3}) | 0,569 | 0,540 | 0,571 | 0,602 | 0,611 | 0,578 |
| θ_r (m^3m^{-3}) | 0,215 | 0,233 | 0,219 | 0,213 | 0,213 | 0,209 |
| α (kPa^{-1}) | 1,082 | 2,041 | 0,909 | 1,922 | 2,203 | 1,147 |
| n | 1,308 | 1,255 | 1,381 | 1,321 | 1,313 | 1,365 |
| m | 0,236 | 0,203 | 0,276 | 0,243 | 0,238 | 0,268 |
| R^2 | 0,980 | 0,984 | 0,991 | 0,981 | 0,988 | 0,973 |
| Camada de 15-20 cm | | | | | | |
| θ_s (m^3m^{-3}) | 0,599 | 0,595 | 0,555 | 0,608 | 0,615 | 0,589 |
| θ_r (m^3m^{-3}) | 0,208 | 0,232 | 0,208 | 0,227 | 0,201 | 0,220 |
| α (kPa^{-1}) | 1,147 | 5,726 | 0,898 | 1,660 | 1,403 | 1,616 |
| n | 1,365 | 1,247 | 1,350 | 1,364 | 1,312 | 1,321 |
| m | 0,268 | 0,198 | 0,259 | 0,267 | 0,238 | 0,243 |
| R^2 | 0,959 | 0,989 | 0,986 | 0,979 | 0,977 | 0,991 |

Tabela 22. Parâmetros do modelo de van Genuchten para o solo antes da aplicação dos tratamentos

| Parâmetros | |
|----------------------------|--------|
| θ_s (m^3m^{-3}) | 0,6398 |
| θ_r (m^3m^{-3}) | 0,2032 |
| α (kPa^{-1}) | 1,7903 |
| N | 1,3595 |
| M | 0,2644 |
| R^2 | 0,9884 |

Figura 7. Curvas de retenção de água no solo antes da aplicação dos tratamentos

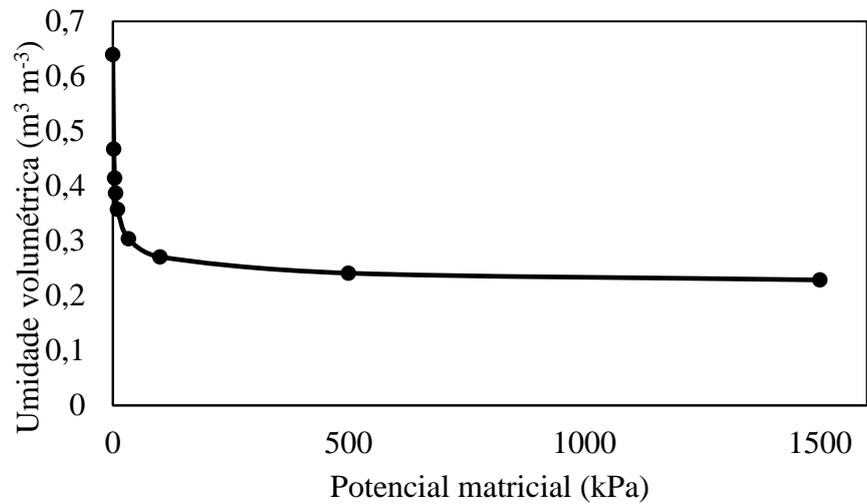


Figura 8. Curvas de retenção de água no solo para a camada de 0-2 cm para os diferentes tratamentos

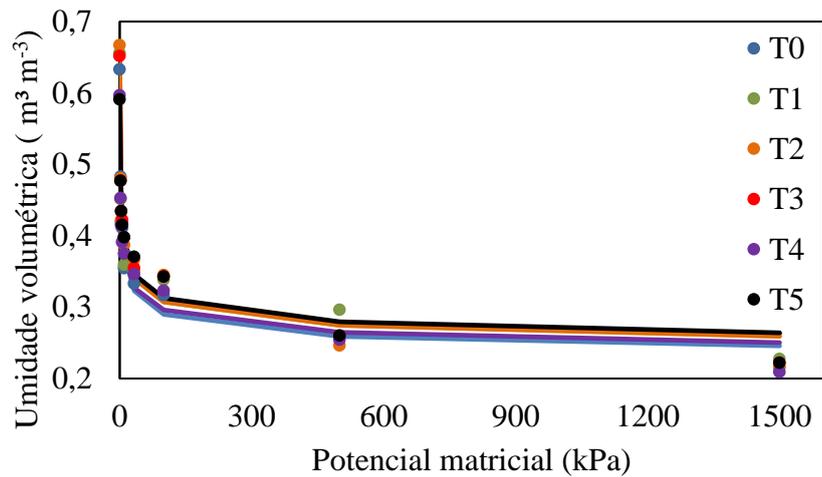


Figura 9. Curvas de retenção de água no solo para a camada de 2-5 cm para os diferentes tratamentos

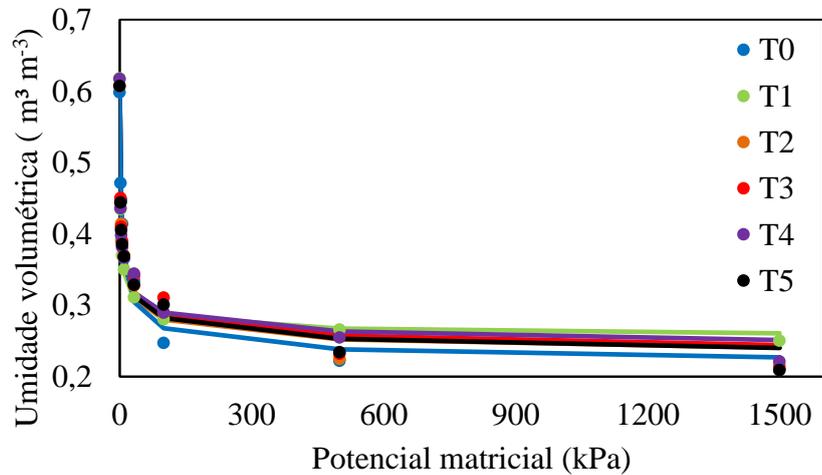


Figura 10. Curvas de retenção de água no solo para a camada de 5-10 cm para os diferentes tratamentos

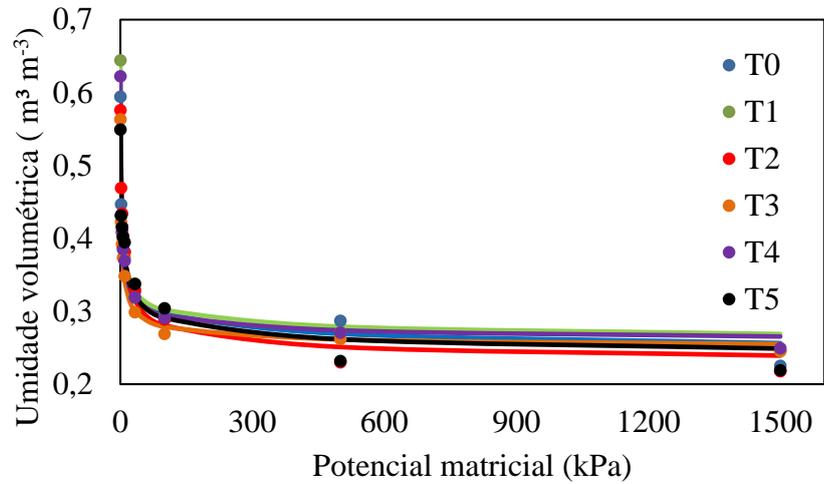


Figura 11. Curvas de retenção de água no solo para a camada de 10-15 cm para os diferentes tratamentos

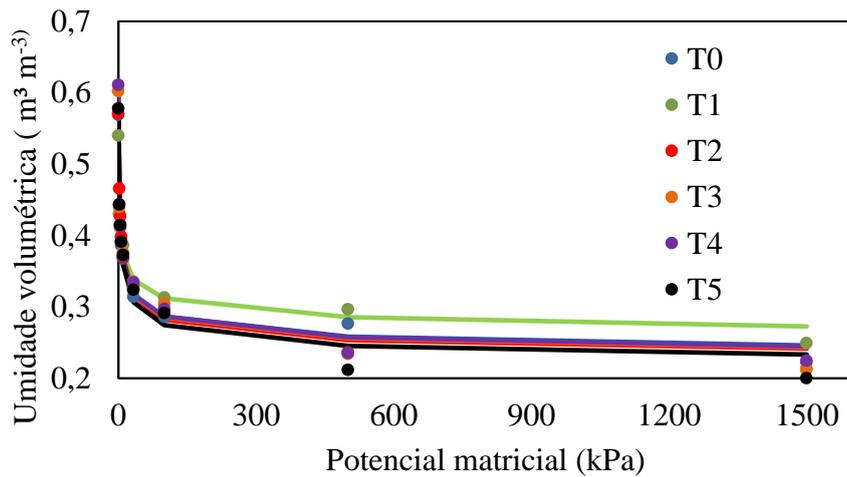
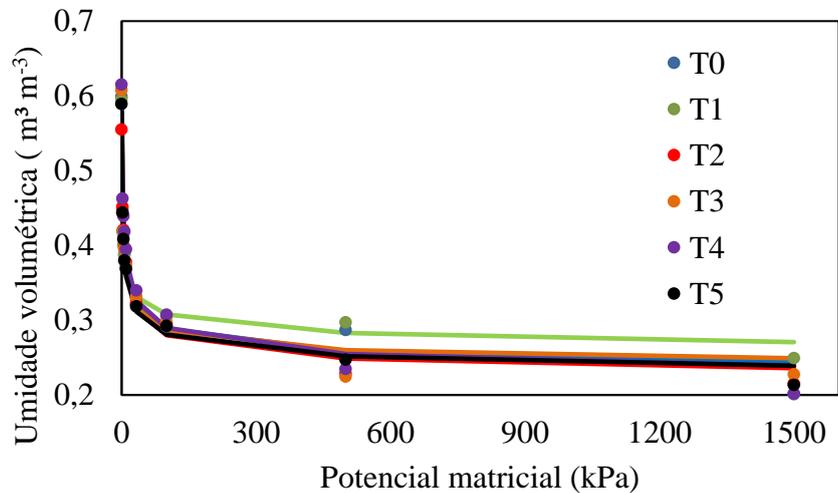


Figura 12. Curvas de retenção de água no solo para a camada de 15-20 cm para os diferentes tratamentos



5.5 Capacidade de infiltração

A infiltração de água no solo tem um papel substancial na hidrologia superficial e subterrânea, geração de escoamento, erosão do solo, irrigação e agricultura (LASSABATERE et al. 2010, ARAGHI et al. 2013). Conseqüentemente, vários modelos físicos e empíricos foram desenvolvidos para quantificar a infiltração de água no solo, cada um se mostrando mais apropriado para os dados medidos em especial circunstâncias. Neste estudo foi comparado o ajuste dos modelos de Kostiakov, Kostiakov-Lewis e Horton. As Figuras 13 e 14 apresentam a comparação entre a infiltração de água acumulada no solo e a calculada pelos modelos ajustados, em termos dos índices estatísticos RMSE e MAE. Percebe-se que o ajuste do modelo de Kostiakov-Lewis apresentou os menores valores de RMSE e MAE em todos os tratamentos, apresentando valores RMSE e MAE próximos a zero nos tratamentos T0 e T3, com os valores dos erros médios absolutos de 0,111, 0,143 e raízes dos erros quadráticos médios de 0,173 ,0,168, respectivamente. Esses valores de RMSE e MAE indicam que o modelo de Kostiakov-Lewis tem tendência muito pequena em subestimar ou superestimar a infiltração acumulada.

Figura 13. Erro médio absoluto da infiltração acumulada dos diferentes modelos aplicados nos tratamentos empregados no presente trabalho

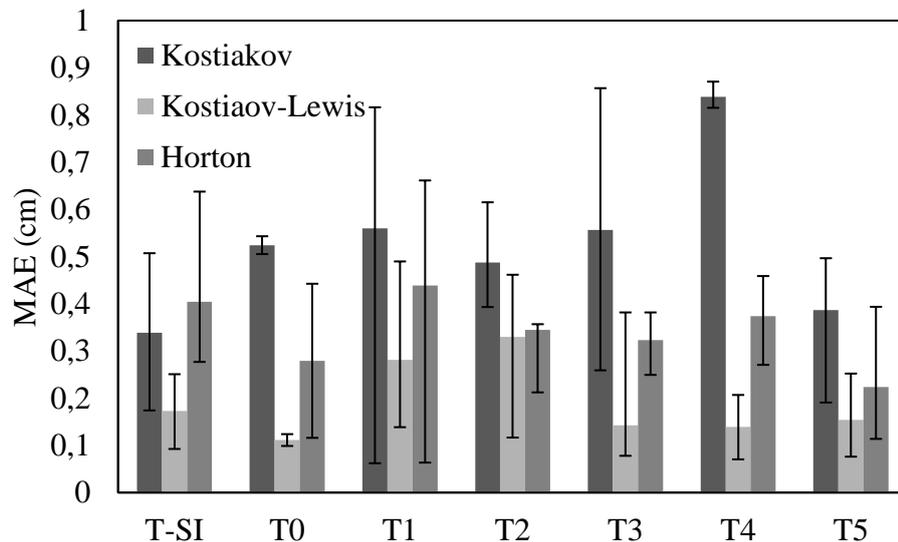
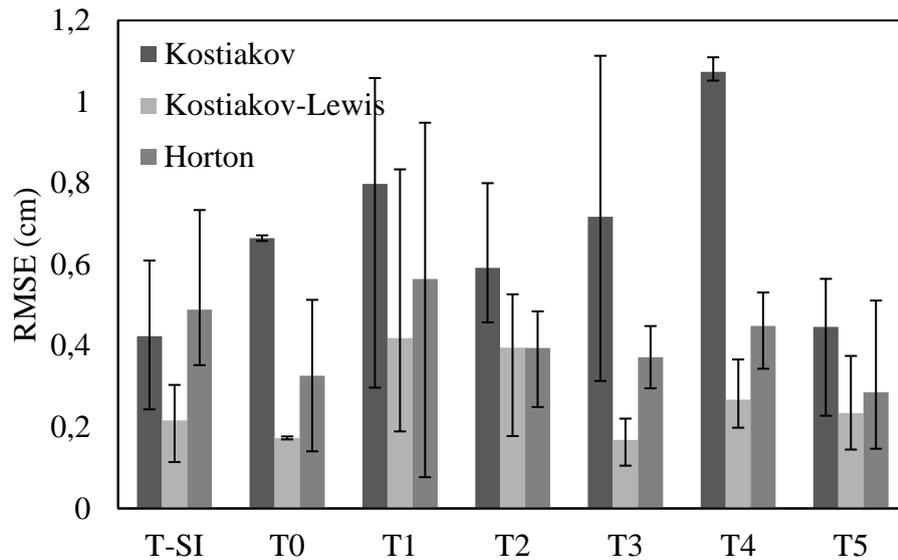


Figura 14. Raiz do erro quadrático médio



Os modelos de infiltrações avaliados possuem números de parâmetros diferentes, isso pode tornar o modelo com o maior número de parâmetros mais flexível. Para eliminar a influência do número de parâmetros na precisão dos ajustes dos modelos, a sua adequação foi classificada com base no critério de informação de Akaike corrigido (AICc). O modelo que apresenta o menor AIC é considerado o mais preciso, desta forma, com base nos resultados obtidos (Tabela 23), os modelos foram classificados na forma decrescente de precisão da seguinte forma: Kostiakov-Lewis > Horton > Kostiakov, para todos os tratamentos.

Para o solo antes da aplicação dos tratamentos o modelo de Horton apresentou o menor AICc, sendo os modelos classificados na seguinte forma: Kostiakov-Lewis > Kostiakov > Horton, reiterando os resultados encontrados com os índices estatísticos RMSE e MAE. A melhor adequação do modelo de Kostiakov-Lewis também foi observada por Razzaghi et al. (2016) ao selecionarem modelos de infiltração para uma região semiárida irrigada com água residuária tratada. Araghi et al. (2013) observaram que, embora o modelo Kostiakov-Lewis tenha quantificado melhor a infiltração cumulativa, o modelo de Horton forneceu estimativas mais precisas da taxa de infiltração.

Tabela 23. Comparação dos modelos com a utilização do critério de informação de Akaike

| Tratamento | Kostiakov | Kostiakov-Lewis | Horton |
|------------|-----------|-----------------|----------|
| T-SI | -108,905 | -188,396 | -82,362 |
| T0 | -39,702 | -189,234 | -140,495 |
| T1 | -35,167 | -117,186 | -92,094 |
| T2 | -60,970 | -94,232 | -89,926 |
| T3 | -50,996 | -208,101 | -118,847 |
| T4 | 6,821 | -177,747 | -108,131 |
| T5 | -65,662 | -97,932 | -95,938 |

Os parâmetros α , β e K ajustados para os modelos, e os índices estatísticos, estão apresentados na Tabela 24. As curvas de taxa de infiltração estimadas pelos modelos e os dados observados estão apresentados nas Figuras 15 a 21. Percebe-se que os modelos apresentaram, de forma geral, bons valores de coeficiente de determinação (R^2), todavia o modelo de Kostiakov-Lewis foi o que mais se aproximou do valor de condutividade hidráulica do solo saturado observados em campo.

Tabela 24. Parâmetros dos modelos avaliados e coeficiente de regressão

| Parâmetro | Tratamentos | | | | | | |
|--|-------------|----------|---------|---------|---------|---------|--------|
| | T-SI | T0 | T1 | T2 | T3 | T4 | T5 |
| Taxa de infiltração observada (cm h^{-1}) | | | | | | | |
| Inicial(i_0) | 168,09 | 132,78 | 194,36 | 158,20 | 120,05 | 196,05 | 81,13 |
| Final (Ks) | 20,77b | 28,02 ab | 27,23ab | 30,73 a | 21,08 b | 20,45 b | 6,03 c |
| Kostiakov | | | | | | | |
| A | 0,622 | 0,491 | 0,651 | 0,697 | 0,451 | 0,480 | 0,218 |
| K | 33,130 | 35,741 | 34,495 | 52,942 | 34,60 | 25,26 | 25,19 |
| R^2 | 0,958 | 0,929 | 0,884 | 0,865 | 0,900 | 0,879 | 0,967 |
| Kostiakov-Lewis | | | | | | | |
| A | 0,409 | 0,281 | 0,306 | 0,526 | 0,071 | 0,0927 | 0,148 |
| K | 15,380 | 19,640 | 10,273 | 33,059 | 29,417 | 12,251 | 30,726 |
| R^2 | 0,992 | 0,962 | 0,951 | 0,902 | 0,977 | 0,984 | 0,973 |
| Horton | | | | | | | |
| B | 0,742 | 0,733 | 0,540 | 0,260 | 0,798 | 1,323 | 0,3945 |
| R^2 | 0,940 | 0,932 | 0,922 | 0,797 | 0,985 | 0,963 | 0,945 |

V_0 : taxa de infiltração inicial; Ks: condutividade hidráulica do solo saturado

O valor encontrado para a Ks do solo não irrigado foi de 20,77 cm h^{-1} , valor próximo ao encontrado por Ramos et al. (2013) ao estudarem os atributos físico-hídricos em um Latossolo Vermelho distroférico em Lavras-MG sob cafeicultura, que encontraram Ks igual a 24,14 cm h^{-1} . Feigin et al. (1991) afirmaram que as elevadas concentrações de partículas orgânicas e inorgânicas nos esgotos domésticos obstruem os poros da superfície do solo, reduzindo a taxa de infiltração e a condutividade hidráulica de 20 a 30%. Na Tabela 24 é possível observar que a condutividade hidráulica do solo saturado do tratamento T4 para o T5 reduziu cerca de 70%, um valor bem acima da faixa supracitada. As diminuições nos valores de Ks se devem, provavelmente, à deposição de sólidos suspensos presentes no esgoto

sintético, proporcionando a redução da macroporosidade, reduzindo assim a permeabilidade intrínseca do solo e por sua vez a condutividade hidráulica do solo saturado (VIVIANI, IOVINO,2004; GHARAIBEH et al., 2014 ;TUNC ;SAHIN, 2015). A redução da K_s indica que a irrigação com água residuária afeta a porosidade estrutural pela redução dos macros e mesoporos da estrutura do solo (BARDHAN et al., 2016), podendo a redução do K_s ser atribuída tanto a qualidade da água quanto ao volume aplicado (VIVIANI, IOVINO,2004).

Figura 15. Capacidade de infiltração do solo não irrigado

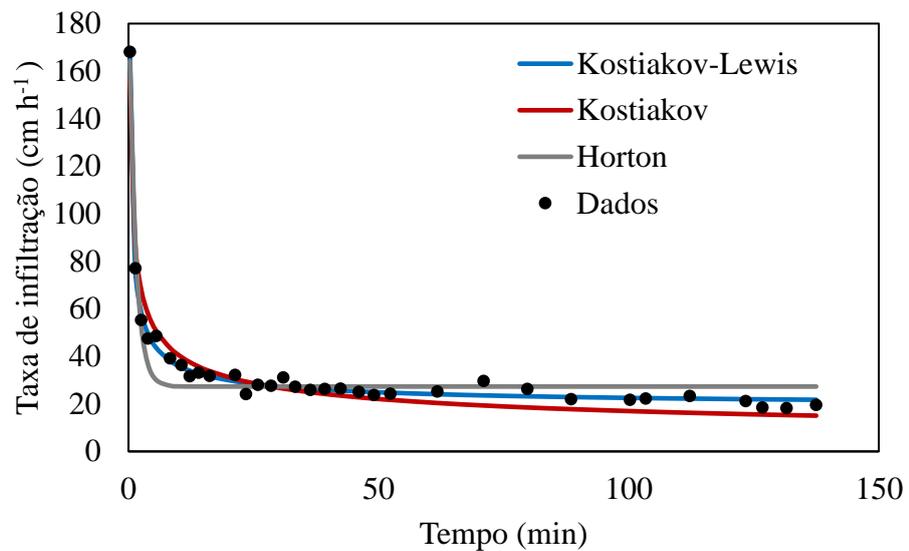


Figura 16. Capacidade de infiltração T0

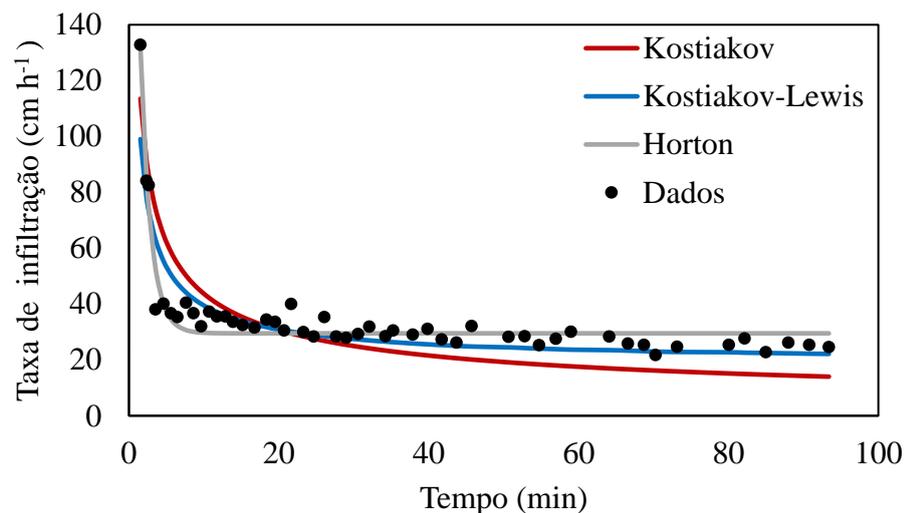


Figura 17. Capacidade de infiltração T1

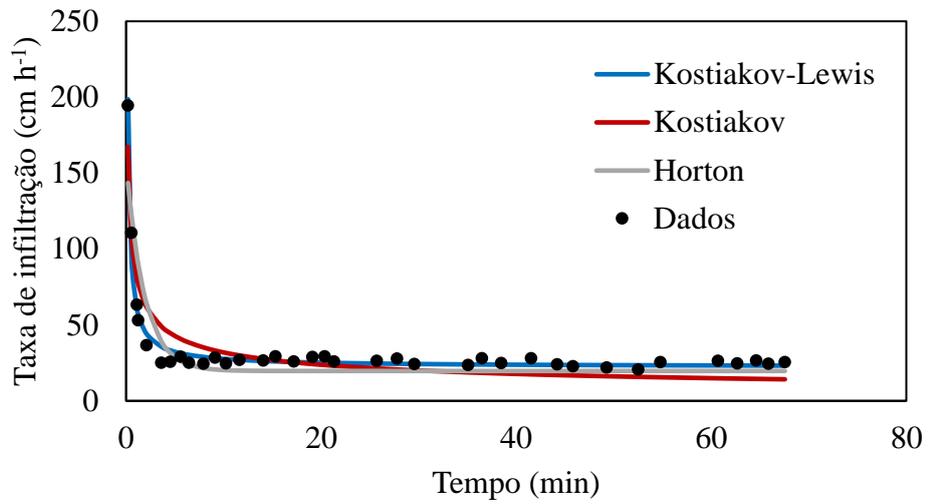


Figura 18. Capacidade de infiltração T2

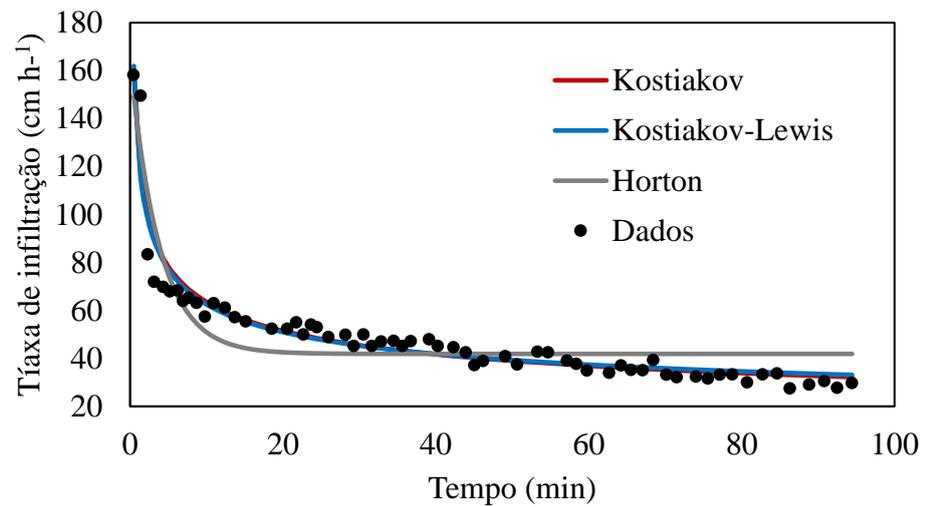


Figura 19. Capacidade de infiltração T3

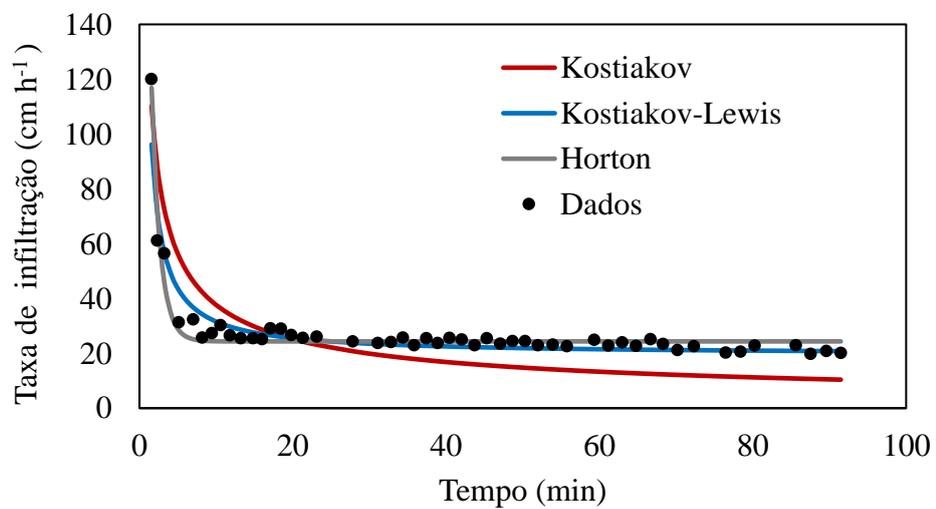


Figura 20. Capacidade de infiltração T4

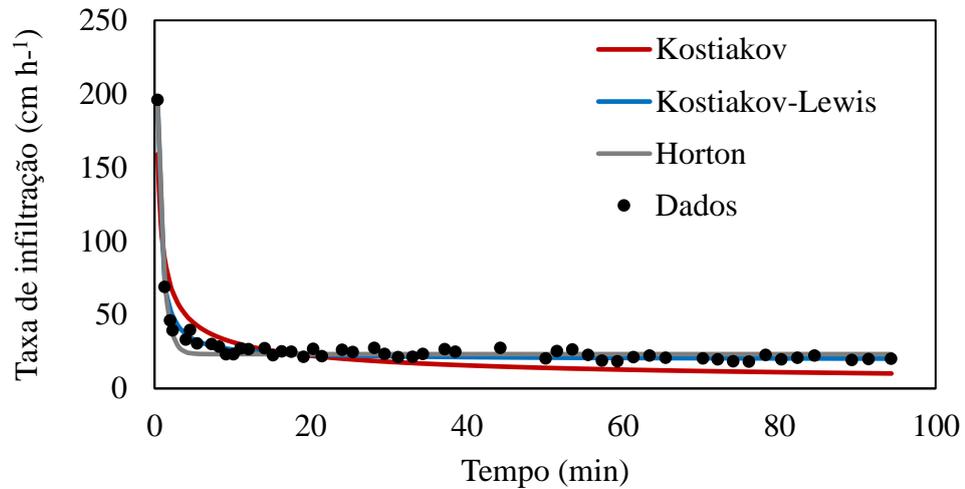
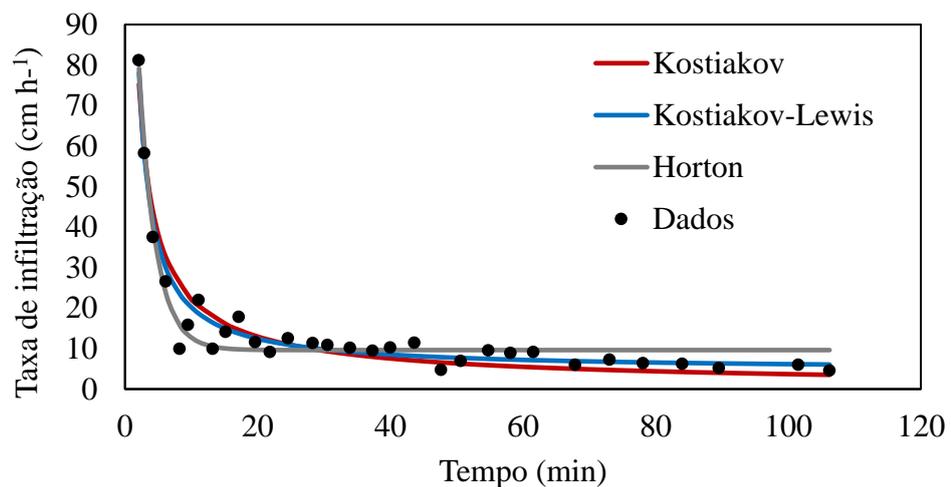


Figura 21. Capacidade de infiltração T5



Os efeitos da aplicação do esgoto sintético no solo, principalmente relacionados à condutividade hidráulica do solo, observados no presente trabalho, também foram relatados por Bourazanis et al. (2016) que encontraram uma diferença significativa nos valores da K_s em um estudo comparativo entre um solo franco-argiloso irrigado por dois anos com água residuária tratada e água doce. O solo irrigado com o efluente tratado apresentou K_s de 33,18 cm h⁻¹ e o solo irrigado com água doce de 47,35 cm h⁻¹, tendo os valores de K_s uma correlação negativa com a RAS, Porcentagem de Sódio Trocável (PST) e massa específica do solo. Resultado semelhante foi encontrado por Gharaibeh et al. (2014) ao comparar uma área não irrigada, uma área irrigada por dois anos e outra por cinco anos com água residuária doméstica tratada. A irrigação com água residuária aumentou significativamente a estabilidade de agregados, a PST, a condutividade elétrica e a matéria orgânica do solo e diminuiu a

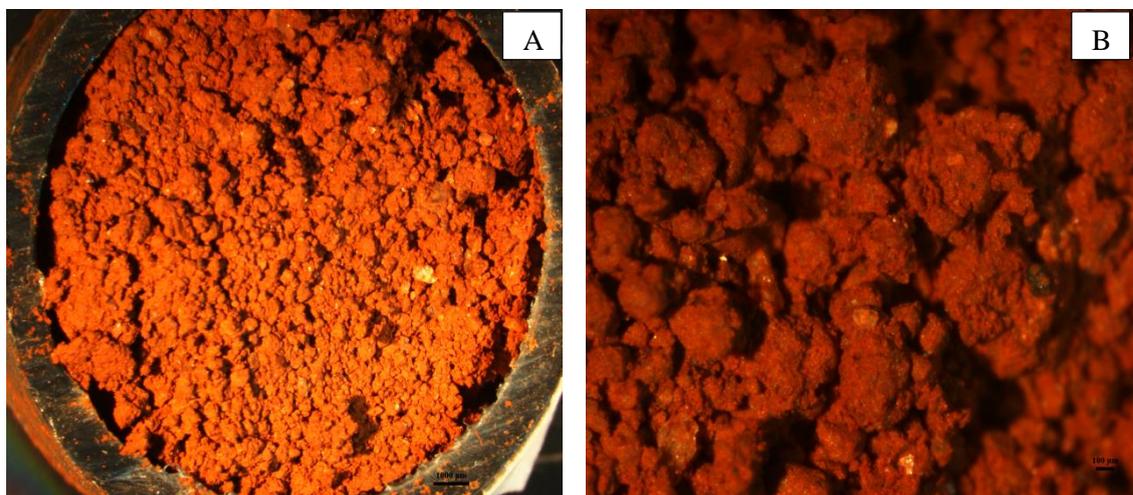
condutividade hidráulica e a infiltração acumulada do solo, esses últimos efeitos sendo atribuído ao entupimento dos poros por deposição superficial de material em suspensão.

Bardhan et al. (2016) também observaram uma diminuição da K_s de um solo argiloso irrigado por mais de 15 anos com efluente doméstico tratado, todavia não encontraram diferenças significativas na massa específica, CTC, pH e PST no solo irrigado com efluente e o controle. Lado e Ben-Hur (2009) e Levy (2011) relataram que a irrigação de efluente tratado diminuiu a estabilidade estrutural do solo e alterou significativamente a arquitetura de poros, resultando em uma redução na K_s em solos argilosos devido ao entupimento dos poros com sólidos suspensos enquanto os solos arenosos não foram afetados. A diminuição da condutividade hidráulica saturada pela aplicação de água residuária também foi observada por Bhardway et al. (2007); Sahu, Kumar e Alam (2013), Bedbabis et al. (2014) e Alves et al. (2015).

5.6 Micrografias do solo

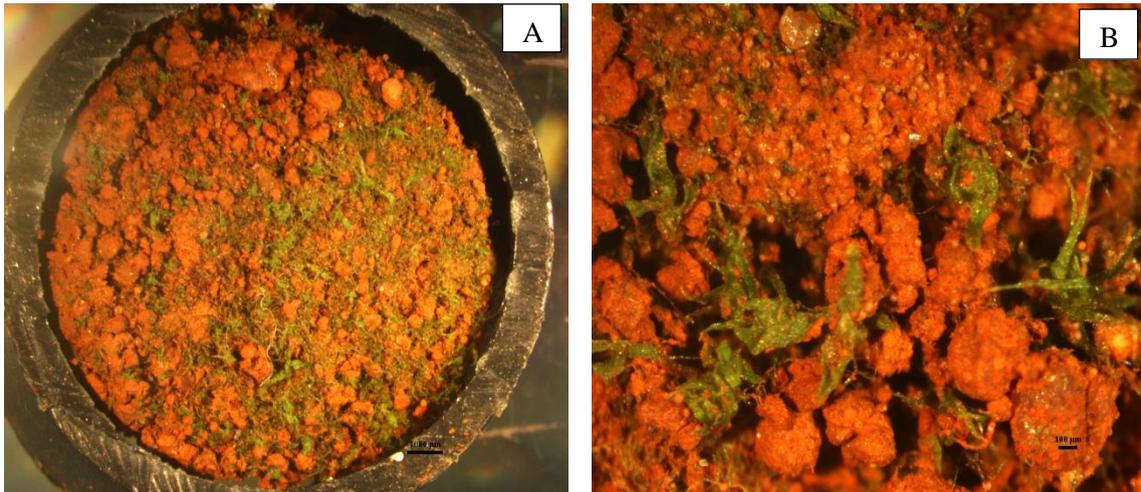
As micrografias das camadas superficiais das colunas preenchidas com o solo empregado nesse estudo, após as aplicações dos tratamentos estão apresentadas nas Figuras 22 a 27. Percebe-se que a partir da aplicação do tratamento com 20% de efluente, houve o desenvolvimento de briófitas e nas Figuras 25 e 26 é possível observar hifas de fungos. A biota do solo é importante para a qualidade do solo e reduz os riscos de degradação, desempenhando papel crítico nas funções essenciais do ecossistema (LAL, 2015) e se envolvem de forma direta e indireta em diversas funções do solo (CLUZEAU et al., 2012).

Figura 22. Micrografia do solo T0



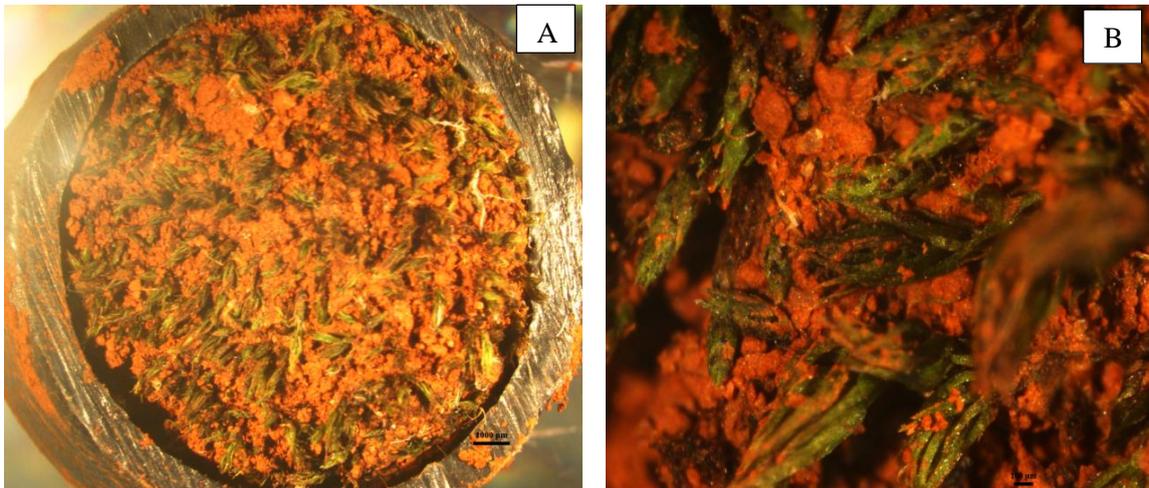
A. Ampliado 7,5 vezes ; B. Ampliado 40 vezes

Figura 23. Micrografia do solo T1



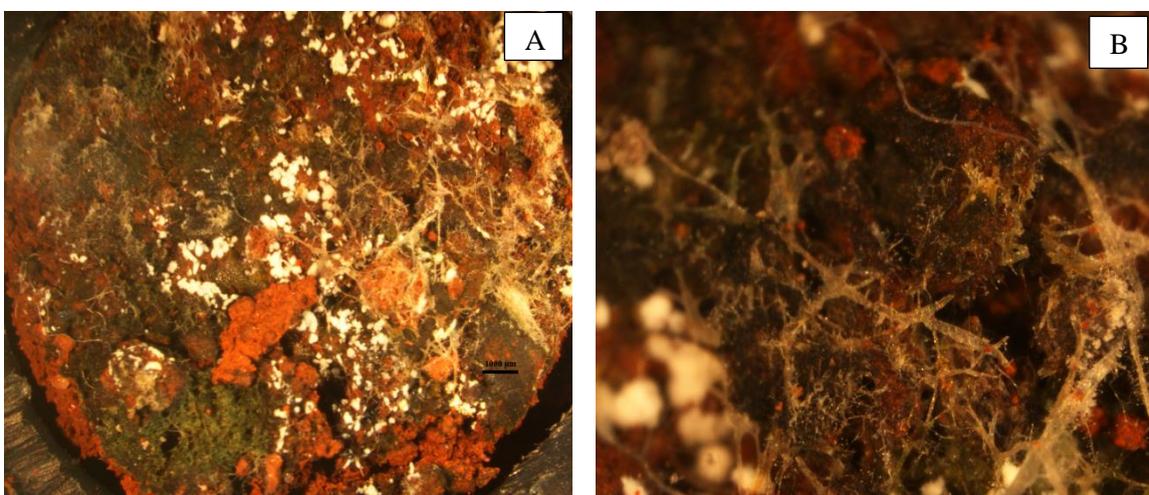
A. Ampliado 7,5 vezes ; B. Ampliado 40 vezes

Figura 24. Micrografia do solo T2



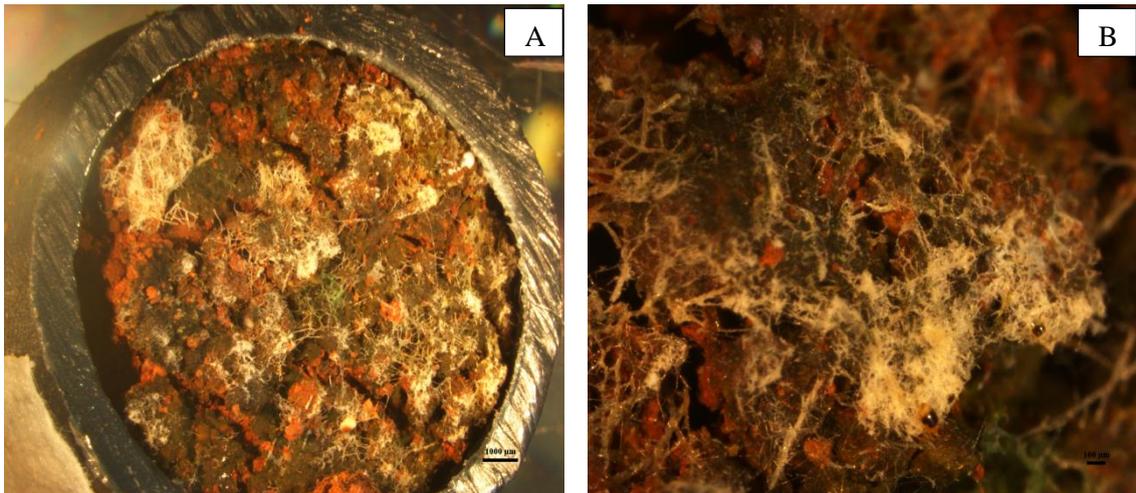
A. Ampliado 7,5 vezes ; B. Ampliado 40 vezes

Figura 25. Micrografia do solo T3



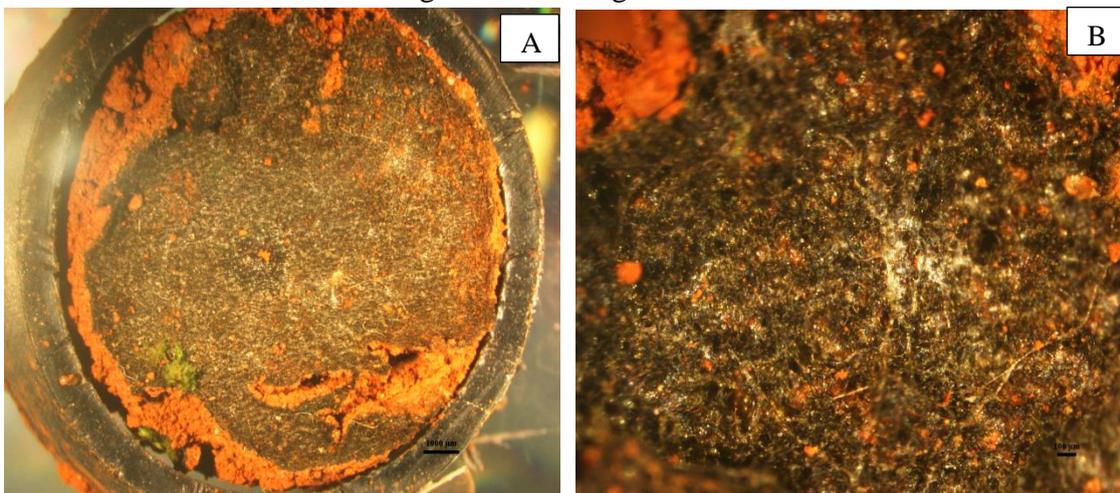
A. Ampliado 7,5 vezes ; B. Ampliado 40 vezes

Figura 26. Micrografia do solo T4



A. Ampliado 7,5 vezes ; B. Ampliado 40 vezes

Figura 27. Micrografia do solo T5



A. Ampliado 7,5 vezes ; B. Ampliado 40 vezes

Na Figura 27 é possível observar o selamento superficial do solo pela aplicação do efluente bruto. A crosta seladora formada não é espessa, o que pode explicar a pouca variação na porosidade total do solo, todavia afetou de forma significativa a infiltração de água no solo e a condutividade hidráulica do solo saturado. A formação desta crosta na superfície do solo tem efeitos deletérios ao ambiente e a agricultura, tais como: redução da infiltração de água, erosão do solo, aeração reduzida no solo abaixo da crosta, maior gasto de energia para operações de cultivo e necessidade de cultivos repetidos e atraso nas operações agrícolas (NCIIZAH ; WAKINDIKI, 2015).

Cherobim et al. (2018) ao avaliarem o selamento da superfície do solo pela aplicação de esterco líquido, em diferentes doses, em dois tipos de solos, perceberam que os mecanismos físicos foram os principais de atuação na impermeabilização do solo, sendo o

solo argiloso o mais susceptível ao selamento superficial. Além disso, observaram que a cobertura do solo com palha impactou positivamente, diminuindo o índice de selamento do solo.

6. CONCLUSÃO

A água de abastecimento, bem como todas as suas diluições com esgoto sintético não apresentaram grau de restrição para o uso em irrigação com relação a salinidade e o tratamento com 100% de efluente sintético (T5) apresentou risco de ligeiro á moderado. Acerca da variação dos atributos físicos do solo percebeu-se mudanças significativas na camada mais superior do solo, de 0 a 2 cm, com a diminuição da porosidade total ,macroporosidade ,argila dispersa em água e umidade de saturação do solo e aumento da massa específica no tratamento T5. Com relação a camada de 0-20 cm o tratamento com 20% de efluente e 80% de água tratada (T1) apresentou maior porosidade total ,macroporosidade e ponto de murcha permanente e menor massa específica do solo. A capacidade de infiltração do solo foi fortemente impactada pela aplicação do efluente, a condutividade hidráulica do solo saturado (K_s) variou de 20,77 cm h^{-1} no solo antes da irrigação para 6,03 cm h^{-1} no solo com aplicação do efluente bruto , todavia nas misturas com até 80% de esgoto sintético o K_s foi superior a 20,45 cm h^{-1} .O modelo que melhor se adequou foi o de Kostiakov-Lewis apresentando um coeficiente de determinação superior a 0,9 em todos os tratamentos e o menor valor no critério de informação de Akaike (AIC). A obstrução dos poros pela deposição de sólidos suspensos e óleos e graxas e a formação de uma camada superficial seladora foram as principais responsáveis pela queda na infiltração de água e condutividade hidráulica do solo, sugere-se aplicar efluente no solo apenas após um tratamento que reduza a concentração de sólidos, já que os tratamentos T1,T2 e T3 não apresentaram efeitos deletérios ao solo. Sugere-se para trabalhos futuros investigar o efeito do tempo entre aplicações do efluente no solo e a qualidade física do solo, em decorrência da mineralização da matéria orgânica .

REFERÊNCIAS

- ABABSA, N.; KRIBAA, M.; TAMRABET, L.; ADDAD, D.; HALLAIRE, V.; OULDJAUDI, A. Long-term effects of wastewater reuse on hydro physicals characteristics of grassland grown soil in semi-arid Algeria. **Journal of King Saud University-Science**, v.31, n.1, p.1004-1013, 2020.
- ABD-ELWAHED, M.S. Effect of long-term wastewater irrigation on the quality of alluvial soil for agricultural sustainability. **Annals of Agricultural Science**. v.64, n.2., p.151-160, 2019
- ABEGUNRIN, T.P.; AWE, G.O.; IDOWU, D.O.; ADEJUMOBI, M.A. Impact of wastewater irrigation on soil physico-chemical properties, growth and water use pattern of two indigenous vegetables in southwest Nigeria. **Catena**, v. 139, p.167-178, 2016.
- AIELLO, R.; CIRELLI, G.L.; CONSOLI, S. Effects of reclaimed wastewater irrigation on soil and tomato fruits: a case study in Sicily (Italy). **Agricultural Water Management**, v.93, p.65–72, 2007.
- ADDISCOTT, T.M., WHITHMORE, A.P., POWLSON, D.S. Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem. CAB International, Wallingford, UK., 1992, p.97-98.
- AITKEN, V., BELL, S., HILLS, S., REES, L., 2014. Public acceptability of indirect potable water reuse in the south-east of England. **Water Science & Technological**, v.14, n.5, p.875–885, 2014.
- AL-JABOUBI, M; TIJANE, M.; EL-ARIQI, S.; HOUSNI, A.E.; ZOUAHRI, A. e BOUKSAIM, M. Assessment of the impact of wastewater use on soil properties. **Jounal. Materials Environmental Science.**, v.5, n.3, p.747-752, 2014.
- ALADE, A.O.; JAMMEL, A.T.; MUYUBI, S.A.; KARIM, M.I.A.; ALAM, M.Z. Removal of oil and grease as emerging pollutants of concern (epc) in wastewater stream. **Engineering Journal**, v.12, n.4, p.161-169, 2011.
- ALMEIDA , A. C. DOS S ; SANTOS ,H. H.O.; BORTOLO , D. P.; LOURENTE ,E. R. P., CORTEZ, J. W. E OLIVEIRA, F. C. de. Soil physical properties and yield of soybean and corn grown with wastewater. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.22, n.12, p.843-848, 2018.
- ALMEIDA, I.C.C. ; FERNANDES, R.B.A.; NEVES, J.C.L.; RUIZ, H.A.; LIMA, T.L.B. de; HOOGMOED, W. Soil Quality after Six Years of Paper Mill Industrial Wastewater Application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.41, p.1-11, 2017.
- ALMEIDA JUNIOR, M.C.D. de; CASTRO, P.A.L. de; SANTOS, G.O. Taxa de infiltração de água no solo em diferentes usos do solo. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, v.8, n.2 , p.115-121, 2020
- ALMEIDA NETO, O.B.de; MATOS, A.T.; ABRAHÃO, W.A.P.; COSTA, L.M.; DUARTE,

A. Influência da qualidade da água de irrigação na dispersão da argila de latossolos. **Revista Brasileira de ciência do solo**, v. 33, p.6., p.1571-1581, 2009

ALOBAILY, A.H.M.J.; ABID, H.S.; MAULOOD, B.K. Application of water quality index for assessment of Dokan lake ecosystem, Kurdistan region, Iraq. **Journal of Water Resource and Protection**, v.10, n.9, p.792-798, 2010.

ÁLVAREZ, J.C.D.; CISNEROS, B.J. Beneficial and Negative Impacts on Soil by the Reuse of Treated/Untreated Municipal Wastewater for Agricultural Irrigation – A Review of the Current Knowledge and Future Perspectives. In: Hernandez Soriano MC (ed) Environmental risk assesment of soil in Tech , Croatia, 2014, p.197.

ALVES, P.F.S.; SANTOS, S.R.; KONDO, M.K.; PEGORARO, R.F.; ARAÚJO, E.D. Soil physical attributes in chemigated banana plantation with wastewater. **Engenharia Agrícola**, v.35, n.6, p.988-1008, 2015.

AMAN, M.S.; JAFARI, M.; REIHAN, M.K.; e ZARE, S. Assessing the effect of industrial wastewater on soil properties and physiological and nutritional responses of Robinia pseudoacacia, Cercis siliquastrum and Caesalpinia gilliesii seedlings., v.217, n.1, p.718-726, 2018.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington, 2012.

AMEZKETA, E. ; ARAGUES, R. Estabilidad estructural de suelos afectados por sales: Revisión bibliográfica. Madrid, 1994. 181p

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – **ABNT 13.969** Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, ABNT, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – **ABNT 7181** Solo análise granulométrica. Rio de Janeiro, ABNT, 1984

ARAGHI, F.P., MIRLATIFI, S.M.; DASHTAKI, S.G.; MAHDIAN, M.H. Point estimation of soil water infiltration process using artificial neural networks for some calcareous soils. **Journal of Hydrology**, v.481, p.35–47, 2013.

ARAÚJO, A. L. C. Avaliação operacional e da eficiência de sistemas de lagoas de estabilização no Rio Grande do Norte. **Caderno de pesquisa em Engenharia de Saúde Pública**, v.1, n.8, p.39-71, 2017.

AYERS, R.S. ; WESTCOT, D.W. A qualidade da água na agricultura. Campina Grande: UFPB, 1991, 218p. (Estudos FAO Irrigação e Drenagem Boletim 29).

BACERRA-CASTRO, C.; LOPES, A.R.; VAZ-MOREIRA, I.; SILVA, E.F.; MANAIA,

- C.M.; NUNES, O.C. Wastewater reuse in irrigation: A microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. **Environment International**, v.75, p.117-135,2015
- BAGARELLO, V.; IOVINO, M.; PALAZZOLO, E.; PANNO, M. & REYNOLDS, W.D. Field and laboratory approaches for determination sodicity effects on saturated soil hydraulic conductivity. **Geoderma**, 130:1-13, 2006.
- BASTOS, R. S. et al. Formação e estabilização de agregados do solo da adição de compostos orgânicos com diferentes características hidrofóbicas. **Revista Brasileiro de Ciência do Solo**, v.29, n. 1, p.11-20, 2005.
- BATSTONE, D.J., KELLER, J.; NEWELL, R.B; NEWLAND, M. Modelling anaerobic degradation of complex wastewater. I model development. **Bioresource Thecnology**, v.75, p.67-74, 2000.
- BARDHAN, G., RUSSO, D., GOLDSTEIN, D., LEVY, G.J. Changes in the hydraulic properties of a clay soil under long-term irrigation with treated wastewater. **Geoderma**, v.264, p.1–9, 2016.
- BASGA, S.C.; TSOZUE, D.; TEMGA, J.P.; BALNA, J.; NGUETNKAM, J.P.Land use impact on clay dispersion/flocculation in irrigated and flooded vertisols from Northern Cameroon. **Internacional Soil and Water Conservation Research**, v.6, n.3, p.237-244, 2018.
- BECERRA, C.; LOPES, A.; VAZ, I.; SILVA, E.; MANAIA, C.; NUNES, O. Wastewater reuse in irrigation: A microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. **Environmental International**, v.75, p.117–135, 2015.
- BEDBABIS, S.; ROUINA, B.B.; BOUKHRIS, M.; FARRARA, G. Effect of irrigation with treated wastewater on soil chemical properties and infiltration rate. **Journal of Environmental Management**, v.133, p.45-50, 2014.
- BERTOSSI, A.D.A.; MILLEN, L.C.; GARCIA, G.O.; REIS, E.F.dos; MELLERE, J.G.B. Atributos químicos do solo em rampas de tratamento de efluente doméstico por escoamento superficial. **Revista de Ciências Agrárias**, v.59, n.2, p.99-105, 2016.
- BERTOSSI, A.D.A.; MILLEN, L.C.; GARCIA, G.O.; REIS, E.F.dos. Índice de qualidade de efluente tratado em rampas de escoamento superficial. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.24, n.6, p.1221-1228, 2019.
- BHARDWAY, A.K.; GOLDSTEIN, D.; AZENKOT, A.; LEVY, G.J. Irrigation with treated wastewater under two different irrigation methods: Effects on hydraulic conductivity of a clay soil. **Geoderma**, v.140, n.2, p.199-206, 2007.

BISWAS, S.K.; MOJID, M.A. Changes in Soil Properties in Response to Irrigation of Potato by Urban Wastewater. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 49, n.7, p.828-839, 2018

BRAIDA, J. A.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; VEIGA, M. Teor de carbono orgânico e a susceptibilidade à compactação de um Nitossolo e Argissolo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, p.131-139, 2010.

BRASIL. CONAMA. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRASIL. Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento. Diagnóstico dos serviços de Água e Esgoto - 2018. Brasília: **SNIS**, 2019

BRASIL. CONAMA. Resolução n. 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 30 ago. 2006.

BRASIL. CONAMA. Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente-CONAMA . **Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 13 mai. 2011.

BOURAZANIS, G.; KATSILEROS, A.; KOSMAS, C.; KERKIDES, P. The Effect of Treated Municipal Wastewater and Fresh Water on Saturated Hydraulic Conductivity of a Clay-Loamy Soil. **Water Resources Management**, v. 30, p.2867-2880, 2016.

CARVALHO, R.; SILVA, M.L.N.; AVANZI, J.C.; CURI, N.; SOUZA, F.S. Erosão hídrica em latossolo vermelho sob diversos sistemas de manejo do cafeeiro no Sul de Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 31, n.6, p.1679-1687, 2009

CETESB – Companhia Ambiental do estado de São Paulo. Norma Técnica CETESB P4.002 – Efluentes e lodos fluidos de indústrias cítricas – Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo: CETESB, 2010

CETESB – Companhia Ambiental do estado de São Paulo. Norma Técnica CETESB P4.231- Vinhaça – Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo: CETESB, 2015

CLUZEAU, D. et al. Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 49, p. 63-72, 2012.

CHEROBIM, V.F.; FAVARETTO, N.; MELO, V.F.; BARTH, G.; HUANG, C.H. Soil surface sealing by liquid dairy manure affects saturated hydraulic conductivity of Brazilian Oxisols. **Agricultural Water Management**, v.203, p.193-196, 2018.

CHERNICHARO, C.A.L.; RIBEIRO, T.B.; GARCIA, G.B.; LARMONTOV, A. Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. *Revista DAE*, v. 66, n. 213, p.1-19, 2018

CHU, W. E.; HSU, W. Pollution source identification and waste loading reduction at chinese fast food restaurants, **Environmental International.**, v.25, p.97–107, 1999.

COPPOLA, A.; SANTINI, A.; VACCA, S.; COMEGNA, V.; SEVERINO, G. Methodological approach for evaluating the response of soil hydrological behavior to irrigation with treated municipal wastewater. **Journal of Hidrology**, v.292, p.114-134, 2004.

DAMASCENO, F.R.; CAMMAROTA, M.C.; FREIRE, D.M. The combined use of a biosurfactant and an enzyme preparation to treat an effluent with a high fat content. **Colloids Surf B Biointerfaces**, v.95, p.241-246, 2012.

DAVIES, P. S. **The biological basis of wastewater treatment:** Strathkelvin instruments Ltd.. West of Scotland, UK, 2005

DAUD, M.K.; RIZVI, H.; AKRAM, M.F.; ALI, S.; RIZWAN, M.; NAFEES, M.; JIN, Z.S. Review of Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor Technology: Effect of Different Parameters and Developments for Domestic Wastewater Treatment. **Journal of Chemistry**, v.2018, p.1-13, 2018.

DEXTER, A.R.; RICHARD, G.; ARROUAYS, D.; CZYZ, E.A.; JOLIVET, C.; DUVAL, O. Complexed organic matter controls soil physical properties. **Geoderma**, v.144, p. 620-627, 2008.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. atual. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2017. 574p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação do Solo. 5 ed. Rev atual. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2018, 355 p.

ERTHAL, V.J.T.; FERREIRA, P.A.; MATOS, A.T. de; PEREIRA, O.G. Alterações físicas e químicas de um Argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.5, p.467-477, 2009.

FAO. Wastewater Treatment and Use in Agriculture. 1992
<http://www.fao.org/docrep/T0551E/T0551E00.htm> (Acesso 18 de fevereiro 2019).

FAM, D., MITCHELL, C., ABEYSURIYA, K., LOPES, A.M. Emergence of decentralised water and sanitation systems in Melbourne, Australia. **Internacional Journal of Water**, v.8 n.2, p.149–165, 2014.

FARHADKHANI, M.; NIKAEEN, M.; YADEGARFAR, G.; HATAMZADEH, M.;

POURMOHAMMADBAGHER, H.; SAHBAEI, Z.; RAHMANI, H.Z. Effects of irrigation with secondary treated wastewater on physicochemical and microbial properties of soil and produce safety in a semi-arid area. **Water Research**, v. 144, p.356-364, 2018

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. Irrigation with treated sewage effluente: Management for environmental protection. Berlin: Springer-Verlag, 1991. 224p.

FERREIRA, D.F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.35, n.6, p.1039-1042, 2011

FIGUEIREDO, A. **Dispersão de argila em um Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo**. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Universidade Estadual de Londrina, 2017

FOCO, M.R.L.; SOUZA, E.S. de ; NOUR, E.A.A. Tratamento de esgoto sanitário por escoamento superficial no solo: remoção de metais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.23, n.4, p.823-832, 2018.

FONTES, M.P.F.; CAMARGO, O.A.de; SPOSITO, G. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. **Scientia Agricola**, v.58, n.3, p.627-646, 2001

FREITAS, C. A. S. et al. Crescimento vegetativo da cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*L.) irrigada com água de esgoto doméstico tratado. **Conexões - Ciência e Tecnologia**, v.6, n.1, p.27-43, 2012.

FURLONG, C.; JAGATHEESAN, J.; CURRELL, M.; IYER-RANIGA, U. KHAN, K. e BALL, A.S. Is the global public willing to drink recycled water? A review for researchers and practitioners. **Utilities Policy**, v.56, p.53-61, 2019.

GASPARETO, E.C.; BRAIDA, J.A.; CARNEIRO, M.; SCARIOT, J.J.; TABOLKA, C.L. grau de floculação da argila de um latossolo vermelho utilizado com lavoura e mata nativa. **Synergismus scyentifica**, v.4, n.1, p.357-360, 2009.

GARZA, O.A. **Food service establishment wastewater characterization and management practice evaluation**, 2004. 116f. Dissertação (Mestre em Ciências) – Texas A & M University, College Station, 2004.

GAVILANES, F.Z.; ANDRADE, D.S.; FIGUEIREDO, A.; CEDENÕ-GARCIA, G.; ZUCARELI, C.; FILHO, J.T.; GUIMARÃES, M.F. Effect of Physic Nut Seed Cake on Common Bean Development and Clay Dispersion of Soil. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 29, n.3, p. 2177-2184, 2020

GHARAIBEH, M.A., GHEZZEHEI, T.A., ALBALASMEH, A.A., ALGHZAWI, M.Z. Alteration of physical and chemical characteristics of clayey soils by irrigation with treated waste water. **Geoderma**, v.276, p.33–40, 2016.

GLOAGUEN, T.V.; GONÇALVES, R.A.B.; FORTI, M.C.; LUCAS, Y.; MONTES, C.R. Irrigation with domestic wastewater: a multivariate analysis of main soil changes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p.1427-1434, 2010.

GONÇALVES, R.A.B.; GLOAGUEN, T.V.;FOLEGATTI, M.V.; LIBARDI, P.L.;LUCAS, Y.; MONTES, C.R. Pore size distribution in soils irrigated with sodic water and wastewater. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, p.701-707, 2010.

GONÇALVES, R. A. B.; FOLEGATTI, M. V.; GLOAGUEM, T. V.; LIBARDI, P. L.; MONTES, C. R.; LUCAS, Y.; DIAS, C. T. S.; MELFI, A. J. Hydraulic conductivity of a soil irrigated with treated sewage effluent. **Geoderma**, v.139, p.241–248, 2007.

GUPTA, R.K.; BHUMBLA, D.K. & ABROL, L.P. Effect of sodicity, pH, organic matter, and calcium carbonate on the dispersion behavior of soils. **Soil Science** ., v. 137, p.245-251, 1984

GUO, X.; ZHAO, T.; LIU,L.; XIAO, C.; HE, Y. Effect of Sewage Irrigation on the CT-Measured Soil Pore Characteristics of a Clay Farmland in Northern China. **International Journal of Environmental and Public Health**, v.15, n.5, p.1043-1057, 2018.

HURLIMANN, A.; DOLNICAR, S. Public acceptance and perceptions of alternative water sources: a comparative study in nine locations. **Journal of Water Resources Development**, v.32, n.4, p.650–673, 2016.

HOMEM, B.G.C.; ALMEIDA NETO, O. B.; CONDÉ, M. S.; SILVA, M. D.; FERREIRA, I. M.; TAVARES, V. B.; BITTENCOURT, F. Produção de *Brachiaria decumbens* cv. Basilisk fertirrigada com água residuária de suínos. In: SIMPÓSIO DE CIÊNCIA, INOVAÇÃO & TECNOLOGIA – IF Sudeste MG - Campus Rio Pomba, 5., 2012, Rio Pomba. **Anais...** Rio Pomba: IF Sudeste MG, Campus Rio Pomba, 2012b. CD-ROM.

HOMEM, B.G.C.; ALMEIDA NETO, O.B.; CONDÉ, M.S.; SILVA, M.D.; FERREIRA, I.M. Efeito do uso prolongado de água residuária da suinocultura sobre as propriedades químicas e físicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Científica**, v. 42, n.3, p.299-309, 2014

IBGE-INSTITUO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico de Pedologia**. 2ª ed. Rio de Janeiro. 2009, 316 p.

ISHII, S.K., BOYER, T.H., CORNWELL, D.A., VIA, S.H., Public Perceptions of Direct Potable Reuse in Four US Cities. **Journal American Water Works Association.**, v.107, p.559–570, 2015.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento de Esgotos Domésticos. 7. ed. Associação Brasileira de Engenharia Ambiental e Sanitária, ABES, 2014.

KALAVROUZOTIS, I. The reuse of municipal wastewater in soils. **Global Nest Journal**, v.17, p.474–486, 2015.

KHALIL, S. KAKAR, M.K. Agricultural use of untreated wastewater in Parkistan, Asian. **Journal Agriculture and Rural Development**, v.1, p.21-26, 2011.

KNOBELOCH, L.; SALNA, B.; HOGAN, A.; POSTLE, J.; ANDERSON, H. Blue babies and nitrate-contaminated well water. **Environmental Health Perspectives**, v.108, n. 7, p.675-683, 2000

- LADO, M.; BEN-HUR, M. Treatment domestic sewage irrigation effectson soil hydraulic properties in arid and semiarid zones: a rewiew. **Soil & Tillage Research**, v.106, p.152-163, 2009.
- LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability**, v.7, p.5875-5895, 2015.
- LASSABATÈRE, L., ANGULO-JARAMILLO, R., GOUTALAND, D., LETELLIER, L., GAUDET, J. P., Winiarski, T., & Delolme, C. Effect of the settlement of sediments on water infiltration in two urban infiltration basins. **Geoderma**, v.156, p. 316-325, 2010
- LEAL, R.M.P.; HERPIN, U.; FONSEC, A.F.; FIRME, L.P.; MONTES, C.R.; MELFI, A.J. Sodicity and salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, v.96, p.307-316, 2009
- LEUTHER, F.; SCHLUTER, S.; WALLACH, R.; VOGEL, H.J. Structure and hydraulic properties in soils under long-term irrigation with treated wastewater. **Geoderma**, v.333, p.90-98, 2019.
- LEUTHER, F.; SCHLUTER, S.; WALLACH, R.; VOGEL, H.J. Quantitative analyses of wetting front instabilities in soil caused by treated waste water irrigation. **Geoderma**, v.319, p.132-141, 2018
- LEVY, G.J. Impacto f long-term irrigation with treated wastewater on soil-structure stability – the Israeli experience. **Israeli Journal Plant Science**, v.59, p.95-104, 2011.
- LIRA, B.P.; OLVERA,M.S.; MARTINEZ, N.R. e HERRERA, S.G.S. Polluted Wastewater for Irrigation in the Mezquital Valley, Mexico. **Water Availability and Management in Mexico**, v. 88, p.215-231, 2020
- LOY, S.; ASSI, A.T.; MOHTAR, R.H.; MORGAN, C.; JANTRANIA, A. The effect of municipal treated wastewater on the water holding properties of a clayey, calcareous soil. **Science of the Total Environmental**, v. 643, p.807-818, 2018.
- LUCHO-CONSTANTINO C.A., ALVAREZ-SUAREZ M., BELTRAN-HERNANDEZ R.I., PRIETO-GARCIA F., POGGI-VARALDO H.M. A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater. **Environmental. Internacional**, v.31, p.313–323, 2005.
- MAGESAN, G.N., WILLIAMSON, J.C., YEATES, G.W., LLOYD-JONES, A.R. Wastewater C:N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery. **Bioresource Technology**, v.71, n.1, p.21-27,2000
- MAHMOOD, A.; MAHMOUD, A.H.; EL-ABEDEIN,A.I.Z.; ASHRAF,A.; AMUNQEDHI, B.M.A. A comparative study of metals concentration in agricultural soil and vegetables irrigated by wastewater and tube well water. **Journal of King Saud University – Science**, v.32,n.3, p.1861-1864, 2020

MARTINS, T.N.; LEITÃO, T.E.; HENRIQUES, M.J. Ensaio em coluna-de-solo para avaliar o destino de poluentes de ETAR simulando condições de recarga controlada de aquíferos (SAT-MAR). **Revista Iberoamericana del Agua**, v.6, n.1, p.78-86, 2019.

MATOS, A.T.; MATOS, M.P. Disposição de águas residuárias no solo e em Sistemas Alagados Construídos Viçosa, MG: AEAGRI, 2017. 371p.

METCALF ; EDDY. Wastewater engineering: treatment and reuse. 4. ed. New York: Mc Graw Hill, 2003. 1848p.

MILLER-ROBBIE, L.; RAMASWANI, A.; AMERASINGHE, P. Wastewater treatment and reuse in urban agriculture: Exploring the food, energy, water, and health nexus in Hyderabad, India. **Environmental Research Letters**, v.12, n.7, p.21-33, 2017.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 5 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o 70 seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Executivo, Belo Horizonte, 2008.

MINAS GERAIS. Deliberação normativa CERH-MG nº065 Estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) de sistemas públicos e privados. **Diário Oficial de Minas Gerais**, Poder Executivo, Belo Horizonte, MG, 18 de junho de 2020

MIRANDA, M.F.A.; PESSOA, L.G.M., FREIRE, M.B.G.S. & FREIRE, F.J. Correção de solo salino-sódico com soluções de cloreto de cálcio cultivado com sorgo sudanense. *Caatinga*, 21:18-25, 2008.

MORAES, M.T.; DEBIASI, H.; FRANCHINI, J.C.; MASTROBERTI, A.A.; LEVIEN, R.; LEITNER, D.; SCHNEPF, A. Soil compaction impacts soybean root growth in an Oxisol from subtropical Brazil. **Soil & Tillage Research**, v.200, p.1-14, 2020.

MAROFI, S.; SHAKARAMI, M.; RAHIMI, G.; ERSHADFATH, F. Effect of wastewater and compost on leaching nutrients of soil column under basil cultivation. **Agricultural water management** , v. 158, p.266-276, 2015

MOTA, J.C.A.; ASSIS JÚNIOR, R.N.; AMARO FILHO, J. & LIBARDI, P.L. Algumas propriedades físicas e hídricas de três solos na Chapada do Apodi, RN, cultivados com melão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.49-58, 2008.

NCIIZAH, A.D.; WAKINDIKI, I.I.C. Soil sealing and crusting effects on infiltration rate: a critical review of shortfalls in prediction models and solutions. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v.61, n. 9, p.1211-1230, 2015

OMRON, A.M.; EI-MAGHRABY, S.E.; NADEEN, M.E.A.; EI-ETER, A.M.; AI-MOHANI. Long term effect of irrigation with the treated sewage effluent on some soil properties of Al-Hassa Governorate, Saudi Arabia. **Journal of Saudi Society of Agricultural Sciences**, v. 11, n.1, p.15-18, 2012

OLIVEIRA, I. A.; CAMPOS, M. C. C.; FREITAS, L.; SOARES, M. D. R. Caracterização de solos sob diferentes usos na região sul do Amazonas. **Acta Amazônica**, v.45, n.1, p.1-12, 2015.

OLIVEIRA, J.C.; FIA, R.; FIA, F.R.L.; RODRIGUES, F.N.; OLIVEIRA, L.F.C.de; FILHO, L.C.A. Efeitos da água residual de laticínios na respiração basal do solo, produtividade e remoção de nutrientes por Tifton 85 (*Cynodon sp.*) **Sociedade de Ciências Agrárias de Portugal**, v.42, n.1, p.155-165, 2019.

PANUCCIO, M.R.; JACOBSEN, S.E.; AKHTAR, S.S. e MUSCOLO, A. Effect of saline water on seed germination and early seedling growth of the halophyte quinoa. **AOB Plants**, v.6, n.1, p.1-18, 2014.

PARANYCHIANAKIS, N.V.; SALGOT, M.; SNYDER, S.A. e ANGELAKIS, A.N. Water Reuse in EU-States: Necessity for Uniform Criteria to Mitigate Human and Environmental Risks. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v.45, p.1409–1468, 2015.

PARSEKIAN, Marilu P. S. Aplicação de lise celular forçada em sistema de tratamento aeróbio precedido de reator UASB. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

PEIKERT, B.; SCHAUMANN, G.E.; BIBUS, D.; FISCHER, J.; BRAUN, U. e BRUNKHARDT, J. Effects of olive oil mill wastewater on chemical, microbiological, and physical properties of soil incubated under four different climatic conditions. **Biology and Fertility of Soils**, v.53, n.1, p.89-102, 2016.

PINTO, L.C.; CHAGAS, W.F.T.; AMARAL, F.H.C. Qualidade física de um Latossolo Vermelho distroférico sob diferentes usos. **Revista Agrogeoambiental**, v. 10, n.3, p.47-57, 2018

PINTOR, A.M.A.; VILAR, V.J.P.; BOTELHO, C.M.S.; BOAVENTURA, R.A.R. Oil and grease removal from wastewaters: Sorption treatment as an alternative to state-of-the-art technologies. A critical review. **Chemical Engineering Journal**, v.297, p.229–255, 2016.

QADIR, M.; WICHELNS, D.; RACHID-SHALLY, L.; McCORNICK The challenges of wastewater irrigation in developing countries. **Agricultural Water Management**, v.97, n.4, p.561-6568, 2010

QUEVEDO, C.M.G.; PAGANINI, W.da S. Detergents as a Source of Phosphorus in Sewage: the Current Situation in Brazil. **Water, Air & Soil Pollut**, v.227, n.14, p.13-25, 2016.

RAMOS, B.Z.; PAIS, P.S.M.; FREITAS, W.A.; DIAS JUNIOR, M.S. Avaliação dos atributos físico-hídricos em um Latossolo Vermelho distroférico sob diferentes sistemas de manejo-Lavras/Minas Gerais/Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, v.36, n.3, p. 340-346, 2013.

RAZZAGHI, S.; KHODAVERDILOO, H.; DASHTAKI, S.H. Effects of long-term wastewater irrigation on soil physical properties and performance of selected infiltration models in a semi-arid region. **Hydrological Science Journal**, v.61, p.1778-1790, 2016.

REDMAN, S.; ORMEROD, K.J.; KELLEY, S. Reclaiming Suburbia: Differences in Local Identity and Public Perceptions of Potable Water Reuse. **Sustentably**, v.11, n.3, p.564-582, 2019.

RIBEIRO, R. M.; BARROS, M. F. C.; FREIRE, M. B. G. S. Química dos solos salinos e sódicos. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (Ed.). Química e mineralogia do solo. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do solo, 2009. p. 449-484

RIO GRANDE DO SUL. Resolução CONSEMA nº 419 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 ., **Diário Oficial do Rio Grande do Sul**, Poder Executivo, Porto Alegre, RS, 13 de fevereiro de 2020

SAHU, R.K.; KUMAR, S.; ALAM, A. Evaluation of effect of wastewater application on saturated hydraulic conductivity of soil. **Indian Journal of Soil Conservation**, v.41, n.3, p.212-218, 2013.

SANTOS, S.R.; RIBEIRO, D.P.; MATOS, A.T.; KONDO, M.K. e ARAÚJO, E.D.Changes in soil chemical properties promoted by fertigation with treated sanitary wastewater. **Engenharia Agrícola**, v.37, n.2, p.343-352, 2017.

SILVA, A.J.N.; CABEDA, M.S.V.; CARVALHO, F.G.; LIMA, J.F.W.F. Alterações físicas e químicas de um Argissolo amarelo sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n.1, p.76-84, 2006

SILVA, F. C. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. 2. ed. rev. ampl. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 627 p

SILVA, A.A.; CASTRO, S.S. Indicadores macro e micromorfológicos da qualidade física de um latossolo vermelho cultivado com cana-de-açúcar. **Mercator**, v.14, n.3, p.169-185, 2015.

SINGH,A., SHARMA, R.K., AGRAWAL,M., MARSHALL, F.M. Effects of waste water irrigation on physicochemical properties of soil and availability of heavy metals in soil and vegetables. **Communication Soil Science Plant Analysis**, v.40, p.3469–3490, 2009.

SINGH, A. ; AGRAWAL, M. Effects of Waste Water Irrigation on Physical and Biochemical Characteristics of Soil and Metal Partitioning in *Beta vulgaris* L. **Agricultural Research**, v.1, p.379-391, 2012.

SOU/DAKOURÉ, M.Y.; MERMOURD, A.; YACOUBA, H.; BOIVIN, P. Impacts of irrigation with industrial treated wastewater on soil properties. **Geoderma**, v.200, p.31-39, 2013.

SOUZA, J. A. A. De; BATISTA, R. O.; RAMOS, M. M.; SOARES, A. A. Alteração nas características físicas do solo decorrentes da aplicação de esgoto doméstico tratado. **Acta Scientiarum. Technology**, v.32, n.4, p.361–366, 2010.

SOUZA, J.A.R. ; MOREIRA, D.A. Efeitos do Uso de Águas Residuárias da Suinocultura na Condutividade Elétrica do Solo. **Engenharia Ambiental**, v.7, n.3, p.134-143, 2010

SOUZA NETO, E. L. et al. Dispersão da fração argila de um Latossolo sob diferentes sistemas de uso e dispersantes. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 33, p. 723-728, 2009.

SPERA, S.T.; SANTOS, H.P.; TOMM, G.O.; KOCHHMANN, R.A.; ÁVILA, A. Atributos físicos do solo em sistemas de manejo de solo e de rotação de culturas. **Bragantia**, v.68, n.4, p.1079-1093, 2009

STEFANOSKI, D.C.; SANTOS, G.G.; MARCHÃO, R.L.; PETTER, F.A.; PACHECO, L.P. Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n.12, p.1301-1309, 2012

TAVARES-FILHO, J.; BARBOSA, G.M.C.; RIBON, A.A. Physical properties of dystrophic Red Latosol (Oxisol) under different agricultural uses. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.34, n.3, p.925-933, 2010

TONETTI, A.L.; CORAUCCI FILHO, B.; STEFANUTTI, R. Pós-Tratamento de efluente de filtros anaeróbios operados com baixo tempo de detenção hidráulica por escoamento superficial no solo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.17, n.1, p.7-12, 2012.

TORRES, P. Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários. 1992. Dissertação (Mestrado em Engenharia) Universidade de São Paulo. São Carlos, SP

TRAVIS, M.; WEISBROD, N.; GROSS, A. Accumulation of Oil and Grease in Soils Irrigated with Greywater and Their Potential Role in Soil Water Repellency. **Science of The Total Environment**, v.394, p.68-74, 2008.

TUNC, T., SAHIN, U. The changes in the physical and hydraulic properties of a loamy soil under irrigation with simpler-reclaimed wastewaters. **Agriculture Water Management.**, v.158, p.213–224, 2015.

UNIÃO EUROPÉIA. Diretiva 91/271/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 21 de maio de 1991. Relativa ao tratamento de águas residuais urbanas. *JORNAL OFICIAL DAS COMUNIDADES EUROPÉIAS (JO)*, L 135, 30 mai. 1991, p. 0040 - 0052. Disponível em: . Acesso em: 22 fevereiro 2020.

UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY – USEPA. Process design manual – land treatment of municipal wastewater. Cincinnati Ohio: USEPA, 1981

UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY – USEPA. Guidelines for

water reuse. Washington DC: USEPA, 2012. VAN GENUCHTEN, M.T. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.44, p.892-898, 1980.

VAN GENUCHTEN, M. T., F. J. Leij, S. R. Yates. 1991. The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils, Version 1.0. EPA Report 600/2-91/065, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California.

VAN HULLE, S.W.H; GHYSELBRECHT, N; VERMEIREN, T.J.L.; DEPUYDT, V.E.; BOECKAERT, C. Individual treatment of hotel and restaurant waste water in rural areas. **Environmental Technology**, v.33, n.6, p.653-661, 2012.

VASSALLE, L.; GARCIA-GALAN, M.J.; AQUINO, S.F.; AFONSO, R.J. de C.F., FERRER, I.; PASSOS, F.; MOTA, C.R. Can high rate algal ponds be used as post-treatment of UASB reactors to remove micropollutants? **Chemosphere**, v. 248, p.1-9, 2020

VIVIANI, G., IOVINO, M., Wastewater reuse effects on soil hydraulic conductivity. **Journal of Irrigation Drainage Engineering**, v.130, p.476-484, 2004.

VON SPERLING, M. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos ; vol. 4., Belo Horizonte: DESA-UFMG, 452p. 2014.

VÖRÖSMARTY, C.J.; McINTYRE, P.B.; GESSENER, M.O.; DUDGEON, D.; PRUSEVICH, A.; GREEN, P.; GLIDDEN, S.; BUNN, S.E.; SULLIVAN, C.A.; LIERMANN, C.R.; DAVIES, P.M. Global threats to human water security and river biodiversity. **Nature**, v.467, p.555-561, 2010.

YAO, H ., ZHANG, S., Xue, X., YANG, J., HU, K., YU, X., 2013. Influence of the sewage irrigation on the agricultural soil properties in Tongliao City, China. **Frontiers of Environmental Science Engineering.**, v.7, n.2, p.273–280, 2013.

WANG, Z; LI, J. e LI, Y. Using reclaimed water for agricultural and landscape irrigation in China: a review. **Irrigation and Drainage**, v.66, p.672-686, 2017.

WARD, M.H., ZAHM, S.H., BLAIR, A. Dietary factors and non Hodgkin's lymphoma. **Cancer Causes Control**, v.5, p.422–432, 1994.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater: wastewater use in agriculture.** Geneva, 2006. v.2, 196 p. Disponível em: <http://whqlibdoc.who.int/publications/2006/9241546832_eng.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2019.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. Health guidelines for the safe use of wastewater in agriculture and aquaculture. Geneva: WHO, 1989. (Technical Report Series, 778).

WINPENNY, J.; HEINZ, I.; KOO-OSHIMA, S.; SALGOT, M.; COLLADO, J.;

HÉRNANDEZ, F.; TORRICELLI, R. Reutilización del Agua en Agricultura: Beneficios para Todos; FAO: Rome, Italy, 2013; v.124.

ZHANG, Y.; SHEN, Y. Wastewater irrigation: past, present, and future. **Wiley Interdisciplinary**, v.1234, p.1-6, 2017.

ZHANG, B.; LI, H.; ZHANG, H.; BAI, Y. Study on artificial soil rapid infiltration system for treating restaurant wastewater. International Conference on Mechanic Automation and Control Engineering, 2011.p. 2589-2592

ZULAIKHA, S.; LAU, W.J. ISMAIL, A.F. e JAAFAR, J. Treatment of restaurant wastewater using ultrafiltration and nanofiltration membranes. **Journal of Water Process Engineering**, v.23, p.1-5, 2014

