



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL (POSDEHA)

CLARA BANDEIRA DE CARVALHO

**ESTUDOS DE MOBILIDADE DE CONTAMINANTES NO SOLO E DE
CONFIABILIDADE PARA AVALIAR O USO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS
TRATADAS EM INDÚSTRIAS SIDERÚRGICAS**

FORTALEZA

2021

CLARA BANDEIRA DE CARVALHO

**ESTUDOS DE MOBILIDADE DE CONTAMINANTES NO SOLO E DE
CONFIABILIDADE PARA AVALIAR O USO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS
TRATADAS EM INDÚSTRIAS SIDERÚRGICAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. André Bezerra dos Santos
Coorientador: Prof. Dr. Erlon Lopes Pereira

FORTALEZA

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- C322e Carvalho, Clara Bandeira de.
Estados de mobilidade de contaminantes no solo e de confiabilidade para avaliar o uso de águas residuárias tratadas em indústrias siderúrgicas / Clara Bandeira de Carvalho. – 2021.
80 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2021.
Orientação: Prof. Dr. André Bezerra dos Santos.
Coorientação: Prof. Dr. Erlon Lopes Pereira.
1. Águas residuárias. 2. Reúso. 3. Transporte de contaminantes. 4. Modelagem. 5. Confiabilidade. I. Título.

CDD 628

CLARA BANDEIRA DE CARVALHO

**ESTUDOS DE MOBILIDADE DE CONTAMINANTES NO SOLO E DE
CONFIABILIDADE PARA AVALIAR O USO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS
TRATADAS EM INDÚSTRIAS SIDERÚRGICAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. André Bezerra dos Santos
Coorientador: Prof. Dr. Erlon Lopes Pereira

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. André Bezerra dos Santos (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Erlon Lopes Pereira (Coorientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota (Interno)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dra. Ana Silvia Pereira Santos (Externa à instituição)
Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ)

A Deus, aos meus pais e aos meus familiares
que me impulsionaram em todos os momentos.

AGRADECIMENTOS

A Deus toda a glória, a Ele toda a minha gratidão por sua bondade e generosidade infinitas. Agradeço também a Maria por sua incessante intercessão.

Aos meus pais, por toda a confiança depositada em mim e por me ensinarem sempre a ter o olhar voltado para o que mais importa. À toda a minha família, por todo o suporte dado.

Ao meu orientador André Bezerra, por todos os ensinamentos transmitidos desde a graduação, pelo seu exemplo de profissional dedicado e competente e principalmente pelas oportunidades concedidas.

Ao meu coorientador Erlon Lopes (*in memoriam*), por toda sua paciência, disponibilidade e exigência que tanto me ajudaram a crescer. Sua dedicação à pesquisa científica e aos alunos me inspiram como profissional e como ser humano.

Agradeço à Universidade Federal do Ceará, junto ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (Recursos Hídricos), pela estrutura concedida para realização deste trabalho.

À Companhia Siderúrgica do Pecém, pelos dados e águas residuárias concedidos.

O presente trabalho foi realizado com apoio do CNPq, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – Brasil.

“Pois sabemos que a tribulação produz a paciência, a paciência prova a fidelidade e a fidelidade comprovada produz a esperança. E a esperança não engana.” Romanos 5, 3-5

RESUMO

Em um cenário de crises hídricas cada vez mais frequentes, o uso de águas residuárias tratadas aparece como uma importante ferramenta de gerenciamento hídrico. Nesse sentido, como forma de regulamentar esta atividade no Estado do Ceará, a Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE), publicou a Resolução COEMA nº 2, de 2 de fevereiro de 2017, que estabelece diretrizes, critérios e parâmetros específicos para o uso não potável de águas residuárias de acordo com as modalidades regulamentadas. Dentre as exigências quanto às condições de aplicação que possa envolver o lançamento de água residuária no solo, a legislação apresenta a necessidade de um estudo de modelagem da dispersão de contaminantes no solo. No entanto, não há especificação da metodologia que deve ser adotada para este tipo de estudo, sendo necessário o agrupamento de técnicas que possam auxiliar na realização da modelagem da dispersão dos contaminantes. Dessa forma, a presente dissertação teve como objetivo geral avaliar o uso de águas residuárias tratadas provenientes de estações de tratamento de esgotos sanitários e industriais em uma indústria siderúrgica, por meio do estudo de mobilidade de contaminantes no solo, assim como da confiabilidade dos sistemas de tratamento. Para isso foram realizados ensaios de coluna de lixiviação utilizando amostras de solo coletadas nas áreas dentro da indústria onde aconteceria o uso das águas residuárias tratadas. Com base nos ensaios foram geradas curvas de eluição (*breakthrough curves*, BTC) para análise da mobilidade dos contaminantes no solo e obtidos os parâmetros de transporte (coeficiente de dispersão, retardamento e dispersividade). As águas residuárias produzidas na siderúrgica apresentam baixas concentrações de metais pesados após o tratamento realizado, sendo apenas o ferro e zinco contaminantes de periculosidade ambiental para a disposição das águas residuárias. A baixa porcentagem de coloides (argila e matéria orgânica) nos solos analisados demonstrou ineficiência de retenção de solutos lançados, o que facilitará a lixiviação dos mesmos e subsequente aumento dos riscos de contaminação da água subterrânea. Apesar da boa confiabilidade dos processos de tratamento de esgotos, conclui-se que para a indústria siderúrgica realizar o uso das águas residuárias deve-se associar este a técnicas de manejo de solo ou de impermeabilização na área de resfriamento de placas que permitam o uso não potável seguro em atividades siderúrgicas.

Palavras-chave: Águas residuárias; Reúso; Transporte de contaminantes; Modelagem; Confiabilidade.

ABSTRACT

In a scenario of increasingly frequent water crises, the reuse of treated wastewater appears as an important water management tool. In this sense, as a way of regulating this activity in the State of Ceará, the state superintendence of the environment (SEMACE) published the COEMA Resolution No. 2, of February 2, 2017, which establishes specific guidelines, criteria, and parameters for non-potable reuse in accordance with regulated modalities. Among the requirements regarding the conditions for reuse application that may involve the discharge of effluent into the soil, the legislation presents the need for a study to model the dispersion of contaminants in the soil. However, there is no specification of the methodology that should be adopted for this type of study. Therefore, it is necessary to group techniques that can help in modeling the contaminants' dispersion. The present dissertation had the general objective of evaluating the reuse of treated wastewater from sanitary and industrial wastewater treatment plants in a steel industry by studying the mobility of contaminants in the soil and reliability studies of the wastewater treatment systems. For this purpose, leaching column tests were performed using soil samples collected in areas within the industry where the treated wastewater would be reused. Based on the tests, elution curves (breakthrough curves, BTC) were generated to analyze the mobility of contaminants in the soil and obtained the transport parameters (dispersion coefficient, delay coefficient, and dispersivity). The wastewater produced in the steelworks has low concentrations of heavy metals after the treatment systems, with only iron and zinc being contaminants of environmental hazard for wastewater disposal. The low percentage of colloids (clay and organic matter) in the analyzed soils showed the inefficiency of retention of released solutes, facilitating their leaching and subsequent increase in the risks of groundwater contamination. Despite the good reliability of wastewater treatment processes, the non-potable reuse of treated wastewater is possible in the steel industry, but it must be associated with soil management and conservation techniques that increase the capacity of the soil to adsorb the contaminants present, or impermeabilization in the area of plate cooling.

Keywords: Wastewater; Reuse; Transport of contaminants; Modelling; Reliability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1 – Esquema do ensaio de coluna.	34
Figura 4.2 – Modelos de curva de chegada.	35
Figura 5.1 – Fluxograma da coleta e análise do solo.	43
Figura 5.2 – Aparato experimental dos ensaios de coluna	44
Figura 5.3 – Amostras coletadas em uma repetição dos testes.	45
Figura 5.4 – Curvas de eluição do sódio nos ensaios 1 (A), 2 (B), 3 (C) e 4 (D).	51
Figura 5.5 – Curvas de eluição do potássio nos ensaios 1 (A), 2 (B).	52
Figura 5.6 – Curva de eluição do cálcio no ensaio 1.	53
Figura 5.7 – Curvas de eluição do cloreto nos ensaios 1 (A), 2 (B), 3 (C) e 4 (D).	54
Figura 5.8 – Curva de eluição do nitrito no ensaio 1.	54
Figura 5.9 – Curvas de eluição do sulfato nos ensaios 1 (A), 2 (B), 3 (C) e 4 (D).	55
Figura 5.10 – Curva de eluição média para o zinco nos ensaios 1, 2, 3 e 4.	56
Figura 5.11 – Curva de eluição média para o ferro nos ensaios 1, 2, 3 e 4.	56
Figura 6.1 – Concentrações dos parâmetros analisados para as ETE 1 (A), ETE 2 (B) e ETE 3 (C).	66
Figura 6.2 – Concentrações dos parâmetros analisados para a ETE 4.	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 – Características gerais das categorias de uso de águas residuárias tratadas adotadas nas regulamentações abordadas.....	22
Tabela 4.2 – Padrões para uso de águas residuárias tratadas para fins ambientais apresentados na Resolução COEMA nº 02/2017.	25
Tabela 4.3 – Metais constantes no Anexo I da Resolução COEMA nº 02/2017.	27
Tabela 4.4 – Parâmetros específicos para limite de saturação do solo do Anexo II da Resolução COEMA nº 02/2017.....	27
Tabela 4.5 – Estudos relacionados à determinação de parâmetros de mobilidade de contaminantes no solo.	32
Tabela 4.6 – Valores da Distribuição normal padronizada.	37
Tabela 5.1 – Relação entre local de aplicação e ETEs geradoras das águas residuárias tratadas.	44
Tabela 5.2 – Composição granulométrica, densidade, complexo sortivo dos solos A, B e C.	48
Tabela 5.3 – Análises de pH, pH em KCl, CE, MO, C, N e RAS.	48
Tabela 5.4 – Valores médios obtidos de fator de retardamento (R), coeficiente de dispersão hidrodinâmica (D), dispersividade do meio poroso (λ) e coeficiente de determinação (r^2).	50
Tabela 6.1 – ETEs, origem das águas residuárias (AR) e tratamento.....	61
Tabela 6.2 – Valores da Distribuição normal padronizada.	64
Tabela 6.3 – Análises de confiabilidade para cobre dissolvido, cromo hexavalente, cianeto livre, cianeto total, ferro solúvel e níquel para as ETEs 1, 2 e 3.....	68
Tabela 6.4 – Análises de confiabilidade para temperatura, pH, SST, alumínio, nitrato, nitrito e zinco para as ETEs 1, 2 e 3.....	68
Tabela 6.5 – Valores de CDC para diversos valores de CV e níveis de confiabilidade.....	69
Tabela 6.6 – Análises de confiabilidade para alumínio, amônia, coliformes termotolerantes, DBO, pH, SST e temperatura para a ETE 4.	71

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
APAU	Área com potencial para aplicação do uso das águas residuárias tratadas
AR	Água residuária
ART	Água residuária tratada
BTC	<i>Breakthrough curves</i>
Cagece	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
CC	Concentração do contaminante
CDC	Coeficiente de confiabilidade
CE	Condutividade elétrica
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CIPP	Complexo Industrial e Portuário do Pecém
COEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente
CSP	Companhia Siderúrgica do Pecém
CV	Coeficiente de variação
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETE	Estação de tratamento de esgoto
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
INTERÁGUAS	Programa de Desenvolvimento do Setor Água
LABOSAN	Laboratório de Saneamento Ambiental
MDCS	Modelagem da dispersão dos contaminantes no solo
MO	Matéria orgânica
NMP	Número mais provável
PMP	Pátio de Matérias Primas
PST	Percentual de sódio trocável
RAS	Razão de adsorção de sódio
SEMACE	Superintendência Estadual do Meio Ambiente
UFC	Universidade Federal do Ceará

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. HIPÓTESES.....	18
3. OBJETIVOS	19
3.1. Objetivo geral	19
3.2. Objetivos específicos.....	19
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
4.1. Uso de águas residuárias tratadas	20
4.1.1. <i>Qualidade para uso de águas residuárias tratadas no Brasil</i>	22
4.1.2. <i>Qualidade para uso de águas residuárias tratadas no Ceará</i>	24
4.2. Modelos para estudo da dispersão de poluentes no solo	28
4.2.1. <i>Presença de metais pesados no solo</i>	28
4.2.2. <i>Dinâmica de solutos no solo</i>	28
3.2 Estudos de confiabilidade	35
4.3.1 <i>Confiabilidade</i>	35
4.3.2. <i>Percentual esperado de atendimento a padrões de lançamento</i>	38
5 ARTIGO I - Mobilidade de contaminantes em solos arenosos após a aplicação de águas residuárias tratadas produzidas em indústria siderúrgica	39
5.1. INTRODUÇÃO.....	40
5.2. METODOLOGIA.....	41
5.2.1. <i>Área de estudo e coleta de amostras de solo</i>	41
5.2.2. <i>Determinação dos parâmetros de transporte de contaminantes</i>	43
5.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
5.3.1. <i>Caracterização do solo</i>	47
5.3.2. <i>Parâmetros de transporte para sódio, potássio, cálcio, cloreto, nitrito e sulfato</i>	49
5.3.3. <i>Metais com comportamento de eluição temporal</i>	55
5.4. CONCLUSÕES	57
6 ARTIGO II – Análise de confiabilidade como ferramenta de apoio para projetos de reúso não potável em indústrias de Siderurgia.....	58
6.1. INTRODUÇÃO	59
6.2. METODOLOGIA.....	61
6.2.1. <i>Área de estudo e levantamento de dados</i>	61
6.2.2. <i>Parâmetros de uso de águas residuárias tratadas adotados</i>	62
6.2.3. <i>Remoção de outliers e estatística descritiva</i>	62

6.2.4. <i>Estudos de confiabilidade</i>	63
6.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	65
6.3.1. <i>Estatística descritiva</i>	65
6.3.2. <i>Estudos de confiabilidade</i>	67
6.4. CONCLUSÕES	72
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74

1. INTRODUÇÃO

A escassez de água é um fator cada vez mais preocupante, sendo considerada um dos maiores desafios para o desenvolvimento sustentável (FAO, 2012; ROCCARO; VERLICCHI, 2018). Esse fenômeno pode ser caracterizado pelo aspecto quantitativo, ou seja, pela própria falta de água em si, fator influenciado pelo aumento populacional em perspectiva mundial, assim como pelo aumento nos padrões de consumo de água por aqueles que têm acesso (SGROI; VAGLIADASHI; ROCCARO, 2018; SAPKOTA, 2019; TORETTA *et al.*, 2020). Adicionalmente, a preocupação pode ser avaliada pelo aspecto qualitativo, pela deterioração da qualidade dos recursos hídricos experimentada nas últimas décadas, o que está relacionado ao lançamento de águas residuárias sem tratamento e ao descarte inadequado de resíduos sólidos urbanos e industriais, fertilizantes, pesticidas, entre outros (CAIXETA, 2010; TORETTA *et al.*, 2020).

No Brasil, esse cenário se torna mais crítico devido a distribuição irregular dos recursos hídricos ao longo do território, o que leva ao estresse hídrico em algumas regiões do país, sendo registrado, em 2018, de acordo com a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2019), 2.516 episódios de seca no país, afetando cerca de 43 milhões de pessoas, cuja maioria se encontra na região Nordeste (ANA, 2019; SANTOS; VIEIRA, 2020). Em face a situação de escassez, os usos de água mais relevantes estão associados a irrigação, abastecimento urbano e indústrias, referentes a 49,8%, 24,3% e 9,7%, respectivamente, do volume total de água retiradas das bacias hidrográficas do país em 2019 (ANA, 2020).

De forma a buscar alternativas que reduzam o consumo de água com qualidade para abastecimento, o consumo de água bruta e também os impactos ambientais acarretados pela disposição inadequada de efluentes, o uso de águas residuárias tratadas (ART) surge como uma importante ferramenta de gestão hídrica, com aplicações cada vez mais comuns das ART para fins não potáveis, como na irrigação de culturas, a irrigação paisagística, na recarga de aquíferos, nas lavagens de equipamentos e pisos, dentre outros. Para indústrias siderúrgicas, que utilizam um largo volume de água em processos de resfriamento, lavagem de poeira e descalcificação, sendo uma pequena parcela consumida e o restante descartado (COLLA *et al.*, 2017) após tratamento em unidades específicas, essa prática pode ser considerada vantajosa tanto pelos benefícios ambientais, relacionados a redução de impactos, quanto pelos benefícios econômicos de redução de consumo e visibilidade positiva através do marketing ambiental.

No entanto, essa prática encontra barreiras para o seu desenvolvimento no preconceito dos usuários, nos riscos associados ao uso de águas residuárias tratadas e na falta de amparo

legal que regule e dê segurança a sua aplicação (SANTOS *et al.*, 2020).

Apesar de no Brasil ainda não existir, até a presente data, uma regulamentação federal quanto aos aspectos de qualidade da água para aplicação do uso de águas residuárias tratadas, alguns estados e municípios desenvolveram legislações de modo a determinar padrões de qualidade da água em âmbito local (SOUZA *et al.* 2019).

No Estado do Ceará, a Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE), publicou a Resolução COEMA nº 02, de 2 de fevereiro de 2017, que estabelece diretrizes, critérios e parâmetros específicos para o reúso não potável de água de acordo com as modalidades regulamentadas.

Dentre as exigências quanto às condições de aplicação do uso de águas residuárias que possa envolver o lançamento de efluente no solo, a legislação apresenta a necessidade de um estudo de modelagem da dispersão de contaminantes no solo, visto que nessa modalidade pode acarretar na contaminação de águas subterrâneas (ANDRADE *et al.*, 2018), alteração das características físico-químicas do solo e diminuição da fertilidade do solo. No entanto, não há especificação da metodologia que deve ser adotada para este tipo de estudo, sendo necessário o agrupamento de técnicas que possam auxiliar na realização da modelagem da dispersão dos contaminantes no solo (MDCS).

Tradicionalmente, um estudo completo de MDCS é dividido em duas fases, a primeira referente ao levantamento dos parâmetros de transporte de cada contaminante que são o coeficiente de dispersão (D), coeficiente de retardamento (R) e a dispersividade (λ) do contaminante no solo onde será feito o uso da ART. Essa fase é experimental, onerosa, trabalhosa e experimentos realizados com ART são escassos na literatura, mas imprescindíveis para o estudo de uso das ART. Adicionalmente, muitos valores de D, R e λ são dados de entrada de softwares específicos que utilizam fluidodinâmica computacional para modelar a seção vertical do bulbo úmido, denominado pluma de contaminação. Nestes, são feitas simulações variando a concentração do contaminante (CC) na ART, o tempo e a vazão de aplicação, com a finalidade de determinar a máxima CC que pode estar na ART sem promover contaminação de águas subterrâneas ou saturação do solo. Após determinar a CC permitida para ART, deve-se operar o sistema de tratamento de forma a obter no seu efluente uma ART com CC igual ou menor a CC para. Tal obtenção é dificilmente conseguida porque a CC no efluente varia em função da eficiência do sistema de tratamento, e devido às incertezas presentes no projeto e sobretudo na operação, existem riscos de falha.

Os estudos de confiabilidade dos sistemas de tratamento em operação permitirão, a partir de um percentual de falha assumido, calcular a CC efluente necessária para se obter por

pelo menos 95% do tempo de operação o padrão permitido para uso das ART. Assim, eventuais ajustes de processo ou incremento de etapas nas estações de tratamento podem ser necessários. Desta forma, os dados de monitoramento de três estações de tratamento de esgotos industriais e uma de esgoto sanitária foram submetidos à estatística descritiva para retirada de outliers. Em seguida, procedeu-se a análise da confiabilidade dos sistemas de tratamento utilizando a metodologia desenvolvida por Niku, Schroeder e Samaniego em 1979, a qual é recomendada pela *United States Environmental Protection Agency*.

Os valores de D , R e λ foram determinados através de curvas de eluição (*breakthrough curves*, BTC) obtidas por ensaios em coluna de lixiviação utilizando amostras de solo coletadas nas áreas dentro da indústria onde aconteceria o uso das ART.

A presente dissertação de mestrado está organizada nas seguintes partes:

- 1 – Introdução geral;
- 2 – Hipótese;
- 3 – Objetivos;
- 4 – Revisão bibliográfica;
- 5 – Artigo I denominado “Mobilidade de contaminantes em solos arenosos após a aplicação de águas residuárias tratadas produzidas em indústria siderúrgica”;
- 6 – Artigo II denominado “Análise de confiabilidade como ferramenta de apoio para projetos de reúso não potável em indústrias de Siderurgia”;
- 7 – Referências.

2. HIPÓTESES

O tipo de poluente ainda presente no esgoto tratado e as características do solo influenciarão na capacidade de retenção do contaminante, os quais serão determinados nos estudos de modelagem de dispersão.

A confiabilidade das estações pode variar conforme o tipo de esgoto sanitário ou industrial assim como com a tecnologia de tratamento adotada.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Avaliar o uso de águas residuárias tratadas provenientes de estações de tratamento de esgotos sanitários e industriais em uma indústria siderúrgica, por meio do estudo de mobilidade de contaminantes no solo, assim como da confiabilidade dos sistemas de tratamento.

3.2. Objetivos específicos

- Determinar as características físico-químicas de amostras de solo coletadas nas possíveis áreas de aplicação do uso de águas residuárias tratadas dentro de uma indústria siderúrgica;
- Determinar os parâmetros de transporte no solo de elementos químicos presentes na água residuária provenientes de quatro estações de tratamento de esgotos de uma indústria siderúrgica;
- Realizar um estudo de confiabilidade de quatro estações de tratamento de esgotos de uma indústria siderúrgica.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. Uso de águas residuárias tratadas

O uso de ART aparece como uma ferramenta de gerenciamento hídrico para garantir a segurança hídrica em um cenário de aumento do consumo de água em todo o planeta, aliado à deterioração da qualidade dos corpos hídricos e às crises hídricas cada vez mais rígidas e frequentes (ROCCARO; VERLICCHI, 2018; SGROI; VAGLIADASHI; ROCCARO, 2018; SAPKOTA, 2019). Esse uso pode ser definido como a recuperação de águas residuárias de modo a utilizá-los em atividades menos exigentes, reduzindo a escala do ciclo hídrico em favor do balanço energético (METCALF; EDDY, 2003).

Dentre as diversas classificações existentes para a prática do reúso, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) define as seguintes formas de utilização das águas residuárias: reúso indireto não-planejado da água, reúso indireto planejado da água, reúso direto planejado das águas e reciclagem de água. Outra maneira de classificar o uso de ART é em uso potável e não potável.

A utilização da ART para fins potáveis ainda não é regulamentada no Brasil, estando associada a muitos riscos devido à qualidade dos efluentes utilizados, que podem conter metais pesados, poluentes emergentes e organismos patogênicos (NORTON-BRANDÃO *et al.*, 2013; GARCIA; PARGAMENT, 2015). Ainda assim essa modalidade é praticada de maneira indireta e sem planejamento, visto que, as águas residuárias lançadas em corpos hídricos são incorporadas à água captada para abastecimento em cidades a jusante (BALASSIANO, 2018). Para Hespanhol (2015), a prática do uso potável direto de ART a partir de tecnologias avançadas de tratamento e de controle operacional será, em pouco tempo, a alternativa mais viável para fornecer água potável, devido à atenção dada as águas residuárias lançadas.

Já o uso de ART para fins não potáveis é uma prática consolidada em diversos países por apresentar riscos baixos se comparado com a modalidade anterior. Essa prática vem sendo adotada para atividades de uso doméstico, industrial, agrícola, urbanos, entre outros (ROCCARO; VERLICCHI, 2018).

O planejamento, a implantação e a operação de sistemas de uso de ART trazem uma série de melhorias, sendo comum à todas as modalidades a minimização das descargas de águas residuárias em corpos de água e a conservação dos recursos subterrâneos. Outros benefícios a serem considerados são a diminuição da pressão em corpos hídricos, o fornecimento, a longo prazo, de uma fonte segura de abastecimento de água para usuários que sofrem com a escassez

e a redução da dependência de fertilizantes através da reciclagem de nutrientes (GARCIA; PARGAMENT, 2015; MESA-JURADO *et al.*, 2012).

Todavia, no Brasil, a prática ainda necessita de um trabalho intenso de ampliação e incentivo para que possa estar vastamente desenvolvida, sendo, no tocante a cobertura em serviços de esgotamento sanitário no país, a proporção de ART utilizada em relação ao esgoto tratado no país de apenas 1,5 % (SANTOS; VIEIRA, 2020). A causa disso pode estar atribuída à falta de incentivo por parte dos órgãos de gestão, à resistência dos usuários e à insuficiência de amparo normativo de modo a fornecer garantias técnicas e legais aos produtores e consumidores da água a ser reutilizada.

No Brasil ainda não existe, até o presente momento, uma regulamentação em nível nacional que determine parâmetros de qualidade da água para o uso de ART, havendo apenas documentos que abordem aspectos norteadores para este fim. Recentemente, os Ministérios do Meio Ambiente, das Cidades e da Integração Nacional, desenvolveram o INTERÁGUAS - Programa de Desenvolvimento do Setor Água, que dentre seus objetivos, incluiu uma proposta de arcabouço legal para a prática de uso de ART no Brasil. No documento são apresentados parâmetros de qualidade e sugestões de tecnologias para se alcançar as qualidades desejadas para reger o uso de ART nos setores público e privado, no entanto, o mesmo não possui caráter normativo.

De modo a regulamentar a prática do uso de ART e viabilizar sua aplicação, alguns estados e municípios brasileiros desenvolveram legislações que apresentam padrões de qualidade das ART para utilização em âmbito local. Segundo Santos *et al.* (2020), até a presente data, as localidades que apresentam regulamentação quanto aos padrões de reúso no Brasil, são: município de Campinas no estado de São Paulo (CAMPINAS, 2014), estado da Bahia (BAHIA, 2010), estado do Ceará (CEARÁ, 2017), estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2020); estado do Rio Grande do Sul (RIO GRANDE DO SUL, 2020), e estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2020).

Nesse cenário e sabendo que o setor industrial é apontado como o principal responsável pelo aumento da dificuldade em adquirir água de qualidade (tanto por utilizar o recurso em altas quantidades, quanto pelo volume e qualidade com que devolve a água ao meio ambiente), é possível perceber que a utilização de ART é uma importante ferramenta de gestão dentro das indústrias (BEAL *et al.*, 2014). Estas ART podem ser aplicadas nos processos produtivos do empreendimento ou em atividades organizacionais, como lavagem de pisos e automóveis, irrigação de áreas verdes e descarga de sanitários. Para determinar o uso mais adequado dentro da indústria é necessário, dentre outros aspectos, observar os parâmetros exigidos para o uso

visado e a qualidade da ART produzida.

4.1.1. *Qualidade para uso de águas residuárias tratadas no Brasil*

Diversos estados brasileiros vêm desenvolvendo legislações para regulamentar o uso de ART, possibilitando e incentivando a aplicação da prática. Até a publicação desse trabalho, os estados e municípios brasileiros que apresentam regulamentação quanto aos padrões de reúso são: estado da Bahia (BAHIA, 2010), município de Campinas no estado de São Paulo (CAMPINAS, 2014), estado do Ceará (CEARÁ, 2017), estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2020); estado do Rio Grande do Sul (RIO GRANDE DO SUL, 2020), e estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2020).

Em todos esses foram estabelecidos valores para os padrões de reúso estabelecidos de acordo com as diferentes modalidades de aplicação das águas residuárias tratadas. Com exceção para o Ceará (2017), as categorias de uso das ART, assim como as especificações podem ser encontradas na Tabela 4.1.

Tabela 0.1 – Características gerais das categorias de uso de águas residuárias tratadas adotadas nas regulamentações abordadas.

Regulamentação	Modalidade	Características
Bahia (2010)	Reúso agrícola e/ou florestal	Categoria A: irrigação, inclusive hidroponia, de qualquer cultura incluindo produtos alimentícios consumidos crus. Categoria B: irrigação, inclusive hidroponia, de produtos alimentícios não consumidos crus e não alimentícios, forrageiras, pastagens, árvores, revegetação e recuperação de áreas degradadas
Campinas (2014)	Reúso urbano	Classe A (irrestrito): combate a incêndio e lavagem automatizada externa de veículo. Classe B (restrito): irrigação paisagística, lavagem de logradouros e outros espaços, construção civil, desobstrução de galerias e redes de esgoto.
São Paulo (2020)	Reúso urbano	Irrestrito: irrigação paisagística; lavagem de logradouros e espaços públicos e privados; construção civil; desobstrução de galerias; lavagem de veículos; combate a incêndio. Restrito: exclusivamente a todos os anteriores, exceto combate a incêndio.
Rio Grande do Sul (2020)	Reúso agrícolas e florestais	Aplicação de água de reúso para produção agrícola, cultivo de florestas plantas e recuperação de áreas degradadas.
	Reúso industrial	Utilização não potável de água de reúso em processos, atividades e operações industriais.
	Reúso urbano	Utilização de água de reúso em áreas urbanas,

		industriais ou rurais, públicas ou privadas, para fins de irrigação paisagística, lavagem de logradouros e veículos, desobstrução de tubulações, obras civis, equipamentos, instalações, entre outros usos não potáveis.
Minas Gerais (2020)	Reúso agrossilvipastoril amplo	Fertirrigação superficial, localizada ou por aspersão.
	Reúso agrossilvipastoril limitado	Fertirrigação superficial ou localizada, evitando-se contato da água de reúso com o produto alimentício.
	Reúso urbano amplo	Lavagem de pátios, logradouros ou outros com exposição similar; lavagem de veículos comuns; descargas sanitárias.
	Reúso urbano limitado	Lavagem de veículos especiais e externa de trens e aviões, controle de poeira, combate a incêndio, desobstrução de galerias.

Fonte: Adaptado de Santos *et al.* (2020); Bahia (2010); Campinas (2014); São Paulo (2020); Rio Grande do Sul (2020); Minas Gerais (2020).

Apesar de todas as legislações permitirem modalidades de uso de ART que envolvam o lançamento dos efluentes no solo, nem todas abordam aspectos regulamentadores quanto a questão visando a proteção do mesmo.

A legislação da Bahia (2010) condiciona o uso das ART para fins agrícolas e/ou florestais a um projeto produzido por profissional habilitado que determine critérios e procedimentos para as áreas de aplicação, sendo estabelecido que a taxa de aplicação das ART deve ser definida com base na qualidade física, química e físico-química das mesmas, não estabelecendo, no entanto, valores norteadores. Ademais, essa legislação é pioneira ao estabelecer que o solo no qual será lançado a água residuária deve ser caracterizado e monitorado periodicamente com valores definidos com base na Resolução CONAMA nº. 420, de 28 de dezembro de 2009.

Outras regulamentações que solicitam a caracterização do solo quando houver lançamento de ART são a do Ceará (2017), que será discutida no item 4.1.2, e a do Rio Grande do Sul (2020). A última exige que em áreas onde se deseje aplicar o lançamento de ART para fins agrícolas e florestais deve ser realizada, no primeiro licenciamento, uma análise do solo que contemple os parâmetros: Percentual de Sódio Trocável (PST), condutividade elétrica, argila, pH, índice SMP, fósforo, potássio, matéria orgânica, alumínio, cálcio, magnésio, H + Al, CTC, saturação de bases e saturação de alumínio e enxofre, cobre zinco, manganês, sódio, boro, cádmio, níquel, chumbo, mercúrio, arsênio, molibdênio, selênio, vanádio, cobalto, bário, cromo hexavalente e cromo trivalente. Após essa primeira análise, o monitoramento da área será com base em análises anuais do solo, com base nos parâmetros estabelecidos pelo órgão licenciador.

Ademais, a regulamentação também define que para que a utilização das ART seja possível, também devem ser disponibilizados registros operacionais que contenham informações sobre o volume aplicado no período, área de efetiva aplicação, distribuição, método, taxa de aplicação do efluente nas áreas, medidas de controle para minimizar o risco de contaminação em eventuais inconformidades e monitoramento.

Apesar de não apresentar exigências específicas quanto a análise do solo, a legislação de Minas Gerais é a única que estabelece como padrão a prática de fertirrigação em detrimento à irrigação (SANTOS *et al.*, 2020). A prática é adotada em preocupação com a qualidade do solo, uma vez que implica na aplicação de doses de ART que promovam o atendimento das necessidades nutricionais de espécies vegetais, sem, entretanto, comprometer a qualidade do solo e das águas subterrâneas e o desenvolvimento das plantas (MINAS GERAIS, 2020; SANTOS *et al.*, 2020).

Bahia (2010), São Paulo (2020), Minas Gerais (2020) e Rio Grande do Sul (2020) trazem considerações quanto aos valores de Razão de Adsorção de Sódio, por representar uma informação importante quanto a salinidade e permeabilidade do solo (SÃO PAULO, 2020).

O parâmetro cloro residual é analisado apenas pelas legislações Campinas (2014), São Paulo (2020) e Rio Grande do Sul (2020). Esse parâmetro é relevante quanto ao lançamento do solo uma vez que, em determinadas quantidades na ART lançada, o cloro pode prejudicar a estrutura do solo (VON SPERLING, 2014; SANTOS *et al.*, 2020).

Se ressalta que, com exceção da Resolução COEMA nº 02/2017, do Ceará, nenhuma das legislações apresentadas nesse tópico apresentam valores limites de saturação do solo para contaminantes, nem exigem diagnóstico do solo ou modelagem da dispersão dos contaminantes lançados.

4.1.2. Qualidade para uso de águas residuárias tratadas no Ceará

No Brasil, um dos estados pioneiros no desenvolvimento de legislações sobre padrões para uso de águas residuárias tratadas a partir de esgotos sanitários é o Ceará (SOUZA *et al.*, 2019).

No Ceará, a Lei nº 16.033/2016 apresenta critérios para a política estadual de uso não potável de ART, considerando as seguintes modalidades:

Art. 4º O reúso da água não potável, para efeito desta Lei, abrange as seguintes modalidades:

I - reúso para fins urbanos: utilização de água de reúso para fins de irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil e combate à incêndio;

II - reúso para fins agrícolas e florestais: utilização de água de reúso para irrigação na produção agrícola e cultivo de florestas plantadas, tendo ainda como subproduto a recarga de lençol subterrâneo;

III - reúso para fins ambientais: utilização de água de reúso para implantação de projetos de recuperação ambiental;

IV - reúso para fins industriais: utilização de água de reúso em processos, atividades e operações industriais;

V - reúso na aquicultura: utilização de água de reúso para a criação de animais ou para o cultivo de vegetais aquáticos.

§ 1º As modalidades de reúso não são mutuamente excludentes, podendo ser empregadas simultaneamente. (CEARÁ, 2016).

Em fevereiro de 2017, foi publicada a Resolução COEMA nº 02, na qual são dispostas as condições e padrões para uso das ART nas modalidades previamente apresentadas, além de especificações para os padrões de lançamento de acordo com a tipologia do empreendimento, podendo haver mudança ou liberação de algum parâmetro caso haja aprovação do órgão ambiental responsável no processo de licenciamento ambiental.

A norma determina que para a utilização de ART dentro de um empreendimento, é preciso, além de atender aos parâmetros estabelecidos para a modalidade de utilização de ART desejada, a depender da tipologia da água residuária utilizada, observar os padrões de lançamento para efluentes sanitários ou não sanitários.

Para a adoção da modalidade de uso de ART para fins ambientais é necessária a observância dos parâmetros apresentados na Tabela 4.2.

Tabela 0.2 – Padrões para uso de águas residuárias tratadas para fins ambientais apresentados na Resolução COEMA nº 02/2017.

Parâmetros	Valores Máximos			
	Efluente não sanitário (art.11)	Efluente Sanitário (art. 12)	Uso para fins ambientais (art.37)	
			Efluente sanitário (art. 40)	Efluente não sanitário (art. 44)
pH	5,0 e 9,0	5,0 e 9,0	6,0 e 8,5	6,0 e 8,5
Temperatura	Inferior a 40°C	Inferior a 40°C	-	Inferior a 40°C
Materiais sedimentáveis	1 mL/L em teste de 1 hora em cone <i>Imhoff</i>	1 mL/L em teste de 1 hora em cone <i>Imhoff</i>	-	1 mL/L em teste de 1 hora em cone <i>Imhoff</i>
Óleos minerais	20 mg/L	-	-	20 mg/L
Óleos vegetais e gorduras animais	50 mg/L	100 mg/L	-	50 mg/L
Materiais flutuantes	Ausente	-	-	Ausente
Sólidos Suspensos Totais	100 mg/L	100 mg/L	-	100 mg/L
Coliformes termotolerantes	5000 NMP/100mL	5000 NMP/100mL	10.000 NMP/100mL	5000 NMP/100mL
Sulfeto	1 mg/L	-	-	1 mg/L
Nitrogênio amoniacal total	até 20 mg/L, quando o pH ≤ 8,0; ou,	-	-	até 20 mg/L, quando o pH ≤ 8,0; ou,

	até 5 mg/L, quando o pH > 8,0			até 5 mg/L, quando o pH > 8,0
Sulfato	500 mg/L	-	-	500 mg/L
Demanda Química de Oxigênio	200,0 mg/L	-	-	200,0 mg/L
Cianeto total	1,0 mg/L	-	-	1,0 mg/L
Cianeto livre	0,2 mg/L	-	-	0,2 mg/L
Demanda Bioquímica de Oxigênio	-	120 mg/L	-	-
Condutividade	-	-	3000 µS/cm	3000 µS/cm
Ovos de geohelmintos	-	-	até 1 ovo/L de amostra	até 1 ovo/L de amostra

Fonte: Ceará (2017).

Os padrões adotados pela Resolução COEMA nº 02/2017 são considerados os mais realistas para o contexto socioeconômico dos estados brasileiros, uma vez que, dentro do cenário nacional, a utilização de padrões muito rigorosos pode dificultar a implementação da prática por representar encarecimento do tratamento (SOUZA *et al.*, 2019).

De acordo com o Artigo 15 da resolução, para lançamento direto de efluente tratado no solo, o que inclui as modalidades de uso de ART que apresentam esse aspecto, é necessária a elaboração de um relatório contendo:

- I - diagnóstico do solo com perfil, granulometria, teor de matéria orgânica, avaliação de taxa de infiltração/absorção e teor de metais constantes no Anexo II;
- II - teor total dos metais constantes no Anexo I, para o efluente;
- III - frequência e método de aplicação do efluente no solo;
- IV - declividade do local;
- V - nível e qualidade do lençol freático;
- VI - modelagem da dispersão; e
- VII - laudo conclusivo, com a anotação de responsabilidade técnica de um profissional habilitado, atestando a viabilidade ambiental do lançamento proposto (CEARÁ, 2017).

Apesar de condicionar o lançamento da ART no solo à apresentação da modelagem de dispersão dos contaminantes no solo, não é apresentado nenhum termo de referência quanto a sua elaboração.

Através desse Artigo, para a adoção da prática de utilização de ART, se torna necessária a observância dos metais listados na Tabela 4.3, além dos limites de saturação do solo, apresentados na resolução e expostos na Tabela 4.4.

Tabela 0.3 – Metais constantes no Anexo I da Resolução COEMA nº 02/2017.

Parâmetros Inorgânicos	Valores Máximos
Alumínio	10 mg Al.L ⁻¹
Arsênio Total	0,5 mg As.L ⁻¹
Bário	5,0 mg Ba.L ⁻¹
Boro	5,0 mg B.L ⁻¹
Cádmio	0,2 mg Cd.L ⁻¹
Chumbo	0,5 mg Pb.L ⁻¹
Cianeto Total	1 mg CN.L ⁻¹
Cobre dissolvido	1 mg Cu.L ⁻¹
Cromo hexavalente	0,1 mg Cr.L ⁻¹
Estanho	4,0 mg Sn.L ⁻¹
Ferro solúvel	15,0 mg Fe.L ⁻¹
Fenóis	0,5 mg C ₆ H ₅ OH.L ⁻¹
Fluoretos	10,0 mg F.L ⁻¹
Manganês solúvel	1,0 mg Mn.L ⁻¹
Mercúrio	0,01 mg Hg.L ⁻¹
Níquel	2,0 mg Ni.L ⁻¹
Nitrato	10 mg.L ⁻¹
Nitrito	1 mg.L ⁻¹
Prata	0,1 mg Ag.L ⁻¹
Selênio	0,05 mg Se.L ⁻¹
Zinco	5,0 mg Zn.L ⁻¹

Fonte: Ceará (2017).

Tabela 0.4 – Parâmetros específicos para limite de saturação do solo do Anexo II da Resolução COEMA nº 02/2017.

Parâmetros Inorgânicos	Valores Máximos (mg.kg ⁻¹ de peso seco)
Antimônio	2
Arsênio	15
Bário	150
Boro	1,7 (Recomendação OMS)
Cádmio	1,3
Chumbo	72
Cobalto	25
Cobre	60
Cromo	75
Mércurio	0,5
Molibidênio	30
Níquel	30
Prata	2
Selênio	5
Vanádio	1,7 (Recomendação OMS)
Zinco	300

Fonte: Ceará (2017).

Ademais, a Resolução COEMA nº 02/2017 condiciona em seu Artigo 44 que para a adoção do uso de efluentes não sanitários é necessária a apresentação de um projeto ao órgão ambiental competente, o qual precisa abranger:

- I - caracterização dos efluentes a serem destinados ao reúso, contendo as substâncias químicas previstas na Seção II desta Norma;
- II - testes de ecotoxicidade, no que couber;
- III - informações sobre o processo de atividade da qual se originam;
- IV - caracterização da modalidade de reúso;
- V - laudo conclusivo, com anotação de responsabilidade técnica de um profissional habilitado, atestando a viabilidade ambiental do reúso proposto;
- VI - outros estudos que se façam necessários de acordo com o órgão ambiental competente (CEARÁ, 2017).

4.2. Modelos para estudo da dispersão de poluentes no solo

4.2.1. Presença de metais pesados no solo

Os metais pesados são um grupo com poucas definições, cujo acúmulo no solo representa sérios riscos para o meio ambiente e para a saúde humana (FARRELL *et al.*, 2010; WUANA; OKIEIMEN; IMBORVUNGU, 2010; SU *et al.*, 2014), pois indicam um potencial de contaminação da água, dos solos e dos sedimentos. Também podem ser elementos tóxicos para seres humanos, plantas e animais, sendo acumulados através da cadeia alimentar. Os mais comumente encontrados são chumbo, cromo, arsênio, zinco, cádmio, cobre, mercúrio e níquel (WUANA; OKIEIMEN, 2011).

Esses metais costumam estar presentes no solo em baixas quantidades, mas seu acúmulo no ambiente se dá através de ação antrópica (SU *et al.*, 2014; WUANA; OKIEIMEN, 2011). O solo possui grande capacidade de retenção dos metais pesados, e quando essa capacidade é ultrapassada há uma alteração de sua disponibilidade no meio (OLIVEIRA *et al.*, 2010). A forma em que os metais se encontram no ambiente é que vai determinar sua mobilidade e é controlada pelo pH do meio e pelo potencial redox, costumando estarem solubilizados em baixos pH, o que torna mais fácil o seu transporte. As mudanças do pH alteram a capacidade de troca catiônica do solo proporcionando condições que facilitam a lixiviação dos metais pesados, o que põe em risco a qualidade dos ambientes próximos e as águas subterrâneas (OLIVEIRA *et al.*, 2010).

4.2.2. Dinâmica de solutos no solo

Solutos

Os solutos presentes no solo são íons cuja movimentação se dá por diversos processos. Esses íons podem lixiviar para camadas mais profundas do solo, podem ser absorvidos pelos vegetais presentes no solo e podem ser precipitados, caso estejam com uma concentração maior do que sua capacidade de solubilidade ou em altos valores de pH (SANTOS *et al.*, 2010; BASSO; KIANG, 2017). O deslocamento dos solutos no solo é influenciado pelas características do líquido percolante, pelas propriedades físico-químicas do solo e também pelas condições ambientais do meio que influenciam os parâmetros de transporte dos solutos (SILVA *et al.*, 2012; SANTOS *et al.*, 2010).

O estudo do transporte de solutos no solo é uma importante ferramenta na determinação de impactos ambientais e de riscos de contaminação do meio ambiente, pois em conjunto com o uso de modelos matemáticos, podem ser conhecidas características de íons específicos, como a maneira que interagem com os componentes do meio e sua movimentação e persistência no solo, entendendo a mobilidade de substâncias químicas no solo (SOUZA *et al.*, 2011).

Transporte de solutos no solo

A adsorção é o fenômeno que determina a movimentação e a persistência dos contaminantes no solo, tendo grande influência sobre o retardamento do avanço da pluma de contaminação do solo. Nela, o soluto adere às superfícies das partículas do solo devido à existência de cargas elétricas de superfície, positivas e negativas, que atraem ânions e cátions, respectivamente.

Esse processo ocorre mais frequentemente na matéria orgânica e em argilominerais (OLIVEIRA *et al.*, 2010), pois estes apresentam maior capacidade de troca iônica que os siltes e areias. Assim, quanto maior o teor de argila do solo, maior será a capacidade de retenção, principalmente de cátions. Dessa maneira, entende-se que os solos arenosos apresentam maior probabilidade de contaminação do lençol freático devido à alta condutividade hidráulica e à baixa capacidade de reter íons (BASSO; KIANG, 2017).

O deslocamento de solutos e substâncias químicas no solo é controlado por três processos principais: advecção, difusão molecular e dispersão mecânica. Esses fenômenos são influenciados pelas características locais, como condutividade hidráulica e umidade do solo, capacidade de troca catiônica do solo, pH, granulometria, estrutura e grau de estratificação do perfil do solo (OLIVEIRA *et al.*, 2010).

A advecção é o mecanismo de transporte onde os contaminantes se movem junto com a massa da água, acompanhando o fluxo natural, e guardam uma relação direta com a velocidade

do fluxo hidráulico (OLIVEIRA *et al.*, 2010).

O transporte dispersivo de contaminantes no solo diz respeito aos fenômenos de difusão molecular e a dispersão mecânica, processos responsáveis pelo espalhamento das substâncias no solo e subsequente uniformização de suas concentrações no solo.

Oliveira *et al.* (2010) definem a difusão molecular como um processo espontâneo no qual há um espalhamento das espécies químicas quando há diferença de concentração, passando da zona onde há maior concentração para a zona com menor, e predomina nos meios porosos nos quais a velocidade é mais lenta.

A dispersão mecânica ocorre devido às variações da velocidade do fluido no interior dos poros em relação à velocidade média de água nos poros (BASSO; KIANG, 2017) e é caracterizada por um espalhamento do material. O fenômeno da dispersão acontece apenas com o movimento da água e pode acontecer em fluxo longitudinal e em fluxo tangencial, sendo o primeiro predominante em relação ao segundo.

Para melhor entender esses processos que influenciam o deslocamento de solutos no solo é de grande importância o uso de modelos de simulação, cujos parâmetros descrevem a relação solo-soluto.

Os parâmetros relevantes para esse fim são o coeficiente de dispersão (D) e o fator de retardamento (R). O parâmetro físico D leva em consideração os processos de difusão e de dispersão mecânica no solo (GENUCHTEN; WIERENGA, 1986). Já o parâmetro R descreve as interações entre contaminantes e solo, incluindo os processos sorcivos, que podem ser determinados por um ensaio de sorção, ou diretamente, pela análise da curva de eluição obtida em colunas de lixiviação (OLIVEIRA *et al.*, 2013). De acordo com Valocchi (1984), esse fator representa a relação de defasagem entre a velocidade de avanço do soluto reativo e a velocidade média da água no poro, o que indica a capacidade de retenção do solo para determinado composto.

A equação que rege o fenômeno do transporte de contaminantes no solo é a apresentada na Equação 4.1 e envolve os fenômenos descritos acima: sorção, dispersão, advecção, e as possíveis reações dos contaminantes com o solo ao longo do tempo.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{B_d}{\theta} \frac{\partial C^*}{\partial t} + \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right)_{rxn} \quad (4.1)$$

Em que:

C - concentração do soluto na fase líquida;

t - tempo;

D_L - coeficiente de dispersão longitudinal;

v_x - velocidade média da água subterrânea;

B_d - densidade volumétrica do aquífero;

θ - quantidade de umidade ou porosidade do meio saturado;

C^* - quantidade de soluto sorvido por unidade de massa sólida;

rxn - subscrito que indica reação química ou biológica (outra que não sorção).

Genuchten e Wierenga (1986) apresentaram uma solução analítica da equação de transporte apresentada na Equação 4.2.

$$\frac{C}{C_o} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{Rx-vt}{\sqrt{4DRt}} \right) - \left(1 + \frac{vx}{D} + \frac{v^2t}{DR} \right) e^{(vx/D)} \operatorname{erfc} \left(\frac{Rx+vt}{\sqrt{4DRt}} \right) \right] + \sqrt{\frac{v^2t}{\pi DR}} e^{\left| -\frac{(Rx-vt)^2}{4DRt} \right|} \quad (4.2)$$

Em que:

C - concentração do soluto na solução efluente (mg.L^{-1});

C_o - concentração da solução deslocadora (mg.L^{-1});

R - fator de retardamento;

x - comprimento da coluna de solo (cm);

t - tempo (h);

D - coeficiente de dispersão hidrodinâmica ($\text{cm}^2.\text{h}^{-1}$);

v - velocidade média da solução na coluna de solo (cm.h^{-1});

erfc - função erro complementar.

Outro parâmetro de transporte relevante é a dispersividade do meio poroso (λ) que está relacionado a características do próprio solo.

Diversos estudos têm sido conduzidos para avaliar a mobilidade de solutos no solo utilizando ensaios de deslocamento em colunas de solo (BASSO; KIANG, 2017; OLIVEIRA *et al.*, 2013; OLIVEIRA *et al.*, 2010), associados aos modelos matemáticos apresentados acima, o que possibilita entender o comportamento dos solutos no meio poroso. Na Tabela 4.5 são apresentados alguns dos parâmetros obtidos em alguns estudos sobre o tema.

Tabela 0.5 – Estudos relacionados à determinação de parâmetros de mobilidade de contaminantes no solo.

Metal	Classificação textural do solo	R	D (cm ² .h ⁻¹)	Ajuste (r ²)	Estudo
Cádmio	Franco arenoso	27	-	-	Fonseca <i>et al.</i> (2011)
	Resíduo da Construção Civil	3,49	32,92	-	Moreira <i>et al.</i> (2010)
	Muito argiloso	2,77	27,53	0,98	Oliveira <i>et al.</i> (2010)
	Muito argiloso	1,35	35,48	0,86	Oliveira <i>et al.</i> (2010)
	Franco arenoso	0,98	52,25	0,97	Oliveira <i>et al.</i> (2010)
	Muito argiloso	3,34	19,53	0,99	Oliveira <i>et al.</i> (2010)
	Argiloso arenoso	5,9	0,04	-	Conciani (2016)
Cálcio	Franco argiloso arenoso	1,70	64,19	-	Santos <i>et al.</i> (2010)
	Franco arenoso	1,67	270,12	-	Santos <i>et al.</i> (2010)
	Franco argiloso arenoso	1,59	180,34	-	Santos <i>et al.</i> (2010)
	Areia	1,51	391,78	-	Santos <i>et al.</i> (2010)
	Argiloso	1,98	41,46	-	Matos <i>et al.</i> (2013)
	Franco argiloso arenoso	1,27	9,01	-	Matos <i>et al.</i> (2013)
	Muito argiloso	1,11	0,54	-	Matos <i>et al.</i> (2013)
Chumbo	Franco arenoso	34	-	-	Fonseca <i>et al.</i> (2011)
	Resíduo da Construção Civil	7,48	37,64	-	Moreira <i>et al.</i> (2010)
	Argiloso arenoso	25,2	0,18	-	Conciani (2016)
Cloreto	Arenoso	2,99	4,45E-3	-	Basso e Kiang (2017)
	Arenoso	1,44	-	-	Zuquette <i>et al.</i> (1997) <i>apud</i> Basso e Kiang (2008)
Cobre	Franco arenoso	49	-	-	Fonseca <i>et al.</i> (2011)
	Resíduo da Construção Civil	6,4	37,64	-	Moreira <i>et al.</i> (2010)
	Argiloso arenoso	11,3	0,1	-	Conciani (2016)
Cromo	Franco arenoso	107	-	-	Fonseca <i>et al.</i> (2011)
Fósforo	Franco arenoso	2,1	1,74	-	Mahmood-UI-Hassan, Rashid e Rafique (2011)
Lítio	Argiloso	1,32	48,48	0,987	Oliveira <i>et al.</i> (2013)
	Franco argiloso	0,73	3,83	0,993	Oliveira <i>et al.</i> (2013)
	Muito argiloso	0,83	22,81	0,992	Oliveira <i>et al.</i> (2013)
Magnésio	Franco argiloso arenoso	2,024	90,95	-	Santos <i>et al.</i> (2010)
	Arenoso	1,91	276,90	-	Santos <i>et al.</i> (2010)
	Franco argiloso arenoso	2,11	153,80	-	Santos <i>et al.</i> (2010)
	Arenoso	1,68	196,25	-	Santos <i>et al.</i> (2010)
	Argiloso	1,49	12,67	-	Matos <i>et al.</i> (2013)
	Franco argiloso arenoso	0,85	15,05	-	Matos <i>et al.</i> (2013)
	Muito argiloso	0,75	0,15	-	Matos <i>et al.</i> (2013)
Nitrato	Argiloso	1,055	6,17	-	Alcântara e Camargo (2010)
	Argiloso	1,223	11,64	-	Alcântara e Camargo

(2010)					
	Franco arenoso	1	1,48	-	Mahmood-UI-Hassan, Rashid e Rafique (2011)
	Arenoso	5,22	1,422	-	Basso e Kiang (2017)
	Arenoso	7 e 5	-	-	Zuquette <i>et al.</i> (1997) <i>apud</i> Basso e Kiang (2008)
Potássio	Franco argiloso arenoso	1,69	45,957	-	Santos <i>et al.</i> (2010)
	Arenoso	1,25	268,83	-	Santos <i>et al.</i> (2010)
	Franco argiloso arenoso	1,67	91,167	-	Santos <i>et al.</i> (2010)
	Arenoso	1,37	234,59	-	Santos <i>et al.</i> (2010)
	Argiloso	1,40	4,09	0,99	Silva <i>et al.</i> (2012)
	Argiloso	1,63	6,76	-	Matos <i>et al.</i> (2013)
	Franco argiloso arenoso	2,17	3,44	-	Matos <i>et al.</i> (2013)
	Muito argiloso	1,43	1,22	-	Matos <i>et al.</i> (2013)
	Arenoso	1,12	13,61	-	Andrade <i>et al.</i> (2018)
		Franco argiloso arenoso	2,335	144,904	-
	Arenoso	1,485	216,036	-	Santos <i>et al.</i> (2010)
Sódio	Franco argiloso arenoso	1,688	71,542	-	Santos <i>et al.</i> (2010)
	Arenoso	1,364	155,34	-	Santos <i>et al.</i> (2010)
	Argiloso	2,032	464,22	0,977	Silva <i>et al.</i> (2012)
	Arenoso	1,68	27,6	-	Andrade <i>et al.</i> (2018)
		Franco arenoso	6	-	-
Zinco	Resíduo da Construção Civil	5,97	26,34	-	Moreira <i>et al.</i> (2010)

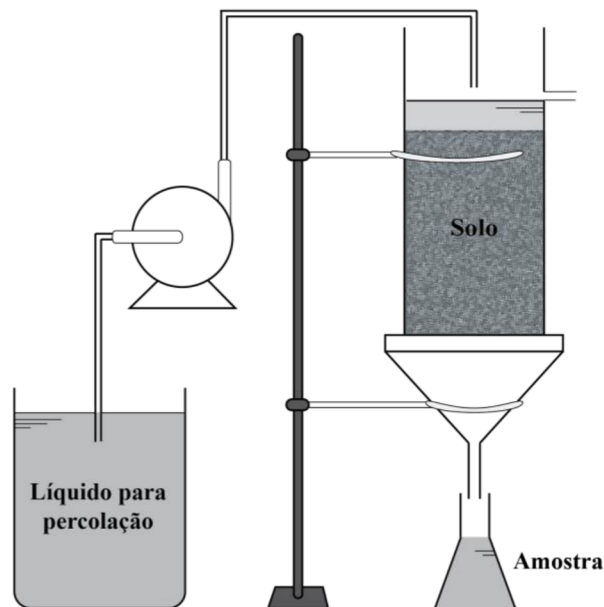
Fonte: Autora (2021).

A partir do levantamento dos dados acima foi possível notar que ainda são poucos os estudos na área que visam o entendimento da mobilidade dos metais no solo, sendo maior a deficiência em relação a estudos para solos arenosos.

Ensaio em colunas de lixiviação

O ensaio em colunas de lixiviação consiste em percolar uma solução do contaminante fluido, através de uma coluna cilíndrica preenchida com uma amostra deformada ou indeformada de solo da área estudada. Em intervalos pré-definidos, são coletadas amostras do líquido efluente, que são analisadas para determinação das concentrações. A Figura 4.1 representa o esquema do ensaio.

Figura 0.1 – Esquema do ensaio de coluna.



Fonte: Autora (2021).

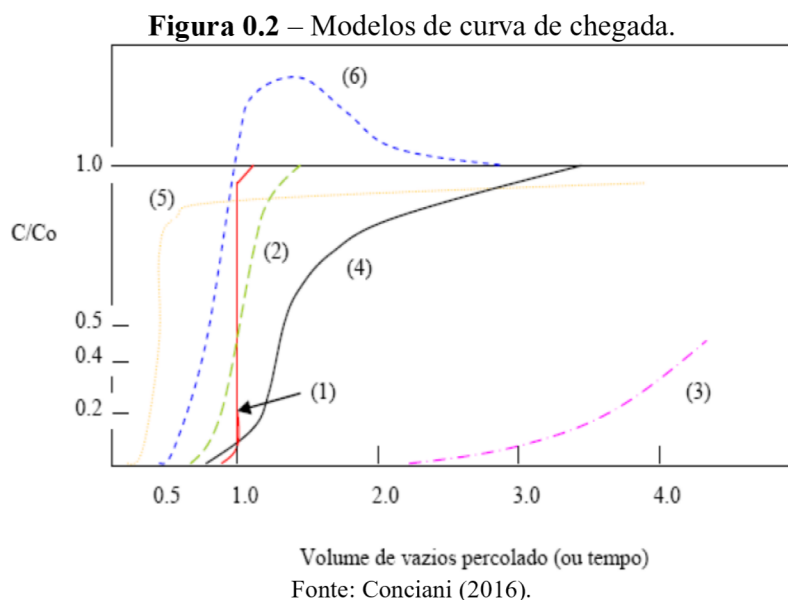
A partir dos valores de concentração do contaminante ao passar pela coluna de solo (C) e da concentração inicial do contaminante na solução deslocadora (C_0) é possível obter a curva de chegada, BTC, que expressa em gráfico a concentração relativa do contaminante (C/C_0) em função do número de volume de poros da solução coletada após passar pela coluna de solo.

Análises de curvas BTC

Em estudo publicado por Conciani (2016) são apresentados possíveis comportamentos das curvas de chegada (Figura 4.2), que podem indicar características da relação entre o contaminante e o solo.

Na Figura 4.2 a curva (1) indica um transporte advectivo uniforme e não disperso, no qual a concentração de saída da coluna é igual a concentração de entrada para o primeiro volume de poros percolado; nesse ponto, entende-se que o líquido percolador desloca toda a água do solo. A curva (2) indica que o composto estudado já pode ser detectado antes de 1 volume poroso, em uma concentração relativa menor que um, indicando um movimento dispersivo, no qual há tendência ao espalhamento da pluma de contaminação. A curva (3) representa compostos que são completamente retidos pelo solo até o segundo volume poroso indicando um forte processo adsortivo, o que promove altos valores de coeficiente de retardamento. Já de acordo com a curva (4) é possível inferir que, por mais que haja chegada de contaminante antes

de 1 volume poroso, há algum retardamento, comportamento que pode representar um fluxo através de canais, com espécies químicas de elevada reatividade com o solo, atingindo o equilíbrio através da difusão. Na curva (5) há indicações de um rápido fluxo do líquido percolador no solo com a rápida chegada de solutos não reativos, sendo o equilíbrio atingido mais lentamente através da difusão nos microporos do solo. Por fim, a curva (6) indica a dessorção do contaminante no solo, no qual rapidamente a concentração do contaminante na saída é maior do que na chegada.



De acordo com Nielsen e Biggar (1962), quando na curva a concentração relativa de 0,5 está à frente de 1 número de volume de poros, a curva de efluente se apresentará deslocada para a direita, indicando retardamento na velocidade de avanço do soluto em relação à velocidade média de avanço da solução deslocadora. Isso significa que ao escoar através do perfil do solo, parte do soluto é adsorvida, sinalizando um fator de retardamento maior que a unidade. A partir desta análise se constata que, para a relação C/C_0 de 0,5, quanto mais o valor do número de volume de poros se distancia de 1, maior é a interação soluto-solo (MATOS *et al.*, 2013).

3.2 Estudos de confiabilidade

4.3.1 Confiabilidade

A confiabilidade de uma estação de tratamento de esgoto diz respeito à porcentagem de

tempo em que, sob determinadas condições, o efluente tratado consegue atingir os parâmetros estabelecidos para ele (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2008; ALDERSON; DOS SANTOS; FILHO, 2015). Assim, se considera uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) que sempre atinge os valores de lançamento esperados como 100% confiável (ALDERSON; DOS SANTOS; FILHO, 2015).

No entanto, é impossível que uma estação de tratamento de esgoto não tenha a probabilidade de falhar, devido às sensibilidades do projeto e da operação, além das variações nas características do esgoto a ser tratado (METCALF; EDDY, 2016; PONCE; ROLLEMBERG; OLIVEIRA, 2019). Por isso, é necessário que as estações levem em consideração no projeto uma probabilidade de falha aceitável dentro das necessidades do tratamento, estabelecendo um nível de confiabilidade, conhecido como coeficiente de confiabilidade (CDC).

Esse coeficiente foi desenvolvido por Niku, Schroeder e Samaniego (1979) avaliando o desempenho de processos de lodos ativados em 43 ETEs em operação nos Estados Unidos, utilizando a distribuição lognormal, já que esta tem sido apresentada como o ajuste mais representativo para a maioria dos constituintes (ALDERSON; DOS SANTOS; FILHO, 2015; OLIVEIRA; VON SPERLING, 2008). O cálculo do coeficiente de confiabilidade é realizado a partir da Equação 4.3.

$$CDC = (\sqrt{CV^2 + 1}) \cdot \exp \left[-Z_{1-\alpha} \sqrt{\ln(CV^2 + 1)} \right] \quad (4.3)$$

Em que:

CDC - coeficiente de confiabilidade;

CV - coeficiente de variação (desvio padrão dividido pela média da distribuição existente);

$Z_{1-\alpha}$ - variável normal central reduzida correspondente à probabilidade de não excedência $(1-\alpha)$.

A função da concentração dos parâmetros do efluente exerce grande influência na probabilidade de falha da estação. A partir dela é possível utilizar uma equação para determinar a fração do tempo em que algum limite foi excedido no passado e assim prever o comportamento futuro da estação, se as variáveis do projeto permanecerem as mesmas (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2008).

Para a determinação de $Z_{1-\alpha}$, utiliza-se uma relação padronizada entre esse valor e a confiabilidade $(1-\alpha)$, demonstrada na Tabela 4.6 (ORUMIEH *et al.*, 2014; OLIVEIRA; VON

SPERLING, 2008).

Tabela 0.6 – Valores da Distribuição normal padronizada.

Probabilidade cumulativa (1- α) = nível de confiabilidade (%)	$Z_{1-\alpha}$
50	0,000
60	0,253
70	0,525
80	0,842
90	1,282
95	1,645
98	2,054
99	2,326

Fonte: Orumieh *et al.* (2014); Oliveira e Von Sperling (2008).

Niku, Schroeder e Samaniego (1979) também relacionam a concentração média do constituinte (valor de projeto ou de operação) com os padrões exigidos, visando a determinação de uma concentração média que garanta que a concentração do efluente esteja abaixo do estipulado. Esse valor médio de projeto ou de operação (m_x) pode ser calculado a partir da Equação 4.4:

$$m_x = CDC \cdot X_s \quad (4.4)$$

Em que:

m_x - concentração média do constituinte;

X_s - meta de qualidade ou padrão fixado por alguma legislação ou norma;

CDC - coeficiente de confiabilidade.

A confiabilidade de uma ETE é baseada no conhecimento do comportamento do processo e influencia os custos inicial e operacional do tratamento. Caso sejam desejadas baixas probabilidades de falha e alto rigor ao atendimento aos padrões de qualidade, há aumento nos custos da estação, já que se torna necessária a utilização de mão de obra mais qualificada, sistemas de controle e automatização modernos e expansão da ETE e dos tratamentos aplicados. Para estações onde seja permitido maiores riscos de falha, os custos se tornam mais baixos, porém é necessário quantificar os custos tangíveis e intangíveis ligados à violação (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2008).

No Brasil ainda são poucos os estudos sobre o desempenho de processos de tratamento com uso de análises estatísticas e sobre desenvolvimento de métodos para a adoção de conceitos

de confiabilidade e estabilidade no projeto e operação de ETEs (PONCE; ROLLEMBERG; OLIVEIRA, 2019).

4.3.2. Percentual esperado de atendimento a padrões de lançamento

Visando a verificação do percentual esperado de atendimento à legislação, Niku, Schroeder e Samaniego (1979) propuseram uma equação derivada da integração da função densidade de probabilidade da distribuição normal. Entretanto, outros autores utilizaram relações entre a distribuição normal e lognormal para desenvolverem uma equação mais simples, sem a necessidade da integração (ORUMIEH *et al.*, 2014), representada pela Equação 4.5.

$$Z_{1-\alpha} = \ln X_s - \frac{\left[\ln m_x - \frac{1}{2} \ln(CV^2 + 1) \right]}{\sqrt{\ln(CV^2 + 1)}} \quad (4.5)$$

Em que:

$Z_{1-\alpha}$ - variável normal central reduzida correspondente à probabilidade de não excedência (1- α);

X_s - meta de qualidade ou padrão fixado por alguma legislação ou norma;

m_x - concentração média do efluente;

CV - coeficiente de variação (desvio padrão dividido pela média da distribuição existente).

Encontrando os valores referentes à probabilidade cumulativa da distribuição normal padronizada (distribuição Z) é possível determinar o percentual de atendimento alcançado, obtido pela área subentendida pela curva normal central reduzida, que pode ser determinada através da função DISTNORMP do Excel ou encontrada em livros de estatística (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2008).

5 ARTIGO I - Mobilidade de contaminantes em solos arenosos após a aplicação de águas residuárias tratadas produzidas em indústria siderúrgica

Uma versão modificada desse artigo foi submetida à Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental.

5.1. INTRODUÇÃO

As indústrias siderúrgicas utilizam um elevado volume de água em processos de resfriamento, lavagem de poeira e descalcificação, sendo uma pequena parcela consumida e o restante descartado para estações de tratamento (COLLA *et al.*, 2017). Em um cenário de escassez hídrica, alternativas de gestão têm sido adotadas, visando a redução do consumo de água, além dos impactos ambientais acarretados pela disposição inadequada de efluentes. Nesse sentido, o uso de águas residuárias configura-se como uma importante ferramenta de gestão sustentável (TORETTA *et al.*, 2020).

Além das aplicações do uso de água residuária dentro do processo produtivo de uma indústria siderúrgica, existem também opções relacionadas à manutenção do empreendimento, como lavagem de pisos, irrigação de áreas verdes e resfriamento da escória. Algumas das modalidades envolvem o lançamento do efluente no solo, gerando riscos de contaminação deste pelo acúmulo de compostos, além de contaminação das águas subterrâneas pela lixiviação de solutos (ANDRADE *et al.*, 2018), alteração das características físico-químicas do solo e diminuição de sua fertilidade. Em uma siderurgia, a contaminação através do lançamento da água residuária tratada pode se dar principalmente pela presença de metais pesados e outros íons, a depender da composição da água utilizada.

Os íons presentes no solo e os lançados podem lixiviar para camadas mais profundas do solo, podem ser absorvidos pelos vegetais presentes ou precipitados, caso estejam com uma concentração maior do que sua capacidade de solubilidade ou em altos valores de pH (BASSO; KIANG, 2017). O solo possui grande capacidade de retenção dos metais pesados. Entretanto, quando essa capacidade é ultrapassada, podem ocorrer processos de carreamento e poluição das águas subterrâneas. O deslocamento dos solutos no solo é influenciado pelas características do líquido percolante, pelas propriedades físico-químicas do solo e também pelas condições ambientais do meio que influenciam os parâmetros de transporte dos solutos (OLIVEIRA *et al.*, 2010; SILVA *et al.*, 2012).

O estudo do transporte de solutos no solo é uma importante ferramenta na determinação de impactos ambientais e de riscos de contaminação do meio ambiente, pois em conjunto com o uso de modelos matemáticos, podem ser conhecidas características de íons específicos, como a maneira que interagem com os componentes do meio e sua movimentação e persistência no solo, entendendo a mobilidade de substâncias químicas no solo (BASSO; KIANG, 2017).

Estudos têm sido conduzidos para avaliar a mobilidade de solutos no solo utilizando ensaios de deslocamento em colunas de solo (OLIVEIRA *et al.*, 2010; MATOS *et al.*, 2013;

OLIVEIRA *et al.*, 2013; BASSO; KIANG, 2017; ANDRADE *et al.*, 2018), associados a modelos matemáticos, o que possibilita entender o comportamento dos solutos no meio poroso. Estudos sobre a movimentação de metais estão voltados para resíduos da construção civil (MOREIRA *et al.*, 2010), em resíduos sólidos (OLIVEIRA *et al.*, 2013), em sua maioria com uso de solução percoladora artificial, cuja concentração dos contaminantes é estabelecida previamente. Entretanto, estudos de modelagem para águas residuárias provenientes das estações de tratamento, especialmente com fins de uso em escala real, são raros na literatura.

Parâmetros utilizados para conhecer a maneira que os solutos interagem com o solo são o fator de retardamento (R), o coeficiente de dispersão (D) e a dispersividade (λ). Por meio do parâmetro R determina-se a relação de defasagem entre a velocidade de avanço do soluto reativo e a velocidade média da água no poro, o que indica a capacidade de retenção do solo para determinado composto, descrevendo as interações entre contaminantes e solo (VALOCCHI, 1984; GENUCHTEN; WIERENGA, 1986). Os parâmetros físicos D e λ levam em consideração os processos de difusão e de dispersão mecânica no solo.

Este trabalho teve como objetivo realizar um estudo de modelagem da dispersão de contaminantes em solos arenosos com águas residuárias tratadas em diferentes estações de tratamento de uma indústria siderúrgica, com fins de avaliação sobre a possibilidade ou não de uso dentro do empreendimento.

5.2. METODOLOGIA

5.2.1. Área de estudo e coleta de amostras de solo

A indústria metalúrgica a partir da qual foi desenvolvido o estudo foi a Companhia Siderúrgica do Pecém (CSP), instalada no Complexo Industrial e Portuário do Pecém (CIPP), no município de São Gonçalo do Amarante no estado do Ceará. A siderúrgica tem capacidade de produção de 3 milhões de toneladas por ano de aço bruto, sendo a placa seu principal produto.

Na CSP são produzidos esgoto sanitários e águas residuárias (AR) das atividades da siderúrgica oriundas do pátio de matérias-primas, da aciaria e do lingotamento contínuo, que são tratadas na CSP separadamente em quatro estações de tratamento de efluentes (ETE): ETE Sanitária, ETE Principal, ETE Pátio de Matérias Primas e ETE Lingotamento Contínuo, respectivamente, totalizando aproximadamente $359.000 \text{ m}^3 \cdot \text{mês}^{-1}$ de água residuária tratada. As águas residuárias utilizadas nos ensaios de mobilidade de contaminantes em colunas de solo saturado foram coletadas na saída das ETE Sanitária, ETE Principal, ETE Pátio de Matérias

Primas e ETE Lingotamento Contínuo de forma composta ao longo de 1h, de maneira a se ter um volume final de 50L para cada ETE, acondicionadas em gelo e encaminhadas para o Laboratório de Saneamento Ambiental (Labosan) do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, para caracterização das amostras e realização dos ensaios em coluna descritos a seguir.

As amostras de solo caracterizadas e utilizadas nos ensaios de deslocamento miscível foram coletadas no interior da CSP em três áreas com potencial para aplicação do uso (APAU) das águas residuárias tratadas. As áreas adotadas foram nomeadas A, B e C, nas quais as águas residuárias podem ser utilizadas para irrigação de um cinturão verde no entorno da companhia, resfriamento de placas de aço e aspersão de vias não pavimentadas no interior da indústria, respectivamente. Uma vez que o uso nessas atividades implica no lançamento das águas residuárias no solo, se torna necessária a realização de um estudo sobre a mobilidade dos contaminantes presentes nas águas residuárias nos solos das APAU, de acordo com a Resolução estadual COEMA nº 02/2017, que dispõe sobre padrões e condições do uso de águas residuárias tratadas.

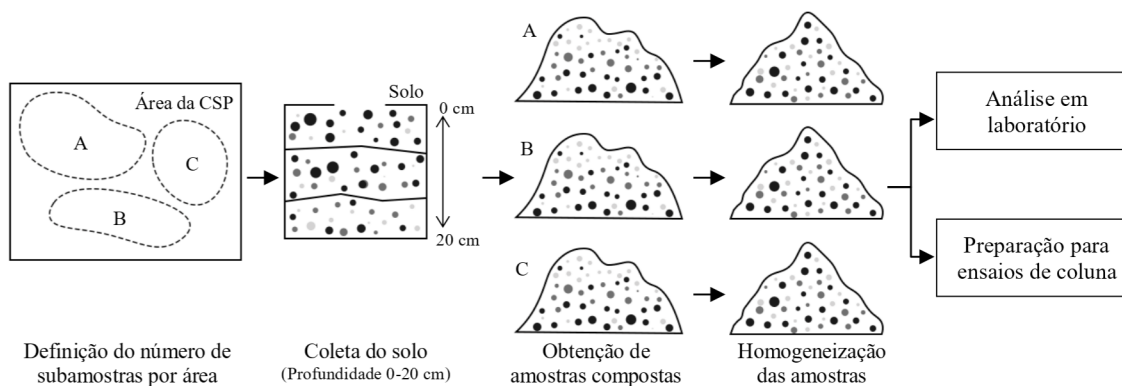
A coleta foi realizada conforme a referida legislação, sendo coletadas 5 subamostras por hectare da região em profundidades de 0-20 cm da superfície. Antes da coleta das subamostras foi realizada no local a remoção do horizonte O do solo, visando a não interferência da matéria orgânica superficial nos ensaios de mobilidade de contaminantes. Através do método do caminhamento dentro da APAU foram coletadas 55, 14 e 23 subamostras de mesmo volume para as áreas A (10,93 ha), B (2,64 ha) e C (4,53 ha), respectivamente. As amostras deformadas foram retiradas utilizando trado, seguindo estudos prévios na temática como Oliveira *et al.* (2010), Silva *et al.* (2012), Oliveira *et al.* (2013) e Andrade *et al.* (2018).

A partir da homogeneização das subamostras separadamente foram obtidas 3 amostras compostas de solo, uma para cada APAU. Estas foram armazenadas em sacos plásticos limpos e utilizadas tanto para as análises de caracterização do solo quanto para os ensaios para quantificação do transporte dos contaminantes em coluna preenchida com o solo das áreas.

Parte das amostras foi retirada por quarteamento e encaminhada ao Laboratório de Solo/Água do Departamento de Engenharia Agrícola do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará, para caracterização química e física, de acordo com as análises apresentadas nos resultados, e segundo as metodologias preconizadas pelo Manual de Métodos de Análises de Solo (EMBRAPA, 2011) para solos normais.

O fluxograma dos procedimentos com o solo pode ser visto na Figura 5.1.

Figura 5.1 – Fluxograma da coleta e análise do solo.



Fonte: Da Autora (2021).

O restante foi preparado para o preenchimento das colunas de solo utilizadas nos ensaios de mobilidade de contaminantes, conforme descrito no item 5.2.2. Nesta preparação, as amostras compostas de cada região foram secas em estufa a 105 °C por 24h para estabilização da umidade, destorroadas e passadas por peneira de malha de 2,00 mm.

5.2.2. Determinação dos parâmetros de transporte de contaminantes

Os ensaios de mobilidade de contaminantes em solo saturado foram realizados visando a simulação da disposição das águas residuárias das quatro estações de tratamento de efluentes (ETEs) nas três áreas com potencial para aplicação das águas residuárias tratadas. As amostras foram coletadas nas quatro ETEs e armazenadas em bombonas sob condição de baixa temperatura (4° C).

Dessa forma, nos ensaios de mobilidade de contaminantes em colunas de solo saturado, foram combinadas as áreas de lançamento e as águas residuárias. Para que o ensaio fosse realizado em duplicata, foram construídas 8 colunas de PVC com as seguintes dimensões: diâmetro interno igual a 7,5 cm, comprimento igual a 20 cm sendo a base das colunas vedada com gaze. A relação entre os locais onde se desejava aplicar as águas residuárias tratadas e as ETEs potenciais são apresentadas na Tabela 5.1.

Para que o solo no interior da coluna apresentasse densidade semelhante à densidade real da amostra em campo, cada amostra de solo ensaiada na coluna tinha as seguintes condições: peso de 974,14 g, altura de 15 cm, e volume de 662,68 cm³. Foi adicionado um tubo extravasor na altura de 17 cm da coluna, para garantir uma lâmina de água acima do solo de 2 cm, representando uma condição extrema de acúmulo de efluente na superfície do solo em campo.

Tabela 5.1 – Relação entre local de aplicação e ETEs geradoras das águas residuárias tratadas.

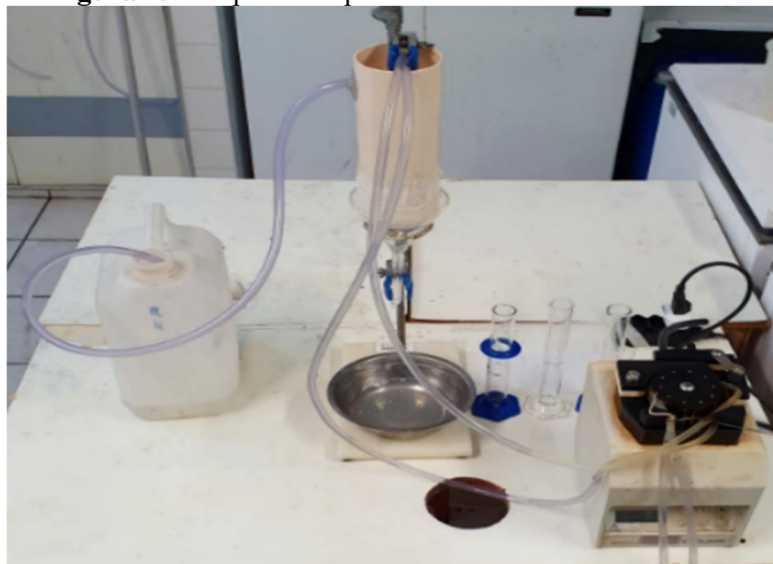
Solo	Água residuária	Número de colunas	Ensaio
A	ETE PMP	2	1
A	ETE Sanitária	2	2
B	ETE Lingotamento	2	3
C	ETE Principal	2	4

Fonte: Da Autora (2021).

Após isso, as colunas foram colocadas em um recipiente, para o qual foi adicionada água destilada até 2/3 da altura da coluna, permitindo a expulsão do ar presente no solo através do fluxo ascendente da água. Esse processo durou 1 dia para garantir a saturação total do solo.

Posteriormente, de modo a garantir um fluxo descendente na coluna, estas foram montadas em suportes universais e conectadas a uma bomba peristáltica da Masterflex® (modelo 77800-50) que succionava líquido de um recipiente e o recalrava para o topo de cada uma das colunas (Figura 5.2).

Figura 5.2 – Aparato experimental dos ensaios de coluna



Fonte: Da Autora (2021).

Inicialmente foi realizado o ensaio de condutividade hidráulica do solo saturado, que descreve o escoamento em meios porosos. Para isso foi aplicada água destilada até estabelecimento de lâmina de 2 cm de água acima do solo. Após regime constante, foram calculados o fluxo de Darcy e a condutividade hidráulica do solo saturado, de acordo com as Equações 5.1 e 5.2.

$$q = \frac{Q}{Ac} \quad (5.1)$$

$$K_0 = \frac{q}{(x+h_L)/x} \quad (5.2)$$

Em que:

q - fluxo de Darcy (cm.h⁻¹);

Q - vazão média do líquido na coluna (cm³.h⁻¹);

Ac - área da seção transversal da coluna (cm²);

K₀ - condutividade hidráulica do solo saturado (cm.h⁻¹);

x - altura de solo na coluna (cm);

h_L - altura da lâmina d'água (cm).

Com os resultados foi possível calcular a velocidade de avanço da solução percolada no solo, através da divisão do fluxo de Darcy pela porosidade total da amostra.

Em seguida, a aplicação de água destilada foi interrompida. Assim que a coluna deixou de apresentar a lâmina de água acima do solo, foi percolada a água residuária proveniente das ETEs (Tabela 5.1). Após a formação da lâmina de 2 cm, foram coletadas em frascos plásticos 31 alíquotas de 32 mL para solos A e C e 31 mL para solo B, totalizando 3 volumes porosos de solo em cada repetição (Figura 5.3). Cada alíquota do líquido percolado representava 10% do volume poroso do solo, sendo cronometrado o tempo para obtenção de cada uma das alíquotas.

Figura 5.3 – Amostras coletadas em uma repetição dos testes.



Fonte: Da Autora (2021).

Para as alíquotas coletadas no ensaio foram realizadas análises de pH e condutividade elétrica, segundo metodologia descrita no APHA, AWWA e WEF (2012). Foram também quantificados os íons fluoreto, cloreto, brometo, nitrito, nitrato, fosfato, sulfato, lítio, sódio, amônio, potássio, magnésio e cálcio, utilizando o procedimento 4110-B do *Standard Methods* (APHA; AWWA; WEF, 2012) para preparo de amostra e cromatógrafo de íons ICS-1100, da Thermo Scientific™ Dionex™. Também nas mesmas alíquotas foram quantificados cobre, cromo, chumbo, níquel, ferro, zinco, cálcio, magnésio e silício, utilizando espectrometria de

emissão óptica com plasma indutivamente acoplado utilizando o equipamento iCAP™ 7000 Plus Series ICP-OES, da Thermo Scientific™, com a amostra preparada de acordo com procedimento 3030-E do *Standard Methods* (APHA; AWWA; WEF, 2012).

Com os valores médios entre as duas repetições foram traçadas curvas de eluição (*breakthrough curves* - BTC) para compreensão do comportamento das concentrações dos contaminantes a partir dos volumes porosos percolados. Para isso, se utilizou o número de poros e as concentrações de cada alíquota naquele instante da coleta (C), relacionadas à concentração inicial da água residuária antes de passar pela coluna (Co).

Baseado na equação do transporte de contaminantes no solo (Equação 5.3) foi possível modelar os dados que apresentaram comportamento sigmoidal e obter os parâmetros de transporte R e D, utilizando a solução analítica para a equação de transporte (Equação 5.4) desenvolvida por Genuchten e Wierenga (1986). Uma curva BTC foi desenvolvida para cada elemento passível de modelagem (comportamento sigmoidal), utilizando a média de concentração das duas repetições.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{B_d}{\theta} \frac{\partial C^*}{\partial t} + \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right)_{rxn} \quad (5.3)$$

Em que:

C - concentração do soluto na fase líquida;

t - tempo;

D_L - coeficiente de dispersão longitudinal;

v_x - velocidade média da água subterrânea;

B_d - densidade volumétrica do aquífero;

θ - quantidade de umidade ou porosidade do meio saturado;

C* - quantidade de soluto sorvido por unidade de massa sólida;

rxn - subscrito que indica reação química ou biológica (outra que não sorção).

$$\frac{C}{C_o} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{Rx-vt}{\sqrt{4DRt}} \right) - \left(1 + \frac{vx}{D} + \frac{v^2t}{DR} \right) e^{(vx/D)} \operatorname{erfc} \left(\frac{Rx+vt}{\sqrt{4DRt}} \right) \right] + \sqrt{\frac{v^2t}{\pi DR}} e^{-\frac{(Rx-vt)^2}{4DRt}} \quad (5.4)$$

Em que:

C - concentração do soluto na solução efluente (mg.L⁻¹);

Co - concentração da solução deslocadora (mg.L⁻¹);

R - fator de retardamento;

x - comprimento da coluna de solo (cm);

t - tempo (h);

D - coeficiente de dispersão hidrodinâmica (cm².h⁻¹);

v - velocidade média da solução na coluna de solo (cm.h⁻¹);

erfc - função erro complementar.

Através da equação 5.5 foi obtida a dispersividade do meio poroso (λ), parâmetro relacionado a características do próprio solo.

$$\lambda = \frac{D}{v^n} \quad (5.5)$$

Em que:

λ – dispersividade no meio poroso (cm);

v - velocidade de avanço na coluna de solo (cm.h⁻¹).

n - constante empírica, aproximadamente igual a 1.

Os elementos que não foram detectados pelos equipamentos utilizados não permitiram análises subsequentes. Já os elementos presentes nas águas residuárias, mas que apresentaram elevadas variações da concentração de saída ao longo do tempo, indicando um comportamento de eluição temporal e não de adsorção, não permitiram o uso de modelagem, sendo sua análise feita a partir da sua variação de saída.

5.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1. Caracterização do solo

Os solos das três áreas de disposição foram classificados como Neossolo Quartzarênico. Os resultados obtidos nas análises estão apresentados nas Tabelas 5.2 e 5.3.

Tabela 5.2 – Composição granulométrica, densidade, complexo sortivo dos solos A, B e C.

Solo	Composição granulométrica (g.kg ⁻¹)					Classificação textural	Densidade (g.cm ⁻³)	
	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila	Argila natural		Global	Partícula
A	622	282	42	54	48	Areia	1,47	2,77
B	567	345	40	48	47	Areia	1,47	2,76
C	584	345	32	39	36	Areia	1,47	2,77

Solo	Complexo sortivo (cmol _c .kg ⁻¹)								V (%)	m (%)	PST
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺ / Al ³⁺	Al ³⁺	S	T			
A	0,80	0,40	0,11	0,05	0,66	0,00	1,40	2,00	67	0	5
B	0,60	0,30	0,09	0,04	0,33	0,00	1,00	1,40	76	0	7
C	0,70	0,20	0,09	0,04	0,33	0,00	1,00	1,40	76	0	7

Legenda: A = Solo da área de cinturão verde; B = Solo da área do pátio de resfriamento de placas de aço; C = Solo das vias não pavimentadas; S = Soma de bases; T = Capacidade de troca catiônica; V = Saturação por base; m = Saturação por alumínio; PST = Percentual de sódio trocável.

Fonte: Da Autora (2021).

Tabela 5.3 – Análises de pH, pH em KCl, CE, MO, C, N e RAS.

Solo	pH em água	pH em KCl	CE dS.m ⁻¹	MO g.kg ⁻¹	C g.kg ⁻¹	N g.kg ⁻¹	RAS
A	7,1	6,1	0,15	0,52	0,30	0,03	2,30
B	6,8	6,2	0,12	0,31	0,18	0,02	2,14
C	7,5	6,9	0,12	1,03	0,60	0,06	2,17

Legenda: A = Solo da área de cinturão verde; B = Solo da área do pátio de resfriamento de placas de aço; C = Solo das vias não pavimentadas; CE = Condutividade elétrica; MO = Matéria orgânica; RAS = Razão de adsorção de sódio.

Fonte: Da Autora (2021).

Os solos das três regiões apresentaram características físicas semelhantes, com classificação textural de areia e baixa presença de argila, cuja composição variou entre 75 e 102 g.kg⁻¹. Segundo Basso e Kiang (2017) esses valores indicam baixa capacidade de retenção de contaminantes no solo uma vez que as argilas apresentam cargas elétricas na sua superfície que influenciam a retenção dos íons. Ademais, solos arenosos apresentam predominância de macroporos, o que favorece a infiltração da água (BASSO; KIANG, 2017; ANDRADE *et al.*, 2018). A porosidade total calculada para os solos A e C foi de 46,9%, enquanto do solo B foi de 46,75%.

Os solos A, B e C apresentam baixas concentrações de íons do complexo sortivo e consequentemente baixos valores de T (< 5 cmol_c.kg⁻¹), segundo classificação da EMBRAPA (2015). Isso implica que o solo possui baixa capacidade de retenção de cátions lançados, assim como menor resistência a variações de pH. Os valores de Al³⁺ iguais a zero indicam que o solo não apresenta acidez trocável e saturação por alumínio (m) também igual a zero.

Os valores de pH em água dos três solos não indicam interferência na solubilidade dos elementos, uma vez que se encontram na faixa de neutralidade. Os resultados de pH em KCl e pH em água indicam que há predominância de cargas negativas no solo (ALBUQUERQUE *et al.*, 2000). Segundo Castro *et al.* (2010) o pH neutro favorece a redução do T.

O solo não apresentou problemas quanto à salinidade e/ou sodicidade, uma vez que não foi caracterizado como salino ($CE > 4 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ e $PST < 15\%$), sódico ($CE < 4 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ e $PST > 15\%$) ou salino-sódico ($CE > 4 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ e $PST > 15\%$), de acordo com classificação adotada pela EMBRAPA (2018). No entanto, as CE entre 0,12 e 0,15 $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ indicam que os solos estão intemperizados (MATOS, 2010). Portanto, o lançamento contínuo de águas residuárias ricas em sódio pode acarretar aumento da salinidade e sodicidade do solo, sendo observado por Abd-Elwahed (2019) um aumento de 103% da CE com aplicação de esgoto doméstico.

Segundo EMBRAPA (2015), o teor de matéria orgânica dos solos é considerado baixo ($< 15 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$), o que influencia a baixa T. Ademais, a quantidade reduzida de matéria orgânica também diminuiu o potencial de retenção de contaminantes do solo (NYSTRAND *et al.*, 2016; KWIATKOWSKA-MALINA, 2018). As quantidades baixas de MO e C podem ter sido acentuadas pela remoção do horizonte O do solo durante a coleta.

5.3.2. Parâmetros de transporte para sódio, potássio, cálcio, cloreto, nitrito e sulfato

Dentre todos os íons e metais analisados nas águas residuárias produzidas na indústria siderúrgica, as concentrações de fluoreto, brometo, nitrato, fosfato, lítio, amônio, magnésio, cobre, cromo, chumbo, níquel e silício, ficaram abaixo do limite de detecção dos equipamentos utilizados, por isso não foram quantificados. Os demais (cloreto, nitrito, sulfato, sódio, potássio, cálcio, ferro e zinco) foram detectados nas águas residuárias e puderam ter comportamento no solo avaliado. No entanto, zinco e ferro serão analisados no item 5.3.3, uma vez que não apresentaram comportamento sigmoidal, não sendo possível obter os parâmetros de transporte desses elementos.

Os ensaios com água destilada indicaram valores de condutividade hidráulica em meio saturado (K) de 66,86, 17,46 e 100,96 $\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$ para os solos A, B e C, respectivamente, e velocidades médias de avanço na coluna (v) de 161,45; 42,26 e 243,81 $\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$ para os mesmos. Andrade *et al.* (2018) estabelecem que valores de K de 14,73 $\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$ em solo arenoso com 796 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de areia. Analisando os resultados de K encontrados neste trabalho com os valores de areia apresentados na Tabela 5.2, pode-se afirmar que os valores de K dos solos da CSP são considerados elevados. Tal comportamento é decorrente da estruturação granular (areia grossa)

do solo utilizado no estudo, que apresenta uma maior quantidade de macroporos, favorecendo o fluxo de água.

Oliveira *et al.* (2010), Matos *et al.* (2013) e Basso e Kiang (2017) indicaram que valores elevados de K e v influenciaram a adsorção dos contaminantes lançados no solo, já que representam menor tempo de contato entre os solutos e os sítios de troca de carga das partículas.

É possível que o lançamento constante das águas residuárias gere alteração de características físicas, químicas e biológicas do solo, acarretando uma mudança do comportamento deste em relação à retenção de contaminantes. Esse fenômeno foi verificado por Ababsa *et al.* (2020), cujo lançamento de efluentes urbanos resultou no aumento da porosidade e do transporte de água via condutividade hidráulica de um solo argiloso (13% de areia). Os autores também indicam contribuições do lançamento da água residuária para a porosidade microbiológica do solo, afetando o transporte de contaminantes, especialmente na superfície.

Os solos das áreas A, B e C demonstraram baixa capacidade de reter os compostos, sendo o potássio o único com fator de retardamento acima de 1 (Tabela 5.4). No geral, os R abaixo de um indicam uma interação muito baixa dos solutos com a fração coloidal do solo, o que se dá principalmente pelo baixo teor de argila, pelo fraco poder competidor dos elementos pelos sítios de troca do solo, aliado às altas velocidades de infiltração do líquido percolador. Os coeficientes de dispersão (Tabela 5.4) obtidos indicam a tendência ao rápido aumento da pluma de contaminação dos materiais, pelo comportamento dispersivo dos contaminantes.

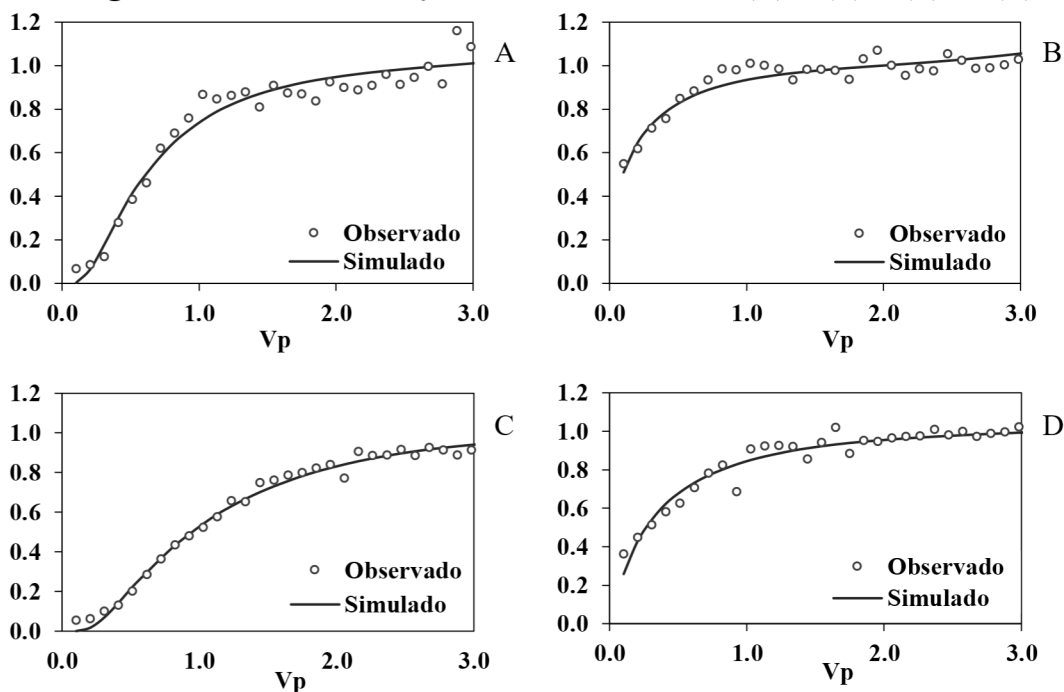
Tabela 5.4 – Valores médios obtidos de fator de retardamento (R), coeficiente de dispersão hidrodinâmica (D), dispersividade do meio poroso (λ) e coeficiente de determinação (r^2).

Elemento	Ensaio	R	D ($m^2.dia^{-1}$)	λ (m)	r^2
Sódio	1	0,65	2,05	0,05	0,96
	2	0,01	1366,19	35,26	0,91
	3	0,31	0,67	0,07	0,99
	4	0,13	42,03	0,72	0,94
Potássio	1	1,67	1,23	0,03	0,95
	2	1,28	14,96	0,37	0,84
Cálcio	1	0,56	10,33	0,27	0,85
Cloreto	1	0,06	88,33	2,28	0,86
	2	0,01	2160,00	55,74	0,66
	3	0,24	0,53	0,05	0,97
	4	0,09	28,80	0,49	0,87
Nitrito	1	0,12	11,51	0,30	0,79
Sulfato	1	0,62	1,49	0,04	0,95
	2	0,26	5,70	0,15	0,84
	3	0,08	3,23	0,32	0,84
	4	0,09	21,81	0,37	0,77

Fonte: Da Autora (2021).

O transporte dispersivo apresenta relação direta com a velocidade de avanço da solução no perfil do solo. As curvas BTC obtidas para os elementos estão representadas nas Figuras 5.4 a 5.9.

Figura 5.4 – Curvas de eluição do sódio nos ensaios 1 (A), 2 (B), 3 (C) e 4 (D).

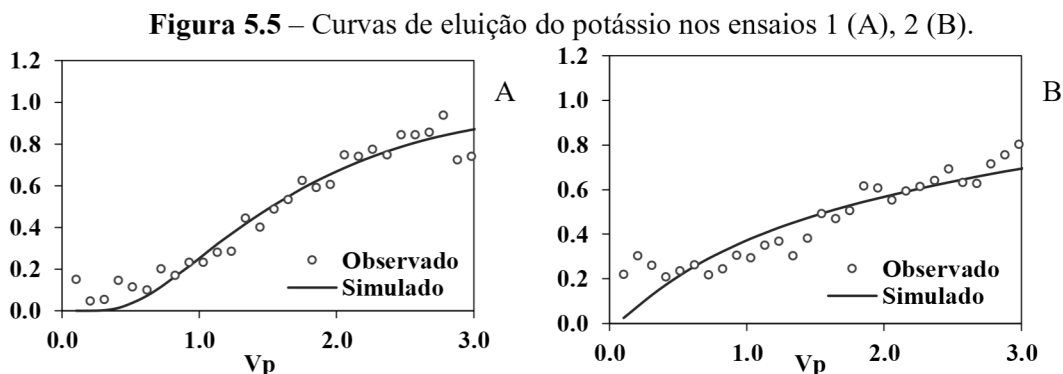


Fonte: Da Autora (2021).

A curva obtida para o parâmetro sódio (Figura 5.4) forneceu um valor de r^2 acima de 0,90 para todos os ensaios, indicando uma correlação adequada entre os valores experimentais e os valores ajustados. A concentração relativa de 0,5 é obtida antes da percolação de 1 volume poroso, estando a curva deslocada para esquerda, o que indica que não há reação do soluto com as partículas do solo, tal como verificado por Nielsen e Biggar (1962) na análise de curvas de eluição. Essa tendência é reforçada pelos valores de R abaixo de 1 e pelos valores de D altos. Nos ensaios 2 e 4 é possível observar altas concentrações de saída já para 0,1 volume poroso percolado da solução, sendo essas de 54,8% e 35,93%, respectivamente. Os parâmetros de transporte obtidos apresentaram grande variação entre os ensaios, o que se justifica pelas diferenças na composição do solo e das águas residuárias.

Silva *et al.* (2012) estudaram o comportamento dos íons sódio e potássio presentes na vinhaça em colunas de solo com predominância de argila, e observaram a menor reatividade do sódio com o solo em comparação com o potássio. No presente trabalho observou-se um fenômeno semelhante, inclusive com um maior coeficiente de dispersão hidrodinâmica D para

o sódio. Santos *et al.* (2010) apresentaram valores de R para o sódio de 1,485 e 2,335 e valores de D de 216,036 e 144,904 em solos com 637 e 926 g·kg⁻¹ de areia, respectivamente, em estudo utilizando efluente doméstico tratado. Ou seja, já que as partículas dos solos não reagem com o sódio presente no efluente, há baixo risco de salinização.



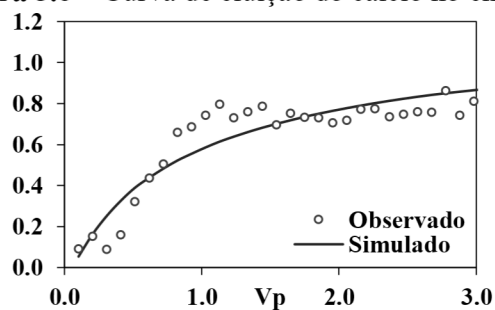
Fonte: Da Autora (2021).

O K⁺ foi passível de modelagem apenas para os ensaios de mobilidade utilizando o solo A. De acordo com o discutido por Nielsen e Biggar (1962) e Matos *et al.* (2013), para análise da curva de eluição de acordo com a relação C/Co de 0,5, quanto mais acima da unidade é o número de volume de poros, maior é a interação entre solo e soluto, o que revela uma tendência a um retardamento maior do potássio quando em comparação com os outros elementos, estando sua curva deslocada para a direita e a concentração relativa de 0,5 só sendo obtida para 1,5 e 1,7 volumes porosos para os ensaios 1 e 2, respectivamente. Isso indica uma preferência do solo pela retenção de K⁺ em relação aos outros íons, tendência confirmada pelos valores de R acima da unidade e baixos valores para D, se comparados aos demais. Apesar de ser um cátion monovalente, o que conferiria menor força de atração do íon pela fração coloidal do solo, a elevada concentração do potássio na solução percoladora pode justificar o fato do elemento ser mais retido pelo solo.

Matos *et al.* (2013) encontraram comportamento semelhante em experimento com a aplicação de água residuária proveniente da vinhaça em um latossolo. No referido estudo, foram obtidos: fator de retardamento R de 2,17, coeficiente de dispersão hidrodinâmica D de 3,44 cm²·h⁻¹, classificação textural franco-argilo-arenosa com T de 6,54 cmolc·kg⁻¹ (o triplo dos valores encontrados na presente investigação), e matéria orgânica de 40,13 g·kg⁻¹. Tais condições indicam capacidades de retenção muito maiores quando comparadas às verificadas no presente estudo. Em experimento utilizando solução percoladora sintética com

concentrações elevadas de K^+ , variando de 250 a 1000 $mg \cdot L^{-1}$, Basso e Kiang (2017) obtiveram valores de R entre 9 e 5,3 em solo arenoso com T de 2,0 $cmolc \cdot kg^{-1}$. Para ensaio de coluna utilizando solo com 796 $g \cdot kg^{-1}$ de teor de areia e uso de água residuária sanitária, Andrade *et al.* (2018) encontram R de 1,12 e D de 13,61 $cm^2 \cdot min^{-1}$.

Figura 5.6 – Curva de eluição do cálcio no ensaio 1.



Fonte: Da Autora (2021).

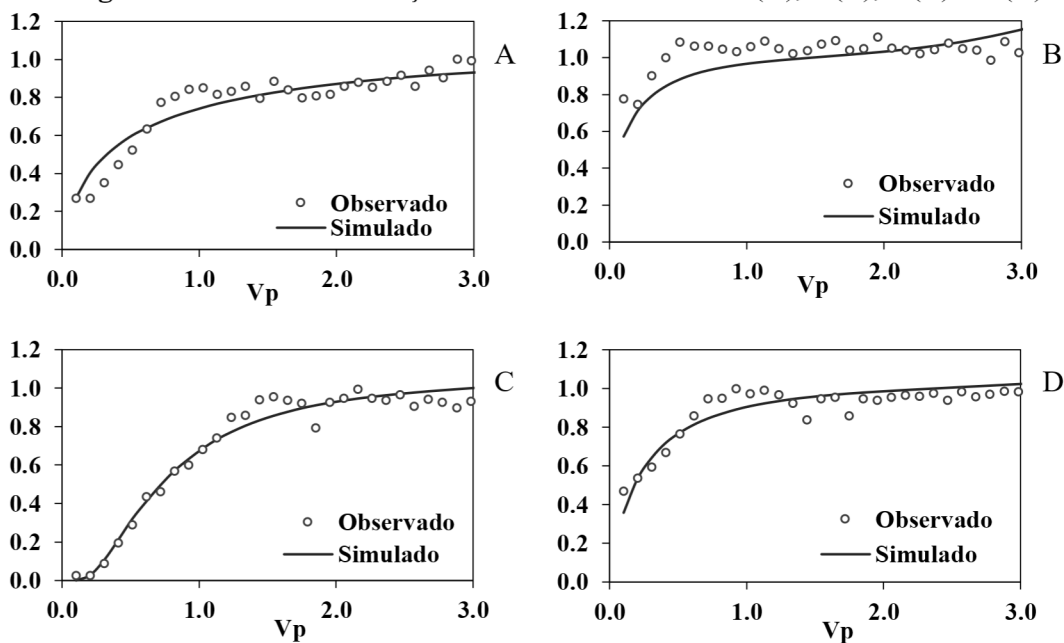
Apesar de o r^2 da curva de eluição do cálcio ser considerado satisfatório ($> 0,85$), o ajuste visual não é preciso (Figura 5.6), o que pode se dar pela concentração relativa de aproximadamente 0,1 já para o primeiro volume poroso. Para C/Co de 0,5, o número de volumes porosos coletados é inferior a 1, com a curva deslocada para a esquerda, indicando baixa reação do soluto com o solo e caracterizando predominância do transporte dispersivo (NIELSEN; BIGGAR, 1962).

Esse mesmo comportamento de curva foi obtido para o cálcio no trabalho de Santos *et al.* (2010), em um neossolo regolítico com predominância de areia. No referido estudo, os valores de R obtidos para o cálcio foram de 1,669 e 1,514, respectivamente, com uso de água residuária doméstica e de suinocultura. Os R muito mais altos obtidos para Santos *et al.* (2010) podem ser justificados pelo fato da concentração de MO no solo utilizado ser cerca de 13 vezes maior que a concentração do solo A, reduzindo consideravelmente a sorção de compostos. Em solo com 67 $dag \cdot kg^{-1}$ de areia, T de 6,54 $cmolc \cdot dm^{-3}$ e MO de 4,13 $dag \cdot kg^{-1}$, Matos *et al.* (2013) encontraram R de 1,27 e D de 9,01 $cm^2 \cdot h^{-1}$.

As curvas de eluição do cloreto são apresentadas na Figura 5.7. O cloreto obteve R que variam entre 0,01 e 0,24, valores que indicam que quase não existe sorção do elemento pelas partículas do solo. Os valores de D apontam para predominância dos transportes advectivo e dispersivo para este elemento. Para os ensaios 1, 2 e 4 com o escoamento de 0,1 volumes porosos já há liberação de 26,65, 57,26 e 35,81% do cloreto presente nas águas residuárias. O elemento não teve o mesmo comportamento no ensaio 3, o que justifica o R mais elevado. O

escoamento pode ter sido acentuado pela predominância de cargas eletronegativas dos solos. Em ensaio de coluna com solo arenoso Basso e Kiang (2017) também observaram uma alta mobilidade do cloreto e baixa sorção na coluna. No entanto, ainda assim foram obtidos valores de R entre 2,39 e 2,94 e de D entre 0,021 e 0,042 $\text{cm}^2.\text{min}^{-1}$, o que pode ser justificado pela percolação de solução artificial.

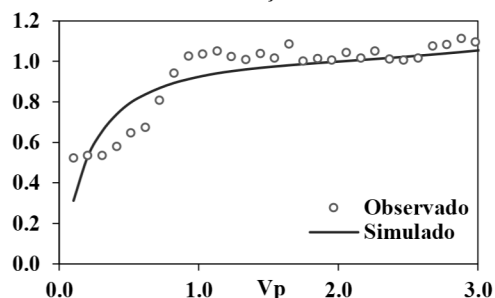
Figura 5.7 – Curvas de eluição do cloreto nos ensaios 1 (A), 2 (B), 3 (C) e 4 (D).



Fonte: Da Autora (2021).

O ajuste visual da curva do nitrito (Figura 5.8) não indica que o modelo tenha atendido a movimentação do elemento. De acordo com a curva observada, se infere que há principalmente os transportes adsorativos e dispersivos para esse contaminante, sendo o composto quase completamente lixiviado pelo solo. As concentrações relativas acima de 1 indicam que houve dessorção do elemento já presente no solo (CONCIANI, 2016).

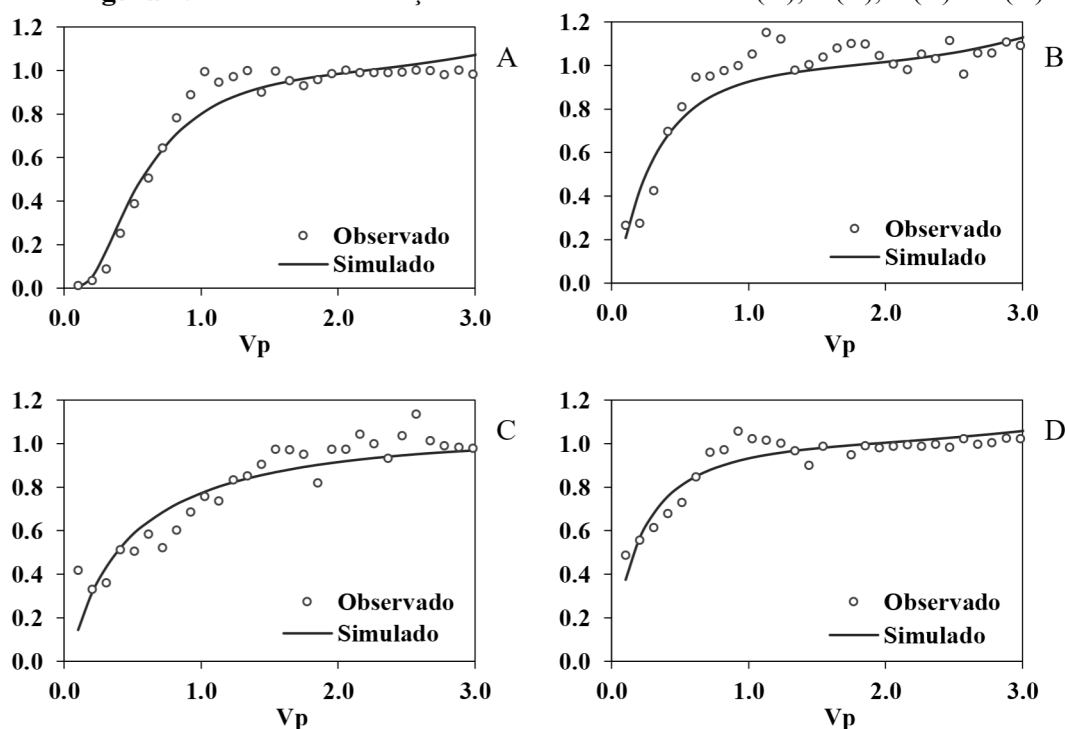
Figura 5.8 – Curva de eluição do nitrito no ensaio 1.



Fonte: Da Autora (2021).

As curvas de eluição do sulfato são apresentadas na Figura 5.9. O sulfato também apresentou valores de R abaixo da unidade. Os ensaios com solo A demonstraram haver uma maior capacidade de retenção em comparação aos outros solos, mas ainda assim os valores indicam tendência a lixiviação do elemento ao longo do perfil do solo, o que também foi apontado por Luchese *et al.* (2008). O valor de R obtido para o sulfato no ensaio 1 foi maior ou próximo aos valores de R para cátions, o que não é previsto para solos com predominância de cargas eletronegativas. Possivelmente a elevada concentração (cerca de $265 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) deste nas águas residuárias pode ser deslocado outros íons, fazendo com que houvesse preferência por ele nas trocas iônicas ocorrentes no solo.

Figura 5.9 – Curvas de eluição do sulfato nos ensaios 1 (A), 2 (B), 3 (C) e 4 (D).



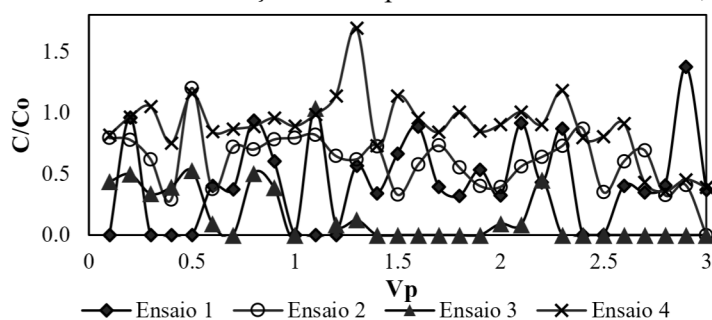
Fonte: Da Autora (2021).

5.3.3. Metais com comportamento de eluição temporal

Os metais detectados nos ensaios foram o zinco e o ferro. Estes não apresentaram comportamento passível de modelagem de acordo com a equação de transporte de contaminantes, uma vez que o comportamento das concentrações na saída das colunas foi bastante errático. As curvas médias de eluição obtidas para zinco e ferro estão representadas nas Figuras 5.10 e 5.11, respectivamente.

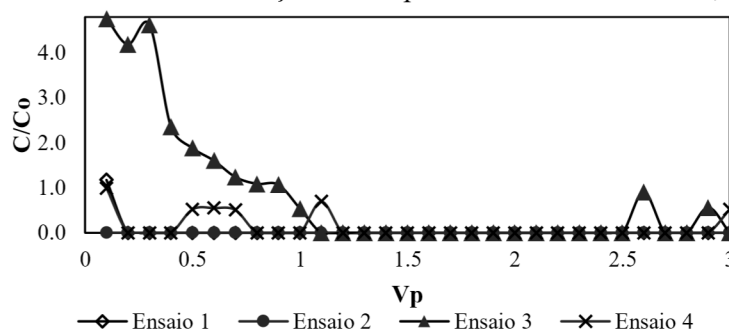
Em todos os ensaios o zinco mostrou um comportamento irregular quanto a sua retenção pelo solo, passando por grandes variações. A inconstância no comportamento de retenção do zinco pode ser explicada pela sua baixa concentração nas águas residuárias (0,16, 0,23, 0,30 e 0,01 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), o que faz com que os outros elementos presentes em maior concentração, tenham preferência no processo de retenção no solo. Assim, ressalta-se a tendência de lixiviação do zinco através do solo nessas condições. Em outros estudos, o zinco aparece com valores de retardamento na faixa de 6 para solo arenoso-argiloso (FONSECA *et al.*, 2011), o que revela sua tendência à retenção no solo, para outras condições de concentração no líquido percolador e da composição do solo. Moreira *et al.* (2010) reportam uma tendência de redução do retardamento do metal conforme se aumenta a fração granulométrica do solo. Na avaliação de mobilidade de contaminantes presentes em resíduos siderúrgicos (lama carepa de aciaria, lama de fosfato e lama de filtro-prensa), verificou-se uma tendência de elevada mobilidade do zinco presente nos resíduos. Tal fato foi atribuído à própria presença deste elemento no solo, predominantemente em formas trocáveis, sendo assim, facilmente solúveis, e apontando à preocupação quanto à contaminação das águas subterrâneas por esse metal (NASCIMENTO *et al.*, 2010).

Figura 5.10 – Curva de eluição média para o zinco nos ensaios 1, 2, 3 e 4.



Fonte: Da Autora (2021).

Figura 5.11 – Curva de eluição média para o ferro nos ensaios 1, 2, 3 e 4.



Fonte: Da Autora (2021).

O ensaio 1 registrou ferro apenas no primeiro volume poroso escoado, indicando que no momento em que se percola um volume poroso do líquido, há uma dessorção do ferro retido no solo, provocada para liberação de sítios de carga das partículas do solo e consequente retenção de outros compostos. No ensaio 2, com efluente sanitário, não foi detectada a presença de ferro. Para obtenção das curvas dos ensaios 3 foi necessário estabelecer uma concentração inicial de ferro de $0,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, limite de detecção do equipamento utilizado na análise de metais. A partir disso, pode-se verificar a dessorção do elemento nos dois ensaios com o solo B. Para o ensaio 4 também foram observados episódios de retenção do elemento, ocasionado pela liberação momentânea de sítios de carga das partículas do solo. No geral, os solos demonstraram tendência a lixiviação do ferro.

Uma vez que os solos das APAU apresentam baixa capacidade de retenção dos contaminantes presentes nos efluentes estudados, o risco de contaminação da água subterrânea se torna uma preocupação mais relevante do que a saturação do solo por esses elementos. Dessa forma, o uso de águas residuárias em áreas com neossolos quartzarênicos deve ser cuidadosamente pensado, englobando medidas de manejo como: técnicas de recomposição do horizonte O com inserção de matéria orgânica e manutenção de cobertura vegetal; formação de barreiras com solos argilosos; usos de sistemas de irrigação localizada para dispor a água residuária visto que reduzem o risco de escoamento superficial e controlam a perda de água por percolação profunda diminuindo a mobilidade dos contaminantes. Para os pátios da indústria siderúrgica, como em áreas de resfriamento de placas, a impermeabilização pelo uso de geossintéticos, entre outras, pode ser avaliada como uma alternativa para a retenção do percolado, funcionando como uma barreira física e evitando/minimizando a eventual contaminação das águas subterrâneas.

5.4. CONCLUSÕES

Os solos coletados demonstraram baixa capacidade de retenção dos elementos estudados, indicando que haveria riscos de contaminação da água subterrânea devido à tendência de lixiviação dos contaminantes no solo (coeficientes de retardamento abaixo de 1).

Com base nos resultados obtidos neste trabalho, as aplicações de águas residuárias em solos arenosos com quantidade de argila de até $54 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ e quantidade de matéria orgânica de até $1,03 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ apresenta risco ambiental em termos de contaminação de água subterrânea.

Não obstante, podem ser adotadas técnicas de manejo de solo ou de impermeabilização na área de resfriamento de placas que permitam o uso não potável seguro de águas residuárias tratadas em atividades siderúrgicas.

6 ARTIGO II – Análise de confiabilidade como ferramenta de apoio para projetos de reúso não potável em indústrias de Siderurgia

Uma versão modificada desse artigo foi submetida à Revista Ambiente & Água.

6.1. INTRODUÇÃO

Em um cenário de aumento do consumo de água em todo o planeta, aliado à deterioração da qualidade dos corpos hídricos e às crises hídricas cada vez mais rígidas e frequentes, o uso de águas residuárias tratadas aparece como uma ferramenta de gerenciamento hídrico para garantir a segurança hídrica (SGROI; VAGLIADASHI; ROCCARO, 2018; SAPKOTA, 2019). Para que o uso seja possível, as águas residuárias utilizadas devem atender aos padrões de qualidade exigidos nas atividades em que serão aplicados, sendo o monitoramento da qualidade do tratamento das estações de tratamento de esgoto (ETE) um importante instrumento na adoção das práticas de uso de águas residuárias.

Um conceito utilizado no monitoramento de ETEs é o da confiabilidade, que diz respeito à porcentagem de tempo em que, sob determinadas condições, a água residuária tratada consegue atingir os parâmetros estabelecidos (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2008; ALDERSON; DOS SANTOS; FILHO, 2015; METCALF; EDDY, 2016). Assim, uma ETE que sempre atinge os valores de lançamento esperados, ou seja, que não possui falhas de desempenho, é considerada como 100% confiável (ALDERSON; DOS SANTOS; FILHO, 2015).

No entanto, é impossível que uma ETE não tenha a probabilidade de falhar, devido às sensibilidades do projeto e da operação, além das variações nas características da água residuária a ser tratada. Por isso, é necessário que as estações levem em consideração no projeto uma probabilidade de falha aceitável dentro das necessidades do tratamento, estabelecendo um nível de confiabilidade, desenvolvido por Niku, Schroeder e Samaniego (1979) e conhecido como coeficiente de confiabilidade (CDC). De acordo com esse método, a concentração média do constituinte pode ser associada aos limites da legislação vigente com base em análise probabilística.

Os estudos de confiabilidade têm sido utilizados para prever a probabilidade de ETEs alcançarem os padrões estabelecidos ou para determinar a concentração de projeto ou operação que seria necessária para estabelecer um padrão de descarga específico, influenciando diretamente nos custos iniciais e operacionais do tratamento (LOMBARD-LATUNE *et al.*, 2018). Caso seja desejada baixa probabilidade de falha, há aumento nos custos da estação. Já para estações onde seja permitido maior risco de falha, os custos se tornam mais baixos, sendo necessária a quantificação dos custos tangíveis e intangíveis ligados à violação de padrões legislativos (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2008).

Estudos de confiabilidade foram desenvolvidos também por Oliveira e Von Sperling (2008) que analisaram a confiabilidade de 166 ETEs, investigando seis processos de tratamento. Silveira (2011) analisou o desempenho, eficiência e a confiabilidade de estações de tratamento em Fortaleza – Ceará. Orumieh *et al.* (2014) aplicaram o estudo de confiabilidade para lagoas de estabilização sob as condições climáticas do Irã coletando dados de 19 estações. Alderson, dos Santos e Filho (2015) investigaram 56 ETEs em grande escala e de baixo custo, incluindo nove diferentes tecnologias de tratamento para utilização de águas residuais em aquicultura e agricultura no nordeste do Brasil. Ponce, Rollemberg e Oliveira (2019) aplicaram a análise de confiabilidade para investigar três rotas de tratamento de esgoto de ETEs operadas pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará (Cagece). Alves *et al.* (2021) avaliaram a confiabilidade de lagoas de estabilização de 10 sistemas em escala real operando no Nordeste do Brasil, constatando que o cenário de 95% de confiabilidade é pouco factível para esses sistemas.

Ainda são poucos os estudos que associem a análise de confiabilidade a padrões de uso de águas residuárias tratadas, em especial com lançamento no solo. A previsão do comportamento do líquido percolante se torna uma importante ferramenta uma vez que os contaminantes presentes na solução podem ser absorvidos pelos vegetais presentes no solo e/ou precipitados, podendo ainda lixiviar para camadas mais profundas do solo, chegando a gerar impactos ambientais e riscos de contaminação ao meio ambiente (BASSO; KIANG, 2017). Esse conhecimento é especialmente relevante para solos arenosos, uma vez que estes, em geral, apresentam baixas concentrações de matéria orgânica e argilominerais (que possuem maior capacidade de troca iônica que os siltes e areias), ou seja, maior probabilidade de contaminação do lençol freático devido à alta condutividade hidráulica e à baixa capacidade de reter íons (OLIVEIRA *et al.*, 2010; BASSO; KIANG, 2017). O conhecimento das propriedades físico-químicas do solo onde haverá a aplicação das águas residuárias tratadas e da proximidade a aquíferos subterrâneos pode auxiliar na decisão do nível de confiabilidade com o qual se deseja que a estação de tratamento opere.

Os estudos de confiabilidade dos sistemas de tratamento em operação permitirão, a partir de um percentual de falha assumido, calcular a concentração de contaminante efluente necessária para se obter por pelo menos 95% do tempo de operação o padrão permitido para água residuária tratada. Assim, eventuais ajustes de processo ou incremento de etapas nas estações de tratamento podem ser necessários.

Este trabalho tem como objetivo realizar um estudo de confiabilidade de quatro ETEs de uma indústria siderúrgica visando o monitoramento da qualidade das águas residuárias para aplicação do uso de águas residuárias tratadas como ferramenta de gestão hídrica dentro do

empreendimento. Tal estudo visa também complementar os estudos sobre a mobilidade de contaminantes, descritos anteriormente.

6.2. METODOLOGIA

6.2.1. Área de estudo e levantamento de dados

O estudo se passa com dados de uma indústria siderúrgica situada no distrito do Pecém, município de São Gonçalo do Amarante – CE, e instalada no Complexo Industrial e Portuário do Pecém (CIPP).

No empreendimento são produzidas cerca de 359.000 m³ mês⁻¹ de águas residuárias (AR) tratadas com características tanto industriais quanto sanitárias. As águas são provenientes das atividades da siderúrgica oriundas do pátio de matérias-primas, da aciaria e do lingotamento contínuo, e também de refeitórios e sanitários, sendo tratadas em 4 estações de tratamento no interior da indústria. As ETEs, assim como os processos de tratamento aplicados e a origem das AR, estão apresentados na Tabela 6.1.

Tabela 6.1 – ETEs, origem das águas residuárias (AR) e tratamento.

ETE	Nomenclatura	AR	Dispositivos de tratamento
ETE Lingotamento	ETE 1	Resfriamento de placas	Tanque de reação e espessador para clarificação e remoção de fluoretos
ETE Pátio de matérias-primas	ETE 2	Efluentes oriundos do pátio de matérias-primas	Equalização, coagulação/sedimentação e filtros de areia
ETE Principal	ETE 3	Efluentes industriais de diversas áreas da siderurgia	Equalização, coagulação/sedimentação e filtros de areia
ETE Sanitária	ETE 4	Esgotos sanitários	Lodo ativado (aeração prolongada); decantador secundário e recirculação de lodo; desinfecção com cloração e tanque de contato

Fonte: Da Autora (2021).

A indústria siderúrgica forneceu um histórico de dados de monitoramento das AR produzidas nas ETEs, provendo dados relativos aos anos de 2017 e 2018, para diversos parâmetros monitorados com frequência variada e distribuídos entre as 4 ETEs. A seleção dos

parâmetros a serem analisados e o tratamento dos dados foram realizados de acordo com a metodologia descrita a seguir.

6.2.2. Parâmetros de uso de águas residuárias tratadas adotados

Os parâmetros e padrões de uso de águas residuárias tratadas adotados foram os estabelecidos pela Resolução COEMA nº 02/2017, do Ceará, uma vez que esses são mais realistas para o contexto socioeconômico dos estados brasileiros (MORAIS; DOS SANTOS, 2019).

Foram analisados os parâmetros especificados na legislação para reúso em indústrias metalúrgicas, sendo esses: cromo total, cromo hexavalente, chumbo, cádmio, cobre, níquel, ferro solúvel, cianeto total, cianeto livre. Esses parâmetros não foram analisados para a ETE Sanitária.

Uma vez que dentre os usos possíveis para as AR tratadas está o lançamento de água no solo, parâmetros cujos limites foram estabelecidos na Resolução COEMA nº 02/2017 para disposição de AR no solo também foram analisados, sendo esses: pH, temperatura e sólidos suspensos totais (SST). Ademais, o estudo também abrangeu elementos cujo conhecimento é relevante para entendimento do comportamento do solo, sendo esses: alumínio, zinco, nitrato e nitrito.

Para a ETE 4, que trata efluentes sanitários, foram analisados alumínio, amônia, DBO, coliformes termotolerantes, pH, SST e temperatura.

6.2.3. Remoção de outliers e estatística descritiva

Foi necessário verificar se os parâmetros monitorados apresentavam outliers, utilizando para isso uma metodologia adotada por Silveira (2011). Esta consiste na eliminação de dados abaixo do limite inferior ou acima do limite superior, referentes ao quartil inferior e superior da série de dados, como mostram as Equações 6.1 e 6.2.

$$L_{inf} = Q_{inf} - 1,5(Q_{sup} - Q_{inf}) \quad (6.1)$$

$$L_{sup} = Q_{sup} + 1,5(Q_{sup} - Q_{inf}) \quad (6.2)$$

Em que:

L_{inf} - Limite inferior;

L_{sup} - Limite superior;

Q_{inf} - Quartil inferior;

Q_{sup} - Quartil superior.

Em seguida, foi desenvolvida uma análise com base na estatística descritiva, calculando-se valores de média, mediana, máximo, mínimo, desvio padrão, assim como os diferentes percentis utilizados na elaboração de gráficos do tipo box-plot.

6.2.4. Estudos de confiabilidade

No estudo de confiabilidade foi assumida uma distribuição lognormal para todos os parâmetros analisados, uma vez que esta é considerada como a mais adequada para as análises de confiabilidade da maioria dos constituintes (ALDERSON; DOS SANTOS; FILHO, 2015; ALVES *et al.*, 2021; OLIVEIRA; VON SPERLING, 2008; SILVEIRA, 2011).

Adotou-se a metodologia desenvolvida por Niku, Schroeder e Samaniego (1979) e utilizada por Oliveira e Von Sperling (2008) para o cálculo da confiabilidade. Dessa forma, o coeficiente de confiabilidade (CDC) foi obtido através da relação entre o coeficiente de variação dos dados (CV) e a variável normal padronizada para um determinado nível de confiabilidade ($Z_{(1-\alpha)}$), conforme Equação 6.3.

$$CDC = (\sqrt{CV^2 + 1}) \cdot \exp \left[-Z_{1-\alpha} \sqrt{\ln(CV^2 + 1)} \right] \quad (6.3)$$

Em que:

CDC - coeficiente de confiabilidade;

CV - coeficiente de variação;

$Z_{1-\alpha}$ - variável normal central reduzida correspondente à probabilidade de não excedência (1- α).

Os coeficientes de variação foram calculados a partir do desvio padrão e a média de distribuição de cada um dos parâmetros analisados, como mostra a Equação 6.4.

$$CV = \frac{\sigma_x}{\mu_x} \quad (6.4)$$

Em que:

CV - Coeficiente de variação;

σ_x - Desvio padrão;

μ_x - Média de distribuição.

Para a determinação de $Z_{1-\alpha}$ foi utilizada uma relação padronizada entre esse valor e a confiabilidade $(1-\alpha)$, demonstrada na Tabela 6.2 (ORUMIEH *et al.*, 2014; OLIVEIRA; VON SPERLING, 2008).

Tabela 6.2 – Valores da Distribuição normal padronizada.

Probabilidade cumulativa $(1-\alpha)$ = nível de confiabilidade (%)	$Z_{1-\alpha}$
50	0,000
60	0,253
70	0,525
80	0,842
90	1,282
95	1,645
98	2,054
99	2,326

Fonte: Orumieh *et al.* (2014); Oliveira e Von Sperling (2008).

Foram calculados CDC para nível de confiabilidade de 95%, valor adequado ao estudo de ETes (OLIVEIRA, 2006). A partir do CDC e das metas de qualidade para uso de águas residuárias foram calculadas as concentrações médias de projeto para cada um dos parâmetros atingir os limites estabelecidos, conforme Equação 6.5.

$$m_x = CDC \cdot X_s \quad (6.5)$$

Em que:

m_x - Concentração média do constituinte;

CDC - Coeficiente de confiabilidade;

X_s - Meta de qualidade fixada pela legislação.

Em seguida, foi calculado o percentual esperado de atendimento às metas de lançamento adotadas. Em seu trabalho Niku, Schroeder e Samaniego (1979) propuseram uma equação

derivada da integração da função densidade de probabilidade da distribuição normal, entretanto, outros autores utilizaram relações entre a distribuição normal e lognormal para desenvolverem uma equação mais simples, sem a necessidade da integração (ORUMIEH *et al.*, 2014), representada pela Equação 6.6.

$$Z_{1-\alpha} = \ln(Xs) - \frac{[\ln m_x - \frac{1}{2} \ln(CV^2 + 1)]}{\sqrt{\ln(CV^2 + 1)}} \quad (6.6)$$

Em que:

$Z_{1-\alpha}$ - Variável normal central reduzida correspondente à probabilidade de não excedência ($1-\alpha$);

CV - Coeficiente de variação;

Xs - Meta de qualidade fixada pela legislação.

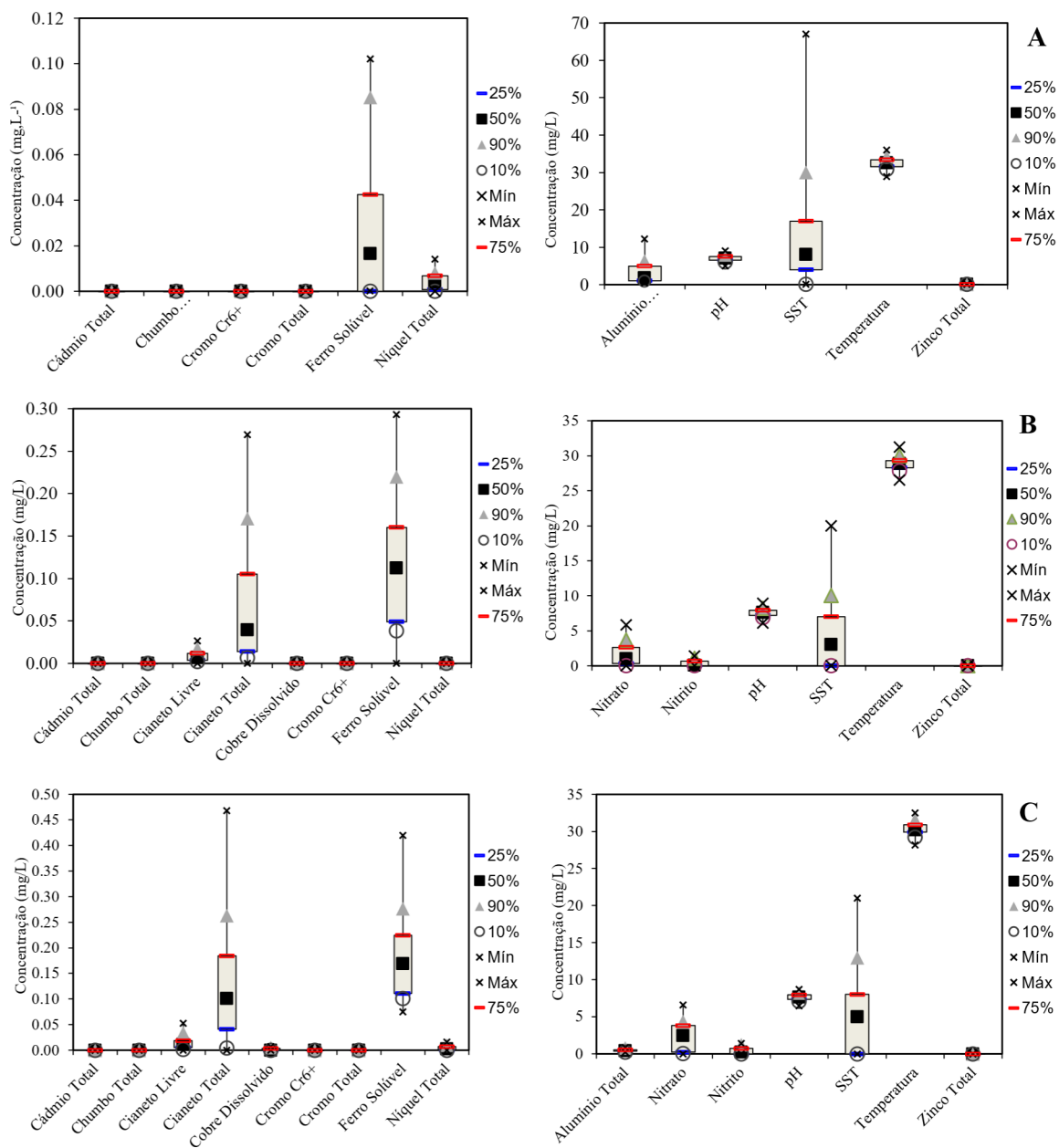
A partir do valor calculado de $Z_{1-\alpha}$ foi utilizada a função DIST.NORMP do Excel para obter o valor correspondente à probabilidade cumulativa da distribuição normal padronizada (distribuição Z) e assim determinar o percentual previsto de atendimento aos padrões de lançamento e de uso de AR estabelecidos pela legislação. A capacidade da estação de produzir AR com concentração média abaixo dos padrões de lançamento é proporcional ao percentual de atendimento alcançado.

6.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

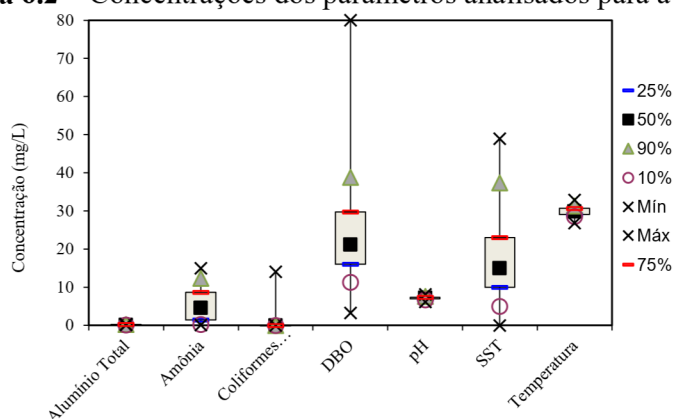
6.3.1. Estatística descritiva

Os percentis de 10, 25, 50, 75 e 90%, assim como os valores mínimos e máximos obtidos para os parâmetros analisados nas ETEs 1, 2 e 3 estão representados nos box-plot da Figura 6.1, enquanto os resultados para ETE 4, estão representados na Figura 6.2.

Figura 6.1 – Concentrações dos parâmetros analisados para as ETE 1 (A), ETE 2 (B) e ETE 3 (C).



Legenda: ETE 1 = ETE Lingotamento; ETE 2 = ETE Pátio de matérias-primas; ETE 3 = ETE Principal.
Fonte: Da Autora (2021).

Figura 6.2 – Concentrações dos parâmetros analisados para a ETE 4.

Legenda: ETE 4 = ETE Sanitária.
 Fonte: Da Autora (2021).

Na ETE 1 não se realizou monitoramento de cianeto livre, cianeto total, cobre dissolvido, nitrato e nitrito. Por sua vez, na ETE 2 não se monitorou o cromo total e alumínio total. No período analisado não foram detectados cádmio, chumbo, cromo hexavalente e cromo total nas AR das ETES 1, 2 e 3.

As maiores amplitudes são observadas para os parâmetros cianeto total, ferro solúvel, e sólidos suspensos totais, nas ETES 1, 2 e 3.

Todos os parâmetros observados neste estudo para o efluente sanitário foram detectados na ETE 4 no período analisado. DBO e os SST foram os parâmetros com maior variação nos dados.

6.3.2. Estudos de confiabilidade

Os resultados de média, desvio padrão, coeficiente de variação, coeficiente de confiabilidade, média esperada e percentual de atendimento à legislação para os parâmetros exigidos para efluentes de indústria metalúrgica e para os outros parâmetros analisados nesse trabalho podem ser vistos nas Tabelas 6.4 e 6.5, respectivamente.

As ETES 1, 2 e 3 não apresentaram presença de cádmio, chumbo, cromo hexavalente e cromo total no período analisado, dessa forma esses elementos atenderam em 100% aos padrões da legislação.

Tabela 6.3 – Análises de confiabilidade para cobre dissolvido, cromo hexavalente, cianeto livre, cianeto total, ferro solúvel e níquel para as ETEs 1, 2 e 3.

ETE	Estatística	Cobre dissolvido	Cianeto livre	Cianeto total	Ferro solúvel	Níquel
		mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹
1	μ_x	-	-	-	0,0286	0,0044
	σ_x	-	-	-	0,0342	0,0039
	CV	-	-	-	1,20	0,89
	CDC	-	-	-	0,33	0,38
	m_x	-	-	-	4,96	0,76
	P%	-	-	-	100	100
2	μ_x	0,00	0,082	0,0659	0,1187	0,00
	σ_x	0,00	0,0060	0,0667	0,0805	0,00
	CV	0,00	0,73	1,01	0,68	0,00
	CDC	0,00	0,42	0,36	0,44	0,00
	m_x	0,00	0,08	0,36	6,59	0,00
	P%	100	100	100	100	100
3	μ_x	0,0017	0,0143	0,1210	0,1816	0,0037
	σ_x	0,0023	0,0123	0,0964	0,0897	0,0045
	CV	1,35	0,86	0,80	0,49	1,22
	CDC	0,31	0,39	0,40	0,52	0,33
	m_x	0,31	0,08	0,40	7,76	0,66
	P%	100	100	100	100	100
Limites na legislação		1	0,2	1	15	2

Legenda: ETE 1 = ETE Lingotamento; ETE 2 = ETE Pátio de matérias-primas; ETE 3 = ETE Principal; μ_x = Média de distribuição; σ_x = Desvio padrão; CV = Coeficiente de variação; CDC = Coeficiente de confiabilidade; m_x = Concentração média do constituinte; P% = Percentual esperado de atendimento a Resolução COEMA nº 02/17.

Fonte: Da Autora (2021).

Tabela 6.4 – Análises de confiabilidade para temperatura, pH, SST, alumínio, nitrato, nitrito e zinco para as ETEs 1, 2 e 3.

ETE	Estatística	Temperatura	pH	SST	Alumínio	Nitrato	Nitrito	Zinco
		°C	-	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹
1	μ_x	32,49	6,99	12,79	3,20	-	-	0,03
	σ_x	1,30	0,75	13,45	3,04	-	-	0,03
	CV	0,04	0,11	1,05	0,95	-	-	1,05
	CDC	0,94	0,84	0,35	0,37	-	-	0,35
	m_x	37,48	-	35,10	3,69	-	-	1,76
	P%	100	-	99,76	96,58	-	-	100
2	μ_x	28,83	7,56	4,05	-	1,68	0,39	0,004
	σ_x	0,84	0,52	5,03	-	1,73	0,48	0,005
	CV	0,03	0,07	1,24	-	1,03	1,22	1,34
	CDC	0,95	0,89	0,32	-	0,36	0,33	0,31
	m_x	38,14	-	32,50	-	3,55	0,33	1,57

	P%	100	-	99,99	-	99,42	92,84	100
3	μ_x	30,36	7,65	5,14	0,49	2,26	0,45	0,008
	σ_x	0,87	0,43	4,97	0,19	1,93	0,50	0,006
	CV	0,03	0,06	0,97	0,39	0,85	1,11	0,71
	CDC	0,95	0,91	0,37	0,58	0,39	0,34	0,43
	m_x	38,18	-	70,20	5,78	3,90	0,47	2,14
	P%	100	-	99,99	100	99,14	90,88	100
Limites na legislação		40	5 - 9	100	10	10 ⁽¹⁾	1 ⁽¹⁾	5

1 – Parâmetro não avaliado para efluente de metalúrgica de acordo com a Resolução COEMA nº 02/17.

Legenda: ETE 1 = ETE Lingotamento; ETE 2 = ETE Pátio de matérias-primas; ETE 3 = ETE Principal; μ_x = Média de distribuição; σ_x = Desvio padrão; CV = Coeficiente de variação; CDC = Coeficiente de confiabilidade; m_x = Concentração média do constituinte; P% = Percentual esperado de atendimento a Resolução COEMA nº 02/17; SST = Sólidos suspensos totais.

Fonte: Da Autora (2021).

É possível perceber variações entre os valores CV e CDC para cada parâmetro, o que se dá tanto pelas diferentes tecnologias de tratamento, quanto pelas diferentes origens das AR.

A metodologia de Niku, Schroeder e Samaniego (1979) permite uma análise de sensibilidade do CDC a partir dos CV e do nível e confiabilidade adotado para o sistema, como pode ser visto na Tabela 6.5, desenvolvida por Dos Santos (2021).

Tabela 6.5 – Valores de CDC para diversos valores de CV e níveis de confiabilidade.

Níveis de confiabilidade (%)	Valores de CV												
	0	0,2	0,4	0,6	0,8	1	1,2	1,4	1,6	1,8	2	2,5	3
80	1	0,86	0,78	0,73	0,71	0,70	0,71	0,72	0,73	0,75	0,77	0,82	0,88
90	1	0,79	0,66	0,57	0,52	0,49	0,47	0,45	0,44	0,44	0,44	0,44	0,45
95	1	0,74	0,57	0,47	0,40	0,36	0,33	0,31	0,30	0,29	0,29	0,27	0,26

Legenda: CDC = Coeficiente de confiabilidade; CV = Coeficiente de variação.

Fonte: Dos Santos (2021).

Através da Tabela 6.5 é possível inferir que em um mesmo nível de confiabilidade o aumento dos valores de CV implica na diminuição dos valores de CDC. Dos Santos (2021) destaca que de acordo com o nível de confiabilidade e a partir de determinado valor de CV, os CDCs passam a se elevar. Isto é, os CDCs aumentam da seguinte maneira: no nível de 80% para um valor de CV acima de 1,0; no nível de 90% para CV maior que 2,0; e no nível de 95% para CV maior que 4,0. Todavia, essa tendência não possui significado físico, uma vez que não faria sentido a confiabilidade aumentar com a variabilidade dos dados.

Neste trabalho, os valores apresentados de CV em sua maioria estão abaixo de um, sendo para esses obtidos os resultados de CDC mais elevados. No geral, dentre os elementos avaliados na Tabela 6.3, a ETE 1 apresentou os maiores resultados de CV, com CDC na faixa de 0,33 a

0,38 para todos os parâmetros. Já dentre os elementos apresentados na Tabela 6.4, a ETE 2 apresentou os maiores CV.

Os CV elevados para os metais são justificados pelas baixas médias de concentração dos componentes, menores que o desvio padrão, e não significam um desempenho ruim do tratamento, apenas níveis operacionais instáveis, sendo o mesmo observado por Alves *et al.* (2021). Uma vez que para o mesmo nível de confiabilidade, os maiores CVs indicam menores CDC, as ETEs nessa situação necessitarão operar com menores concentrações de projeto (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2008).

Uma vez que os valores das concentrações efluentes se encontram abaixo dos padrões exigidos pela legislação, se necessário, poderiam ser aplicados níveis de confiabilidade ainda mais elevados (ALDERSON; DOS SANTOS; FILHO, 2015).

Os menores CV foram obtidos para a temperatura e pH, nas três ETEs avaliadas, sendo obtidos os maiores CDC, variando de 0,84 a 0,95.

As concentrações de projeto obtidas, valores que garantem que 95% dos dados atendam aos padrões da legislação, em geral estão acima das concentrações reais dos parâmetros nas AR, sendo a única exceção do nitrito para a ETE 2, demonstrando um desempenho muito bom dos tratamentos aplicados. Isso indica que os parâmetros poderiam atender padrões de descarte mais restritivos do que os considerados (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2008).

Foram obtidos elevados percentuais esperados de atendimento aos padrões estabelecidos pela Resolução COEMA nº 02/2017, estando todos os elementos exigidos para indústrias metalúrgicas com percentuais esperados de atendimento de 100%.

Apesar da maior amplitude de variação do ferro solúvel se comparado a outros parâmetros, se espera que todos os resultados estejam dentro do limite de $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ estabelecido pela legislação.

Quanto aos outros elementos avaliados neste trabalho, apenas SST, alumínio (na ETE 1), nitrito e nitrato não atingiram 100%. Apesar de não ter atingido 100%, os valores obtidos para SST ficaram acima de 99%, valores muito acima dos obtidos nas ETEs avaliadas por Oliveira e Von Sperling (2008), Orumieh *et al.* (2014) e Alderson, dos Santos e Filho. (2015).

Já para o alumínio, obteve-se 96,58% como percentual esperado de atendimento ao limite de $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ estabelecido pela legislação. Apesar do elemento não ser exigido diretamente para a aplicação do reúso na indústria metalúrgica, o seu conhecimento é importante uma vez que a presença de alumínio pode acidificar o meio, liberando íons H^+ durante a hidrólise, e afetar a disponibilidade de outros nutrientes no solo (SHETTY *et al.*, 2020). Dessa forma, para solos argilosos e com predominância de cargas negativas, ou solos

com altas concentrações de matéria orgânica, se recomenda aplicar altos níveis de confiabilidade às ETEs para evitar a saturação do meio por esse elemento.

Quanto ao nitrito e nitrato, o percentual de atendimento à legislação não é aplicável para o efluente não sanitário, uma vez que não são parâmetros exigidos pela Resolução COEMA nº 02/2017 para a AR avaliada. No entanto, uma vez que esses são elementos que apresentam pouca interação com as partículas do solo (BOLZANI; OLIVEIRA; LAUTENSCHLAGER, 2012), apresentando alta mobilidade (ANAMI *et al.*, 2008), o conhecimento do seu comportamento é relevante para determinação dos riscos de contaminação do solo e da água subterrânea. Dessa forma, para esses elementos, quando o uso das águas residuárias envolver lançamento em solos arenosos, para os quais há maior tendência ao escoamento, se torna necessário utilizar maiores níveis de confiabilidade a fim de evitar a contaminação do lençol freático.

Já para a ETE 4 os resultados de média, desvio padrão, coeficiente de variação, coeficiente de confiabilidade, média esperada e percentual de atendimento a legislação para os parâmetros exigidos para efluentes sanitários e para outros parâmetros analisados são apresentados na Tabela 6.6.

Tabela 6.6 – Análises de confiabilidade para alumínio, amônia, coliformes termotolerantes, DBO, pH, SST e temperatura para a ETE 4.

Estatística	Alumínio	Amônia	Coliformes termotolerantes	DBO	pH	SST	Temperatura
	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	NMP·100 mL ⁻¹	mg·L ⁻¹	-	mg·L ⁻¹	°C
μ_x	0,15	5,65	0,37	23,86	7,15	18,00	29,89
σ_x	0,06	4,68	1,99	12,20	0,38	11,89	1,09
CV	0,42	0,83	5,40	0,51	0,05	0,66	0,04
CDC	0,56	0,39	0,26	0,51	0,91	0,44	0,94
m_x	5,62	-	1320	60,96	-	44,50	37,68
P%	100	-	99,83	99,98	-	99,91	100
Limites na legislação	10	-	5000	120	5 – 9	100	40

Legenda: ETE 4 = ETE Sanitária; μ_x = Média de distribuição; σ_x = Desvio padrão; CV = Coeficiente de variação; CDC = Coeficiente de confiabilidade; m_x = Concentração média do constituinte; P% = Percentual esperado de atendimento a Resolução COEMA nº 02/17; SST = Sólidos suspensos totais.

Fonte: Da Autora (2021).

Os resultados para a ETE 4 também demonstram que os parâmetros com maiores valores de CV obtiveram os menores CDC. Assim como nos resultados anteriores, os elementos com

menores CV foram pH e temperatura, com CDC de 0,91 e 0,94, respectivamente.

Para todos os elementos as concentrações médias de projeto ficaram acima das médias reais, indicando que os parâmetros ainda atenderiam limites mais exigentes, podendo ser feita a adoção de níveis de confiabilidade mais elevados.

Todos os percentuais esperados de atendimento à legislação vigente ficaram acima de 99%, com exceção para a amônia, que não é exigida pela Resolução COEMA nº 02/2017, indicando o bom desempenho da ETE.

A média obtida para a amônia encontrada neste projeto é inferior à obtida por Ponce, Rollemberg e Oliveira (2019) com mesma rota tecnológica ($\mu_x = 14,08 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), sendo obtidos CV de 0,14 e CDC de 0,77. Para os autores, o tratamento através de lodo ativado com aeração prolongada foi considerado o mais eficaz na remoção da amônia, quando em comparação com tecnologias anaeróbias.

A grande diferença entre as médias obtidas no tratamento ($\mu_x = 0,37 \text{ NMP}\cdot 100 \text{ mL}^{-1}$) e a média de projeto ($m_x = 1320 \text{ NMP}\cdot 100 \text{ mL}^{-1}$) para coliformes termotolerantes indica que a ETE pode atender a padrões mais restritivos. Comparado aos outros parâmetros, coliformes apresentou o maior CV (o que se dá devido a contagem do indicador microbiológico variar de acordo com muitas ordens de magnitude) e menor valor de CDC, sendo o mesmo observado por Alves *et al.* (2021).

Para a mesma tecnologia de tratamento, Oliveira e Von Sperling (2008) trabalharam com DBO cuja μ_x era de $34 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (valor mais elevado que o desse trabalho), obtendo, em um nível de confiabilidade de 80%, CDC de 0,40 e uma porcentagem média de atendimento aos padrões ($X_s = 60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) maior que 80%. Para SST os autores obtiveram μ_x de $35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e m_x de $23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ com percentual de atendimento aos padrões próximo a 80%. Para os autores, a rota tecnológica também foi a mais eficiente em comparação com outras tecnologias.

Analisando o tratamento a partir de lagoas facultativas, e em lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas e lagoas de maturação, Alderson, dos Santos e Filho (2015) obtiveram, em um nível de confiabilidade de 80%, percentuais médios de atendimento aos padrões de uso de água residuária na agricultura e aquicultura de 29 e 79% para DBO, respectivamente, e 12 e 54% para SST nas mesmas rotas de tratamento.

6.4. CONCLUSÕES

Nas ETEs 1, 2 e 3, os parâmetros com maior amplitude de dados foram ferro solúvel, cianeto total e sólidos suspensos totais.

No geral, se observou que para os maiores resultados de CV os valores de CDC foram menores. Foram observados os menores CV para pH e temperatura, assim como, os maiores CDC.

Os percentuais de atendimento à legislação para grande parte dos parâmetros ficaram iguais ou próximos a 100%, sendo o nitrito da ETE 3 o elemento com menor resultado (90,88%). Assim, verificou-se um excelente desempenho das ETEs industriais e sanitária, podendo-se inclusive permitir a adoção de níveis de confiabilidade ainda mais elevados.

A maior parte das concentrações médias de projeto m_x está muito abaixo dos limites permitidos na Resolução COEMA nº 02/2017, mesmo para elevados valores de CV encontrados para alguns parâmetros, indicando que as tecnologias de tratamento adotadas são adequadas.

Assim, para solos arenosos, para os quais há baixa capacidade de retenção de contaminantes, pode ser interessante a adoção de níveis de confiabilidade mais elevados, a fim de evitar a contaminação do lençol freático. Para solos argilosos, os níveis de confiabilidade podem ser menos restritos, uma vez que há a capacidade de retenção dos compostos, sendo necessário, no entanto, a observância de possíveis limites de saturação do solo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABABSA, N.; KRIBAA, M.; TAMRABET, L.; ADDAD, D.; HALLAIRE, V.; OULDJAOU, 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. 33, 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 Sciences**, v. 64, p. 151-160. 2019.

ALBUQUERQUE, J. A.; BAYER, C.; ERNANI, P. R.; FONTANA, E. C. Propriedades físicas e eletroquímicas de um Latossolo Bruno afetadas pela calagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 2, p. 295-300. 2000.

ALCÂNTARA, M. A. K.; CAMARGO, O. A. Movimentação de nitrato em horizonte superficial e subsuperficial de Latossolo e Nitossolo com cargas variáveis. **Pesq. agropec. bras.**, v. 45, n. 1, p. 81-88, 2010.

ALDERSON, M. P; DOS SANTOS, A. B; MOTA FILHO, C. R. Reliability analysis of low-cost, full-scale domestic wastewater treatment plants for reuse in aquaculture and agriculture. **Ecological Engineering**, s. l, v. 82, p. 6-14, set. 2015.

ALVES, M. S.; SILVA, F. J. A.; CALDAS, A. L. C.; PEREIRA, E. L. Performance evaluation and coefficients of reliability for waste stabilization ponds in northeast Brazil. **Revista Ambient. Água**, v. 16, n. 1, 2021.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019: informe anual**. Brasília: ANA, 2019.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2020: informe anual**. Brasília: ANA, 2020.

ANAMI, M.H.; SAMPAIO, S.C.; SUSZEK, M.; GOMES, S.D.; QUEIROZ, M.M.F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, n.1, p.75–80. 2008.

ANDRADE, C.W.L.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; MIRANDA, J.H.; MONTENEGRO, A.A.A.; ASSIS, F.M.C.V. Simulation of sodium and potassium dynamics by the HYDRUS 2D model in a haplic planosol via residue water. **Engenharia Agrícola**, v. 38, n.36, p.874-884. 2018.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. 2012. Washington, D.C.: APHA/AWWA/WEF.

BAHIA. Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídrico (CONERH) n. 75. Estabelece procedimentos para disciplinar a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e/ou florestal. **Diário Oficial do Estado da Bahia**. 2010.

BALASSIANO, M. **Análise da aplicação de reúso de águas servidas: estudo de caso do**

Caxias Shopping. 2018. 48 f. Projeto de graduação (Graduação em Engenharia Civil) – Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

BASSO, J. B.; KIANG, C. H. Estimativa do fator de retardamento (Rd) e da dispersão hidrodinâmica (Dh) em solo arenoso do subgrupo Itararé – SP: aplicação de teste de coluna. In: **XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**. Natal. 2008.

BASSO, J.B.; KIANG, C. H. Retardamento e dispersão hidrodinâmica de cobre, potássio e cloreto em solos residuais do subgrupo itararé no estado de São Paulo. **Águas Subterrâneas**, v. 31, n.1, p.117-133. 2017.

BEAL, D. A.; FERREIRA, S. C.; RAUBER, D. Recursos Hídricos: uso de água na indústria - o caso de Dois Vizinhos no Paraná-PR. In: **Congresso Nacional de Pesquisa em Ciências Sociais Aplicadas (III CONAPE)**. 2014. p. 6.

BOLZANI, H.R.; OLIVEIRA, D.L.A.; LAUTENSCHLAGER, S.R. Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura no solo e na qualidade dos seus lixiviados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.17, n.4, p. 385-392. 2012.

BRASIL. Resolução CONAMA nº. 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União**. 2009.

CAIXETA, C. E. T. **Avaliação do atual potencial de reúso de água no Estado do Ceará e propostas para um sistema de gestão**. 2010. 323 p. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Ceará, 2010.

CAMPINAS. Resolução conjunta SVDS/SMS n. 09, de 2014. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para reúso direto não potável de água, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) de sistemas públicos para fins de usos múltiplos no município de Campinas. **Diário Oficial do Município**. 2014.

CASTRO, M.L.L.; BORGES, J.D.; OLIVEIRA, L.F.C.; RODRIGUES, C.; FIGUEIREDO, C.C.; CASTRO, W.J. Sorção de cromo em solos do cerrado goiano, Brasil. **Ambi-Água**, v. 5, n. 2, p. 133-143. 2010.

CEARÁ. Lei n. 16.033, de 20 de junho de 2016. Dispõe sobre a política de reúso de água não potável no âmbito do Estado do Ceará. **Diário Oficial do Estado**. 2016.

CEARÁ. Resolução n. 02 do Conselho Estadual Do Meio Ambiente (COEMA), 02 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. **Diário Oficial do Estado**, 21 de fevereiro de 2017.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo, SP. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/informacoes-basicas/tpos-de-agua/reuso-de-agua/>>. Acesso em: 30 de junho de 2020.

COLLA, V.; MATINO, I.; BRANCA, T. A.; FORNAI, B.; ROMANIELLO, L.; ROSITO, F. Efficient Use of Water Resources in the Steel Industry. **Water**, v. 9. 2017.

CONCIANI, R. **Estudo Comparativo da Mobilidade de Contaminantes Inorgânicos em Solos Laterítico e Não Laterítico**. Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2016, 86 p.

DOS SANTOS, A. B. Análise de desempenho e confiabilidade de reatores UASB em estações de tratamento de esgotos sanitários descentralizadas. **Revista DAE**, em fase de pré-publicação.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de Métodos de Análise de Solo/ DONAGEMMA, G.K. et al. 2.ed. 2011.**

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos/ SANTOS, H.G., et al. 5.ed. 2018.**

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Guia prático para interpretação de resultados de análises de solos/ SOBRAL, L. F. et al., 2015. 13 p.**

FAO, 2012. Coping with Water Scarcity: An Action Framework for Agriculture and Food Security. **Food and Agricultural Organization of the United Nations**, Rome, Italy.

FARRELL, M.; PERKINS, W.T.; HOBBS, P.J.; GRIFFITH, G.W.; JONES, D.L. Migration of heavy metals in soil as influenced by compost amendments. **Environmental Pollution**. V. 158, p. 55-64. 2010.

GARCIA, X.; PARGAMENT, D. Reusing wastewater to cope with water scarcity: Economic, social and environmental considerations for decision-making. **Resources, conservation and recycling**. V. 101, p. 154-166. 2015.

GENUCHTEN, M. T.; WIERENGA, P. J. Solute dispersion coefficients and retardation factors. In: Methods of soil analysis, Part 1. Madison: **American Society of Agronomy - Soil Science Society of America**, p. 1025-1054. 1986.

HESPANHOL, I. A inexorabilidade do reúso potável direto. **Revista DAE**, v. 63, p. 63-82, 2015.

INTERÁGUAS - PROGRAMA DE DESENVOLVIMENTO DO SETOR ÁGUAS. **Elaboração de proposta de plano de ações para instituir uma política de reúso de efluente sanitário tratado no Brasil. Produto III – Critérios de qualidade de água**. 2018. Brasília. Disponível em: <https://arquivos.ana.gov.br/interaguas/MCID_Reuso_Produto3-CriteriosdeQualidadedaAguadeReuso.pdf>. Acesso em: 19 jan. 2021.

KWIATKOWSKA-MALINA, J. Functions of organic matter in polluted soils: The effect of organic amendments on phytoavailability of heavy metals. **Applied Soil Ecology**, v. 123, p. 542-545. 2018.

LOMBARD-LATUNE, R.; PELUS, L.; FINA, N.; L'ETANG, F.; LE GUENNEC, B.; MOLLE, P. Resilience and reliability of compact vertical-flow treatment wetlands designed for tropical climates. **Science of the Total Environment**, v. 642, p. 208-215. 2018.

LUCHESE, A.V.; COSTA, A.C.S.; SOUZA JÚNIOR, I.G. Lixiviação de íons após a aplicação

de resíduos orgânicos de uma indústria farmoquímica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, n.2, p.189–199. 2008.

MAHMOOD-UL-HASSAN, M.; RASHID, M.; RAFIQUE, E. Nutrients transport through variably structured soils. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 57, p.331-340. 2011.

MATOS, A.T. Qualidade do meio físico ambiental. Caderno didático. **Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais**, Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa. 2010.

MATOS, A. T.; GARIGLIO, H.A.A.; MONACO, P. A.V. L. Deslocamento miscível de cátions provenientes da vinhaça em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.7, p.743–749. 2013.

MESA-JURADO, M.A., MARTIN-ORTEGA, J., RUTO, E., BERBEL, J. The economic value of guaranteed water supply for irrigation under scarcity conditions. **Agricultural Water Managment**. 113, 10–18. 2012.

METCALF, L.; EDDY, H.P. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4ª ed. Nova York, USA: McGraw-Hill Higher Education, 2003.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução de Ivanildo Hespagnol e José Carlos Mierzwa. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa do Conselho Estadual de Recursos Hídrico (CERH) n. 65. 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 do Estado de Minas Gerais**. 2020.

MORAIS, N.W.S.; DOS SANTOS, A.B. Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. **Revista DAE**, v. 67, n. 215, p. 40-55. 2019.

MOREIRA, D. A.; MARTINEZ, M.A.; SOUZA, J.A.R.; MATOS, A.T.; REIS, C.; BARROS, F.M. Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão de metais pesados em resíduos da construção civil e demolição. **Revista Ambiente & Água**, v. 5, n. 2, p. 77-86. 2010.

NASCIMENTO, R.S.M.P.; CARVALHO, G.S.; PASSOS, L.P.; MARQUES, J.J. Lixiviação de chumbo e zinco em solo tratado com resíduos de siderurgia. **Pesq. Agropec. Trop.**, v. 40, n. 4, p. 497-504. 2010.

NIELSEN, D. R.; BIGGAR, J. W. Miscible displacement: III, Theoretical considerations. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.26, p.216-221. 1962.

NIKU, S.; SCHROEDER, E.D.; SAMANIEGO, F.J. Performance of activated sludge processes and reliability-based design. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, v. 51, n. 12, p. 2841- 2857. 1979.

NORTON-BRANDÃO, D., SCHERRENBURG, S.M., van Lier, J.B. Reclamation of used urban waters for irrigation purposes – a review of treatment technologies. **Journal of**

Environmental Management. v. 122, p. 85–98, 2013.

NYSTRAND, M.I.; ÖSTERHOLM, P.; YUB, C.; ÅSTRÖM, M. Distribution and speciation of metals, phosphorus, sulfate and organic material in brackish estuary water affected by acid sulfate soils. **Applied Geochemistry**, v. 66, p. 264-274. 2016.

OLIVEIRA, F. C.; LEMKE-DE-CASTRO, M.L.; RODRIGUES, C.; BORGES, J.D. Adsorção e deslocamento do íon cádmio em solos do cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.8, p.848–855. 2010.

OLIVEIRA, L.F.C.; NOGUEIRA, J.G.; FRIZZARIM, S.S.; FIA, R.; FREITAS, J.S.; FIA, F.R.L. Sorção e mobilidade do lítio em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.18, n.2, p.139-148. 2013.

OLIVEIRA, S. M. A. C. **Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos**. 2006. 77 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. Reliability analysis of wastewater treatment plants. **Water Research**. v. 42, 2008, p. 1182 – 1194. 2008.

ORUMIEH, H. R.; MARDAN, S.; MAZAHERI, R. Reliability Analysis of Waste Stabilization Pond under Iran's Climate Conditions. **European Online Journal of Natural and Social Sciences**, v. 3, n.3, 2014.

PONCE, F. A. M.; ROLLEMBERG, S. L. S.; OLIVEIRA, A. G. Aplicação da análise de confiabilidade para avaliação de estações de tratamento de esgoto no estado do Ceará. **Revista Tecnologia**. V. 40, n. 2. 2019.

RIO GRANDE DO SUL. Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) n. 419. 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 Eletrônico do Estado do Rio Grande do Sul**. 2020.

ROCCARO, P; VERLICCHI, P. Wastewater and reuse. **Environmental Science & Health**. v. 2, p. 61-63. 2018.

SANTOS, A. S. P.; GONÇALVES, R. F.; MELO, M. C.; LIMA, M. A. M.; ARAUJO, B. M. Uma análise crítica sobre os padrões de qualidade de água de uso e de reúso no Brasil. **SUSTINERE: Revista De Saúde e Educação**, v. 8, p. 437-462, 2020.

SANTOS, A. S. P.; VIEIRA, J. M. P. Reúso de água para o desenvolvimento sustentável: aspectos de regulamentação no Brasil e em Portugal. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA)**, v. 8, n. 1, p. 50-68, 2020.

SANTOS, J. S.; LIMA, V. L. A.; BORGES, J. C. F.; SILVA, L.V.B.D.; AZEVEDO, C.A.V. Mobilidade de solutos em colunas de solo com água residuária doméstica e de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 11, p. 1226-1233. 2010.

SÃO PAULO. Resolução conjunta SES/SIMA n. 1/2020. Disciplina o reúso direto não potável

de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. 2020.

SAPKOTA, A. R. Water reuse, food production and public health: Adopting transdisciplinary, systems-based approaches to achieve water and food security in a changing climate. **Environmental Research**, v. 171, p. 576-580. 2019.

SGROI, M.; VAGLIADASHI, F. G.A.; ROCCARO, P. Feasibility, sustainability and circular economy concepts in water reuse. **Environmental Science & Health**, v. 2, p. 20-25. 2018.

SHETTY, R.; VIDYA, C. S. N.; PRAKASH, N. B.; LUX, A.; VACULIK, M. Aluminum toxicity in plants and its possible mitigation in acid soils by biochar: A review. **Science of The Total Environment**, 2020.

SILVA, N.F.; LELIS NETO, J.A.; TEIXEIRA, M.B.; CUNHA, F.N.; MIRANDA, J.H.; COELHO, R.D. Distribuição de solutos em colunas de solo com vinhaça. **Irriga, Botucatu**, Edição Especial, p. 340 – 350. 2012.

SILVEIRA, A. G. M. **Análise de eficiência e confiabilidade em sistemas de baixo custo de tratamento de esgotos do tipo lagoas de estabilização**. 2011. 108 f. Dissertação (Mestrado em recursos hídricos) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

SOUZA, M. A. A.; DOS SANTOS, A. B.; WOLFF, D. B.; BARBOZA, M. G.; MORAIS, N. W. S.; BITTENCOURT, S. Aspectos legais e normativos sobre o gerenciamento de água, lodo e emissões gasosas em sistemas descentralizados de coleta e tratamento de esgotos. In: DOS SANTOS, A. B. **Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais**. Fortaleza: Imprece, 2019. p. 664-745. Disponível em: < http://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/06_11_2019_ProSab_Tratamento_de_Esgoto.pdf>. Acessado em: 10 de janeiro de 2021.

SU, C.; JIANG, L.; ZHANG, W. A review on heavy metal contamination in the soil worldwide: Situation, impact and remediation techniques. **Environmental Skeptics and Critics**. V. 3, n. 2, p. 24-38. 2014.

TORRETTA, V.; KATSOYIANNIS, I.; COLLIVIGNARELLI, M.C.; BERTANZA, G.; XANTHOPOULOU, M. Water reuse as a secure pathway to deal with water scarcity. **MATEC Web of conferences**, v. 305. 2020.

VALOCCHI, A.J. Describing the transport of ion-exchanging contaminants using an effective Kd approach. **Water Resources Research**, v. 20, p. 499-503. 1984.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, 4ª ed, Belo Horizonte. UFMG, 2014.

WUANA, R. A.; OKIEIMEN, F.E.; IMBORVUNGU, J.A. Removal of heavy metals from a contaminated soil using organic chelating acids. **Int. J. Environ. Sci. Tech.** v. 7 n. 3, p. 485-496. 2010.

WUANA, R. A.; OKIEIMEN, F.E. Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. **International Scholarly Research Network**. 2011.