



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO ACADÊMICO DO AGRESTE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

JEISIANE ISABELLA DA SILVA ALEXANDRE

**ANÁLISE DA SORÇÃO DO CORANTE DB22 EM SOLO ALUVIONAR PARA  
COMPOR UM SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO**

Caruaru  
2019

JEISIANE ISABELLA DA SILVA ALEXANDRE

**ANÁLISE DA SORÇÃO DO CORANTE DB22 EM SOLO ALUVIONAR PARA  
COMPOR UM SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de mestre em Engenharia Civil e Ambiental

**Área de concentração:** Tecnologia Ambiental.

**Orientador:** Prof<sup>o</sup>. Dr. Artur Paiva Coutinho

**Coorientadora:** Prof<sup>o</sup>. Dr<sup>a</sup>. Tássia dos Anjos Tenório de Melo

Caruaru

2019

Catálogo na fonte:  
Bibliotecária – Paula Silva - CRB/4 – 1223

- A381a Alexandre, Jeisiane Isabella da Silva.  
Análise da sorção do corante DB22 em solo aluvionar para compor um sistema alagado construído. / Jeisiane Isabella da Silva Alexandre. – 2019.  
102 f.; il.: 30 cm.
- Orientador: Artur Paiva Coutinho.  
Coorientadora: Tássia dos Anjos Tenório de Melo.  
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CAA, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2019.  
Inclui Referências.
1. Poluentes (Pernambuco). 2. Solos – Análise. 3. Tecnologia ambiental (Pernambuco). 4. Solos – Descontaminação (Pernambuco). 5. Corantes. 6. Gestão ambiental (Pernambuco). I. Coutinho, Artur Paiva (Orientador). II. Melo, Tássia dos Anjos Tenório de (Coorientadora). III. Título.

CDD 620 (23. ed.)

UFPE (CAA 2019-047)

**JEISIANE ISABELLA DA SILVA ALEXANDRE**

**ANÁLISE DA SORÇÃO DO CORANTE DB22 EM SOLO ALUVIONAR PARA  
COMPOR UM SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Aprovada em: 08/ 03/ 2019.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof<sup>o</sup>. Dr. Artur Paiva Coutinho (Orientador)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Elizabeth Pastich do Amaral (Examinadora Externa)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof<sup>o</sup>. Dr<sup>a</sup>. Manuela Virgínia Salgueiro Gondim (Examinador Externa)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof<sup>o</sup>. Dr. Severino Martins dos Santos Neto (Examinador Externa)  
Universidade Federal de Pernambuco

A minha vó, Margarida Ferreira e minha mãe, Maria José (*in memoriam*) que fizeram de sua ausência motivação-mor para que continuasse a caminhada e que todas as vezes que a vida me dava uma resposta negativa, sussurraram um sim para o meu coração. É delas o que fui e sou. No fim das contas, a morte não é nada e vocês não estão longe, só se encontram no outro lado do caminho.

A minha família, em especial ao meu pai José Arlindo, minha sobrinha tão querida Pérola Liz, as minhas irmãs Jaqueline Magda e Jessyca Virginia, minha tia Etiene Maria e meu primo Victor Kauã e que constituem um dos pilares importantíssimos da minha vida, sem os quais não conseguiria alcançar meus objetivos. É com eles todos os meus encontros e desencontros existenciais.

## AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar à Deus, força suprema, pela vida, saúde e por todas as coisas e pessoas que tenho ao meu redor.

À minha mãe, Maria José (*in memoriam*) que me ensinou tudo sem dizer nada, e que permanece viva em minha memória e ações.

À minha vó, Margarida Ferreira (*in memoriam*), aquela que sacrificou parte de sua vida em meu propósito e sempre se fez presente mesmo quando acreditei estar longe. Espero um dia possuir ao menos metade de sua bondade, compaixão e integridade.

Ao meu pai, José Arlindo, que me ensinou os maiores valores que alguém pode ter na vida. Obrigado por toda dedicação e por nunca ter me abandonado; uma VIDA é tempo insuficiente para exprimir todo o meu amor e todo agradecimento.

À tão querida irmã Jaqueline Magda, por estar ao meu lado em todos os momentos, espero ser tão grande quanto me projetas. Obrigada por me ensinar a ser uma pessoa mais justa, por todo amor, carinho, esforço e dedicação na continuação da minha formação enquanto ser humano e cidadã. Estarei ligada a você até o fim de minha existência.

À minha irmã Jessyca Virginia e meu cunhado Wedson Saraiva, por gerarem um dos melhores presentes que a vida me deu, minha sobrinha Pérola Liz. Meu mundo é outro desde a sua vinda. Ela renova diariamente minha esperança de amor e união.

À minha tia Etiene Maria e meu primo Victor Kauã, que sempre me apoiaram. Obrigado por todo amor, cuidado, proteção e ajuda. Vocês são fundamentais na minha vida.

Aos meus amigos irmãos, João Pedro e Augusto Viana, pelo apoio, crescimento, incentivo, confiança, boas risadas, força e por acreditarem em mim, mesmo quando eu não acreditei. Os levo comigo, somos um só.

À Mariana Cardoso, que não me deixou desistir dessa jornada, me guiou, cuidou e preparou para o mundo acadêmico. Obrigada pelo incentivo em todas as minhas decisões, por sempre acreditar em mim, pela confiança e troca de afetos. Você sem sombra de dúvidas é um dos presentes, que tão gentilmente a vida me deu.

Ao meu orientador querido, Artur Coutinho, por ter aceito me orientar, por acreditar no meu trabalho, pela confiança, ajuda, seriedade na orientação e construção desta pesquisa, além dos valiosos questionamentos e sugestões que subsidiaram o desenvolvimento deste trabalho.

À minha coorientadora Tássia Melo, um ser humano incrível. Considero um privilégio, poder desfrutar da sua simplicidade e da sua sabedoria inesgotável. Obrigada pela cobrança e paciência, pelos puxões de orelha, pelo apoio, por sempre acreditar em minha capacidade e pelo incentivo em vários momentos. Sua guia e ajuda, foram fundamentais para realização desta pesquisa.

Aos colegas do Laboratório de Engenharia Ambiental/ UFPE. Em especial ao técnico Luis Lucena, pela ajuda, amizade, confiança, honestidade e conhecimento compartilhado.

Ao Departamento de Energia Nuclear/ UFPE pelo ambiente colaborativo, apoio e pelas gentilezas no decorrer da pesquisa.

Aos meus amigos Vitor Hugo, Neto França, Guilherme Teotônico, Adriana Thays, Lucas Ravellys, que compartilharam comigo todo o conhecimento, luta e superação desse trabalho. Obrigado pelo companheirismo e afeto construído nessa caminhada.

Ao colega Miguel Kelm, por ter disponibilizado o corante utilizado nessa pesquisa.

À amiga Samara Porfílio, por todo apoio e ajuda durante o período em que passei no Recife-PE.

À amiga Patricia Silva, pela torcida, incentivo, crença em mim, dedicação e amizade.

À amiga Geovania Andrade, uma ativista cheia de luz. Obrigada pelos conselhos, incentivos e força nos momentos injustos da vida.

Aos colegas do Instituto Agrônomo de Pernambuco-IPA, Ana Rosa e Heleno Filho pelos conselhos, força e apoio na minha jornada profissional.

Aos queridos amigos de mestrado, Adson Carvalho, Armando Dias, Rafaela Dantas, Luttemberg Ferreira, Natanna Melo, Ana Verana, pelos momentos de afeto, descontração e companheirismo nessa caminhada.

Aos eternos professores, Deivid Figueroa, Angela Maria e Anderson Paiva. Obrigado pela torcida, incentivo, conhecimento compartilhado, amizade e profissionalismo.

Aos professores Edevaldo Miguel e Saulo de Tarso, pelos valorosos comentários feitos na qualificação da dissertação.

Aos professores Severino Martins, Elizabeth Pastich e Manuela Gondim, pelas sugestões e contribuições nesse trabalho, é uma honra tê-los na comissão examinadora.

À Universidade Federal de Pernambuco, principalmente a todos os professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental – PPGECAM.

## RESUMO

O Estado de Pernambuco destaca-se por ser o segundo maior polo de confecções do Brasil. Entretanto, o polo de confecção pernambucano enfrenta alguns problemas, dentre eles à escassez hídrica. O lançamento direto de efluentes textéis provenientes das lavanderias de jeans da região tem intensificado os impactos negativos na conservação da água e do solo. Algumas tecnologias estão sendo estudadas para desenvolver mecanismos de remediação mais sustentáveis no que diz respeito à gestão de recursos hídricos e o tratamento de efluentes, dentre elas o sistema alagado construído. Trata-se de uma tecnologia natural que utiliza o princípio de solo úmido cultivado, onde as relações solo-microrganismos-rizosfera das plantas são responsáveis pelo tratamento da água residuária. Desta forma, este trabalho tem por objetivo avaliar a sorção do corante Direct Black 22 em solo aluvionar da região, tendo em vista que, o mecanismo de sorção é necessário para verificar a viabilidade de utilização do solo estudado como meio suporte para um sistema alagado construído. Foram realizados ensaios de caracterização física e química de duas camadas de um depósito aluvionar: uma camada superficial de classificação textural do tipo areia franca e outra subsuperficial de classificação textural do tipo areia. Os ensaios de cinética de sorção demonstraram uma tendência para o equilíbrio após 8 h para Camada 1 e 4 h para Camada 2. A cinética de sorção do DB22 foi melhor descrita com um modelo de segunda ordem e as isotermas de sorção para Camadas 1 e 2 ajustaram-se adequadamente aos modelos de Freundlich e Linear. A sorção do DB22 foi maior na camada superficial, refletindo uma capacidade de retenção mais elevada do corante na Camada, sendo mais indicada para compor um sistema alagado construído. Verificou-se que a camada superficial privilegia fenômenos de retenção do corante Direct Black 22 enquanto que a camada subsuperficial privilegia fenômenos de mobilidade do corante.

Palavras-chave: Sorção. Poluente emergente. Tecnologia para tratamento.

## ABSTRACT

The State of Pernambuco stands out as the second largest apparel hub in Brazil. However, the Pernambuco confectionery is facing some problems, among them the water scarcity. The direct release of textile effluents from the region's jeans laundries has intensified the negative impacts on water and soil conservation. Some technologies are being studied to develop more sustainable remediation mechanisms with respect to water resources management and effluent treatment, among them the built flood system. It is a natural technology that uses the principle of cultivated wet soil, where the relationships soil-microorganisms-rhizosphere of plants are responsible for the treatment of wastewater. In this way, this work aims to evaluate the sorption of Direct Black 22 dye in alluvial soil of the region, considering that the sorption mechanism is necessary to verify the feasibility of using the studied soil as a support medium for a flooded system built. Physical and chemical characterization of two layers of an alluvial deposit were carried out: a superficial layer of textural classification of the sand - free type and another subsurface sand - textural classification. Sorption kinetics assays showed a tendency to equilibrate after 8 h for Layer 1 and 4 h for Layer 2. Sorption kinetics of DB22 was best described with a second order model and the sorption isotherms for Layers 1 and 2 adjusted to the Freundlich and Linear models. The sorption of DB22 was higher in the surface layer, reflecting a higher retention capacity of the dye in the layer, being more suitable to compose a constructed flood system. It has been found that the surface layer favors retention phenomena of Direct Black 22 dye while the subsurface layer favors phenomena of dye mobility.

Keywords: Sorption. Emerging pollutant. Technology for treatment.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Quadro 1 –	Variações da população e do produto interno bruto em anos diversos .....	25
Fluxograma 1 –	Etapas da cadeia têxtil .....	26
Figura 1 –	Fórmula estrutural do corante azo Direct Black 22.....	29
Figura 2 –	Diagrama triangular das classes texturais do solo de acordo com o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos.....	33
Figura 3 –	Diagrama esquemático considerando o solo como um sistema trifásico.....	33
Gráfico 1 –	Curvas de retenção para diferentes tipos de solo adotando o Hydrus -1D.....	40
Figura 4 –	Curvas de Isotermas .....	42
Figura 5 –	Classificação de isotermas de adsorção .....	43
Figura 6 –	Tipos comuns de isoterma de adsorção.....	44
Quadro 2 –	Análise comparativa entre os principais sistemas de tratamento de esgoto.....	48
Figura 7 –	Classificação dos sistemas alagados construídos.....	49
Figura 8 –	Esquema da Metodologia adotada.....	60
Mapa 1 –	Localização dos Municípios de Brejo da Madre de Deus e Santa Cruz do Capibaribe.....	61
Fotografia 1 –	Perfil do solo.....	62
Figura 9 –	Incubadora do tipo shaker de marca INNOVA.....	66
Gráfico 2 –	Varredura espectral do corante Direct Black 22.....	68
Gráfico 3 –	Curva de calibração da solução do corante hidrolisado (a) e da solução com água e corante (b).....	68
Fotografia 2 –	Conjunto de filtração a vácuo .....	69
Gráfico 4 –	Resultados obtidos para ponto de carga zero das Camadas 1 (a) e 2 (b).....	77
Gráfico 5 –	Curva da cinética de sorção para Camada 1 do depósito aluvionar.....	78

Gráfico 6 –	Curva da cinética de sorção para Camada 2 do depósito aluvionar.....	79
Gráfico 7 –	Dados experimentais e linearizações para o modelo de primeira ordem para as Camadas 1 (a) e 2 (b).....	80
Gráfico 8 –	Dados experimentais e linearizações para o modelo de segunda ordem para as Camadas 1 (superficial) (a) e camada 2 (subsuperficial) (b).....	81
Gráfico 9 –	Isoterma de sorção para Camada 1 (a) e camada 2 (b) .....	82
Gráfico 10 –	Ajustes dos modelos de Freundlich e Langmuir para as Camadas 1 (a) e 2 (b).....	83

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Listagem de macrófitas encontradas no estado de Pernambuco.....	53
Tabela 2 –	Diversidade de meio suporte de sistemas alagados construídos.....	54
Tabela 3 –	Principais parâmetros analisados na remoção de poluentes em trabalhos com SACs.....	58
Tabela 4 –	Distribuição do tamanho de partículas e classificação do solo.....	73
Tabela 5 –	Valores obtidos por EDXRF.....	75
Tabela 6 –	Parâmetros cinéticos ajustados nos modelos de primeira e segunda ordem para as duas camadas do depósito aluvionar.....	81
Tabela 7 –	Parâmetro das isotermas de Langmuir e Freundlich para camadas do solo aluvionar do leito seco do Rio Capibaribe.....	84

## LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 –	Massa específica das partículas.....	34
Equação 2 –	Massa específica do solo.....	34
Equação 3 –	Porosidade.....	34
Equação 4 –	Umidade gravimétrica.....	35
Equação 5 –	Umidade volumétrica.....	35
Equação 6 –	Equação de Darcy.....	38
Equação 7 –	Equação de Darcy-Burkingham.....	38
Equação 8 –	Equação de Richards.....	39
Equação 9 –	Capacidade capilar.....	39
Equação 10 –	Condutividade hidráulica.....	39
Equação 11 –	Equação de carbono orgânico.....	64
Equação 12 –	Densidade de partícula.....	65
Equação 13 –	Equação de primeira ordem.....	70
Equação 14 –	Equação de primeira ordem linear.....	70
Equação 15 –	Equação de segunda ordem.....	71
Equação 16 –	Equação linear segunda ordem.....	71
Equação 17 –	Isoterma linear.....	71
Equação 18 –	Equação de langmuir.....	71
Equação 19 –	Equação de Langmuir linear.....	71
Equação 20 –	Equação de Freundlich.....	71
Equação 21 –	Equação linear de Freundlich.....	72

## LISTA DE SIGLAS

AB113	Ácido Azul 113
BA25	Blue Acid 25
BR46	Básico Vermelho 46
CAA	Centro Acadêmico do Agreste
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DB22	Direct Black 22
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DEN	Departamento de Energia Nuclear
DQO	Demanda química de oxigênio
DR23	Direct Red 23
DR31	Direct Red 31
EDXRF	Espectroscopia de raios X por dispersão em energia
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
IUPAC	União Internacional de Química Pura e Aplicada
LEA	Laboratório de Engenharia Ambiental
MPPE	Ministério Público De Pernambuco
PCZ	Ponto de Carga Zero
pH	Potencial Hidrogeniônico
RPM	Rotação por minuto
SAC	Sistema Alagado Construído
SAN	Sistema Alagado Natural
SBCS	Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
SEBRAE	Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas
TAC	Termos de Ajustamento de Conduta
TCO	Taxa de carregamento orgânico
TFSA	Terra fina seca ao ar
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
USDA	Departamento de Agricultura dos Estados Unidos

## LISTA DE SÍMBOLOS

°C	Grau Celsius
$\mu$	Viscosidade dinâmica do fluido-água
Al	Alumínio
C	Carbono orgânico
C(h)	Capacidade capilar
$C_0$	Concentração inicial
Ca	Cálcio
Cd,	Cádmio
Ce	Concentração de equilíbrio
$C_f$	Concentração final do corante após o processo de sorção
Cr	Cromo
Fe	Ferro
g	grama
h	Hora
H	Hidrogênio
h	Potencial matricial do solo
HCl	Ácido clorídrico
K	Potássio
k	Coefficiente de permeabilidade intrínseca
K	Condutividade hidráulica do solo
$k_1$	Taxa constante de sorção de primeira ordem
$k_2$	Taxa constante de sorção de segunda ordem
KD	Coefficiente de partição solo-solução
$K_F$	Coefficiente de adsorção de Freundlich
$K_L$	Constante de Langmuir
L	Litro
m	Metro
Mg	Magnésio

mm	Milímetros
mol	Grandeza utilizada para expressar a quantidade de átomos e moléculas
Na	Sódio
Ni,	Níquel
Pb	Chumbo
q	Densidade de fluxo ou velocidade de Darcy
R\$	Unidade de moeda correspondente ao Real
$r^2$	Coefficiente de correlação
RL	Fator de separação
S	Fração adsorvida
Se	Capacidades de sorção em equilíbrio
SM	Capacidade máxima que a fase sólida pode adsorver
Sr	Estrôncio
St	Capacidade de sorção no tempo t
t	Tempo
w	Umidade gravimétrica
z	Variável espacial
Zn,	Zinco
$\eta$	Porosidade do solo
$\theta$	Umidade volumétrica
$\rho$	Densidade do fluido
pd	Massa específica do solo
pg	Massa específica das partículas
<b><i>Mg</i></b>	Massa de partículas sólidas
<b><i>MI</i></b>	Massa de água
<b><i>Ms</i></b>	Massa de sólidos
<b><i>VI</i></b>	Volume de água
<b><i>Vs</i></b>	Volume ocupado
<b><i>Vt</i></b>	Volume total do solo
<b><i>Vt</i></b>	Volume total de solo
<b><i>Vv</i></b>	Volume de vazios do solo

$\partial H$  Potencial total de água no solo  
 $\partial L$  Comprimento da coluna de solo

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>20</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>23</b>
2.1	OBJETIVO GERAL.....	23
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	23
<b>3</b>	<b>EMBASAMENTO TEÓRICO E CONCEITUAL</b> .....	<b>24</b>
3.1	SETOR TÊXTIL.....	24
<b>3.1.1</b>	<b>Processo produtivo</b> .....	<b>26</b>
<b>3.1.2</b>	<b>Principais corantes</b> .....	<b>28</b>
3.2	SOLO.....	31
<b>3.2.1</b>	<b>Definição</b> .....	<b>31</b>
<b>3.2.2</b>	<b>Relações do meio poroso</b> .....	<b>33</b>
<b>3.2.3</b>	<b>Solos aluvionares</b> .....	<b>35</b>
<b>3.2.4</b>	<b>Mecanismo de sorção no solo</b> .....	<b>36</b>
<b>3.2.5</b>	<b>Transferência de água</b> .....	<b>37</b>
<b>3.2.6</b>	<b>Transferência de solutos</b> .....	<b>41</b>
3.3	SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS .....	46
<b>3.3.1</b>	<b>Definição</b> .....	<b>46</b>
<b>3.3.2</b>	<b>Tipos de SACs</b> .....	<b>49</b>
<b>3.3.3</b>	<b>Estrutura</b> .....	<b>51</b>
<b>3.3.4</b>	<b>Eficiência dos SACs</b> .....	<b>55</b>
<b>4</b>	<b>METODOLÓGIA</b> .....	<b>60</b>
4.1	ÁREA DE ESTUDO .....	60
4.2	CARACTERIZAÇÃO DO SOLO .....	62
<b>4.2.1</b>	<b>Coletas</b> .....	<b>62</b>
<b>4.2.2</b>	<b>Análises físico-químicas</b> .....	<b>63</b>
<b>4.2.3</b>	<b>Análise do Ponto de Carga Zero (PCZ)</b> .....	<b>66</b>
4.3	MODELAGEM MATEMÁTICA DE DEGRADAÇÃO DO DB22 .....	67
<b>4.3.1</b>	<b>Preparação da solução de corante hidrolisado</b> .....	<b>67</b>
<b>4.3.2</b>	<b>Determinação das condições dos ensaios de sorção</b> .....	<b>67</b>
<b>4.3.3</b>	<b>Ensaio de sorção</b> .....	<b>69</b>
<b>4.3.4</b>	<b>Modelagem</b> .....	<b>70</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>73</b>

5.1	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO SOLO .....	73
5.2	PONTO DE CARGA ZERO (PCZ) .....	76
5.3	ESTUDO CINÉTICO .....	78
5.4	ISOTERMA DE SORÇÃO .....	82
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	<b>86</b>
<b>7</b>	<b>SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS</b> .....	<b>87</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>88</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A disponibilidade de água em quantidade e qualidade para os diversos usos é uma preocupação para a população que vive, principalmente, em regiões semiáridas. O semiárido brasileiro é caracterizado por apresentar uma baixa disponibilidade hídrica, onde ocorrem precipitações médias anuais entre 250 e 500 mm, destacando-se pela sua irregularidade e variabilidade espacial (CIRILO *et al.*, 2007). Além disso, a maior parte da geologia é formada por rochas cristalinas, com solos rasos, apresentando baixa capacidade de infiltração, alto escoamento superficial e reduzida drenagem natural (GHEYI *et al.*, 2012).

Embora apresente baixa disponibilidade hídrica, algumas atividades econômicas apresentam grande desenvolvimento na região Nordeste do Brasil como a atividade têxtil. O Brasil está na lista dos 10 principais mercados mundiais de indústrias têxteis, bem como entre os países que possuem os maiores parques fabris. O Nordeste, Pernambuco destaca-se por conter o segundo maior polo de confecções do Brasil. Os municípios de Caruaru, Toritama e Santa Cruz do Capibaribe são as principais cidades do Polo de Confecção do Agreste Pernambucano e se destacam economicamente por seus desenvolvimentos estarem baseados na indústria têxtil (OLIVEIRA; BRAGA, 2014).

Entretanto, o polo de confecção pernambucano enfrenta alguns problemas, sendo um deles relacionado à falta de água, por ser região semiárida. Além disso, outro problema é a qualidade da água dos mananciais da região (BRAGA, 2016), que é prejudicada pela própria atividade econômica. A diversificação dos usos múltiplos, com o desenvolvimento econômico e social, produziu inúmeras pressões sobre o ciclo hidrológico e sobre as reservas de águas superficiais e subterrâneas.

O lançamento direto de efluentes domésticos e industriais, provenientes das lavanderias de jeans da região intensificam os impactos negativos dos corpos hídricos da região, como alteração da atividade fotossintética do meio e esgotamento do oxigênio dissolvido (LIMA; SAMPAIO, 2017).

Azevedo *et al.* (2001) destacam que dentre os materiais usados pelas indústrias têxteis, um dos que oferecem grande possibilidade de produzir passivo ambiental são os corantes, considerado um poluente emergente. Os problemas que esses poluentes podem ocasionar tanto ao meio ambiente quanto a saúde dos seres

vivos tem sido apontada como potencialmente perigosos mesmo quando as concentrações são baixas, visto que, não possuem legislação para regulamentar sua concentração máxima permitida. Os corantes quando não retido no processo de tingimento é rejeitado e fazem parte dos efluentes têxteis.

Ainda são poucas as lavanderias da região que fazem o tratamento de seus efluentes. As que fazem, geralmente empregam o processo físico-químico de coagulação-floculação ou processos biológicos, muitas vezes com resultados ineficientes devido à falta de conhecimento sobre as características do efluente e das alternativas de processos para o tratamento, pouca área disponível (uma vez que a maioria das lavanderias se encontra no meio urbano) e a falta de mão de obra especializada. (SILVA; CABRAL NETO, 2017).

Portanto, é necessário alterar a qualidade dos efluentes, a fim de que se atinjam parâmetros aceitáveis pela Resolução CONAMA nº 430 (CONAMA, 2011) e para o reuso sem fins potáveis. O tratamento de efluentes têxteis é de interesse do ponto de vista ambiental, devido ao grande volume gerado e enorme diversidade e complexidade química.

A falta de um tratamento correto dos efluentes, proveniente da lavagem dos jeans, tem sido alvo de grande preocupação quanto aos impactos negativos resultantes do lançamento dos efluentes *in natura* no solo. Sua contaminação interfere em outros componentes do ambiente, como águas superficiais e subterrâneas, fauna e vegetação e em problemas de saúde pública (CALIJURI; GASPARINI, 2013).

Visando melhorar as condições sanitárias e ambientais da região do semiárido, novas tecnologias como bacia de evapotranspiração, filtração em margem, *shade balls* têm sido estudadas (PAIVA et al., 2010; AMARAL et al., 2015; LIMA, 2018). O sistema alagado construído é uma alternativa a ser considerada, por demonstrar eficiência no tratamento de águas residuais (VON SPERLING, 2014; SEZERINO et al., 2015; MATOS; MATOS, 2017).

Estes sistemas são capazes de promover o tratamento de efluentes de maneira simples e economicamente atrativa, através de uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos, incluindo sedimentação, adsorção às partículas do material filtrante, assimilação pelos tecidos das plantas e transformações microbiológicas (DE PAOLI; VON SPERLING, 2014). Os sistemas alagados construídos são eficazes no tratamento de diversos contaminantes emergentes,

como fármacos, pesticidas, hormônio, entre outros (LI et al., 2014; BARRETO, 2017; ZINATO; GUIMARÃES, 2017).

A problemática da poluição gerada por indústrias têxteis no agreste pernambucano é um fato existente, busca-se continuamente por soluções viáveis para atenuar os danos ambientais causados por este tipo de atividade fabril. É imprescindível, dentro do objeto de estudo dessa pesquisa, o melhor conhecimento científico da sorção de um corante têxtil para pesquisar a eficácia de um componente utilizado em um sistema alagado construído. Para tanto, modelos matemáticos são relevantes para estimar a capacidade máxima de retenção do solo estudado.

Assim, esta pesquisa visa estudar a viabilidade de implantação de um sistema de alagado construído a partir dos estudos sobre as condições de utilização do solo local como elemento de composição estrutural do sistema. Para tal, é fundamental a caracterização hidrodispersiva do solo local, com ênfase na capacidade de retenção e da mobilidade do corante presente no efluente têxtil no semiárido pernambucano. As análises foram realizadas por meio de ensaios de batch obtidos parâmetros de sorção.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar mobilidade e retenção do corante Direct Black 22 em um solo aluvionar característico do leito seco do Rio Capibaribe.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estudar a cinética de sorção do corante Direct Black 22 em duas camadas de um solo aluvionar característico do leito seco do Rio Capibaribe;
- Determinar e analisar as isotermas de sorção do corante Direct Black 22 em duas camadas de um solo aluvionar característico do leito seco do Rio Capibaribe;
- Avaliar a viabilidade de utilização do solo local como meio suporte em um sistema alagado construído para pós-tratamento de efluentes têxteis.

### 3 EMBASAMENTO TEÓRICO E CONCEITUAL

#### 3.1 SETOR TÊXTIL

A indústria têxtil configura uma realidade imersa na maioria dos países, impulsionada, principalmente, pela necessidade humana de vestuário e usos utilitários variados. Tem assim um significado importante nas dimensões social, cultural, econômica e política a ponto de influenciar costumes e tendências como conseqüências no modo de vida em diferentes épocas (FUJITA; JORENTE, 2015).

No Brasil, historicamente, entre os anos de 1889–1930 compreendem uma fase de prosperidade acentuada para o setor têxtil, capaz de atrair grandes atacadistas mediante alianças acionárias, essa realidade mostra-se entre os fatores políticos mais importantes para a imposição dos interesses setoriais. Em decorrência, obtiveram-se uma tarifa eficaz contra o tecido importado e empréstimos generosos captados pelo governo junto ao público (DURAND, 1979).

A Revolução Industrial levou o homem a um quadro de produção e consumo desenfreado. Onde a sociedade consome, em média 2,5 milhões de toneladas de roupas novas por ano (MACHADO; LEONEL, 2014).

O Polo de Confeccões do Agreste Pernambucano teve início em 1980, quando as primeiras peças de vestuário começaram a ser fabricadas pelas mulheres, com retalhos de tecidos. O Polo é composto principalmente pelas cidades de Caruaru, Toritama e Santa Cruz do Capibaribe. O município de Caruaru está localizado a 138 km de Recife, capital do Estado de Pernambuco; Toritama, a 173 km; e Santa Cruz do Capibaribe, a 196 km. Os três municípios, embora apresentem características geográficas e climáticas semelhantes, diferenciam-se tanto no que diz respeito a fatores demográficos quanto a econômicos (ROCHA; SILVA JÚNIOR; VIANA, 2014).

Segundo o Serviço de Apoio às Micro e Pequenas Empresas – SEBRAE (2013), a demografia e economia do Polo de Confeccão do Agreste Pernambucano, trouxe dados importantes dos municípios de Caruaru, Toritama e Santa Cruz do Capibaribe, em comparação com outras regiões do Brasil e mais especificamente do Nordeste, onde foram elaboradas estimativas do Produto Interno Bruto do Brasil, do Nordeste e dos municípios do Polo de Confeccão (Quadro 1).

Quadro 1- Variações da população e do produto interno bruto em anos diversos.

Unidade geográfica	Variação da população (%)		Variação do PIB a preços constantes (%)	
	1991-2000	2000-2010	1991-2000	2000-2009
Caruaru	18,7	24,2	35,2	49,2
Santa Cruz do Capibaribe	54,0	48,3	60,4	63,9
Toritama	46,2	63,1	41,9	101,2
Caruaru + Toritama + Santa Cruz do Capibaribe	21,9	31,0	39,0	57,2
<b>Marcos comparativos</b>				
Brasil	15,6	12,3	31,0	36,2
Nordeste	12,3	11,2	34,9	47,9
Pernambuco	11,1	11,1	30,1	44,3

Fonte: SEBRAE (2013).

Assim, como apresentado no Quadro 1, a população das três cidades que havia aumentado em 21,9%, entre 1991 e 2000, cresceu 31% entre 2000 e 2010. O produto interno, bruto que havia experimentado um crescimento de 39% no primeiro período, expandiu 57,2% no período de 2000 a 2009.

O setor têxtil e de confecções é extremamente relevante para a economia, uma vez que se trata do segundo maior empregador da indústria de transformação e absorve expressiva quantidade de mão de obra (PIZATO, 2013).

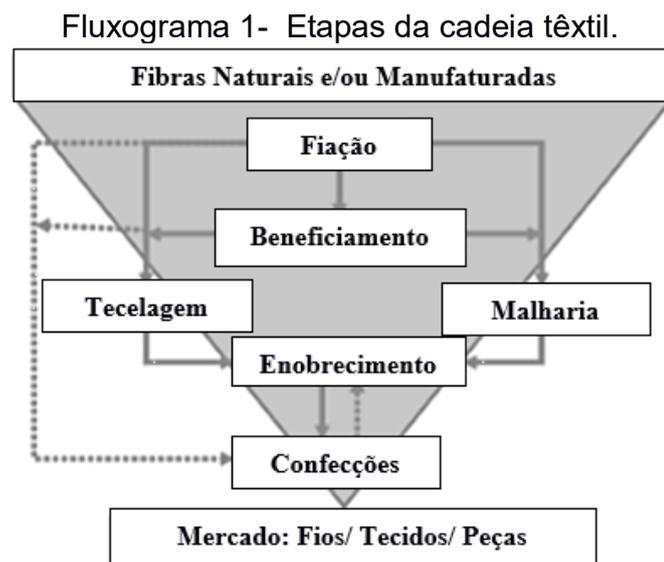
A despeito do alto desenvolvimento desse setor, é muito pouco o investimento feito para tratar os efluentes gerados pela indústria têxtil. Desde o ano de 2012, Termos de Ajustamento de Conduta (TACs) vem sendo executado pelo Ministério Público de Pernambuco junto aos proprietários das indústrias têxteis que fazem parte do Polo de Confecção do Agreste. Estes termos determinam o controle das emissões atmosféricas, o tratamento dos efluentes líquidos e dos resíduos sólidos (MPPE, 2015).

De acordo com Abreu *et al.* (2008), as empresas investem apenas o básico no tratamento, pois seu único objetivo é evitar multas, sem pensar na preocupação socioambiental. Outra problemática é a falta de fiscalização e monitoramento dos efluentes descartados por essas indústrias, podendo ocorrer farsas ou alterações nos supostos tratamentos dos efluentes.

### 3.1.1 Processo produtivo

O processo de confecção têxtil possui basicamente cinco etapas (Fluxograma 1). Na primeira etapa ocorre a obtenção do fio, tendo como matéria-prima fibras naturais, sintéticas ou artificiais. Em seguida, o fio pode ser enviado para beneficiamento, ou diretamente para tecelagens ou malharias. O beneficiamento envolve o processo de tingimento, através do uso de corantes, engomagem, retorção e tratamento especiais (QUEIROZ *et al.*, 2016).

A terceira etapa, tecelagem e/ou malharia, são etapas de elaboração de tecidos. Na quarta etapa, ocorre a preparação e acabamento de tecidos, malhas ou artigos confeccionados. Na etapa final, o setor tem aplicação de acessórios incorporados nas peças, tais como, botões e adereços diversificados conforme a análise de tendências e preferências dos consumidores (NIEBISCH *et al.*, 2014).



Fonte: QUEIROZ *et al.*, 2016.

As etapas de lavanderia e tingimento do beneficiamento são responsáveis pela geração de grande quantidade de efluentes líquidos. Os têxteis se caracterizam por serem altamente coloridos, devido à presença de corantes que não se fixam à fibra durante processo de tingimento (MARCELINO, 2013). Aproximadamente, 2 a 50 % dos corantes são perdidos no efluente (BAFANA; DEVI; CHAKRABRATI, 2011).

Os corantes têxteis se enquadram na categoria de poluentes emergentes, que são definidos como qualquer substância química que não foi incluída em programas de monitoramento, nem em legislação pertinente a qualidade ambiental, mas estão

constantemente sendo introduzidas no ambiente devido às atividades antrópicas (HORVAT *et al.*, 2012).

Apesar dos grandes benefícios econômicos gerados pelo setor têxtil, graves problemas ambientais estão associados a esses processos, como o elevado consumo de água (60 a 400 L kg<sup>-1</sup> de tecido) e a geração de efluentes complexos, resistentes à degradação natural (FERRAZ JÚNIOR *et al.*, 2011).

O setor têxtil possui grande responsabilidade na contaminação ambiental devido à liberação de efluentes têxteis, muitas vezes sem o tratamento adequado. Esses efluentes podem apresentar grande quantidade de matéria orgânica, cor intensa e elevados teores de sais (ARAUJO *et al.*, 2013). Estima-se que, anualmente, mais de 70.000 toneladas de corantes são descartados e compõem parte dos efluentes da indústria têxtil e por outras atividades fabris no mundo (ZHANG *et al.*, 2012).

Quando lançados *in natura* causam grandes impactos negativos, como contaminação do solo, de águas superficiais e subterrâneas, extinção de plantas e animais. Esses efluentes permanecem ativos no solo por muito tempo, e sua qualidade varia com o tipo e caracterização do solo e do corante, do volume e concentração do efluente, das condições climáticas (TONIOLLO; ZANCAN; WÜST, 2015).

No meio aquático, o descarte dos efluentes têxteis sem tratamento pode resultar no esgotamento do oxigênio dissolvido, tendo como consequência o desequilíbrio desse ecossistema. A presença de corantes nessas águas impede a penetração da luz solar nas camadas mais profundas, alterando a atividade fotossintética do meio, resultando em deterioração da qualidade dessa água, diminuindo a solubilidade de oxigênio, proporcionando efeitos tóxicos sobre a fauna e flora aquática (LALNUNHLIMI; KRISHNASWAMY, 2016).

É de se destacar também, os riscos toxicológicos de corantes sintéticos à saúde humana que estão intrinsecamente relacionados ao modo e tempo de exposição, ingestão oral, sensibilização da pele e sensibilização das vias respiratórias. Alguns desses corantes podem apresentar potencial mutagênico e carcinogênico, como os azocorantes (GUARATINI; ZANONI, 2000).

As legislações que dispõem sobre a qualidade das águas em âmbito nacional, bem como estabelecem as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências são as Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº.

357 (CONAMA, 2005), e a sua complementação e alteração, Resolução nº. 430 (CONAMA, 2011).

A Lei de Crimes Ambientais nº. 9605, em seu artigo 54 criminaliza a conduta do agente que causar poluição hídrica prevendo modalidades culposa e omissiva, além das formas qualificadas (BRASIL, 1998).

### **3.1.2 Principais corantes**

Em 1856, William Henry Perkin, sintetizou o primeiro corante, a mauveína, também conhecida como anilina púrpura (FRANCO, 2014). Esse tipo de descoberta proporcionou inovação tecnológica, com a concepção de novos produtos para utilização pela sociedade, mas trouxe também diversos problemas ambientais associados.

Os corantes são compostos químicos contendo anéis aromáticos, que podem absorver energia eletromagnética em comprimentos de onda na faixa visível, entre 335 e 720 nm (SARAYU; SANDHYA, 2012). Diversos corantes são utilizados na indústria têxtil, sozinhos ou combinados, para obtenção de diferentes cores.

Estudos como o de Weber; Stickney (1993) e Matsui; Shibata; Takase (1984) destacam que estes compostos na forma não hidrolisada permanecem um tempo de vida de 50 anos em ambientes aquáticos, causando expressiva preocupação quanto aos aspectos ecológicos.

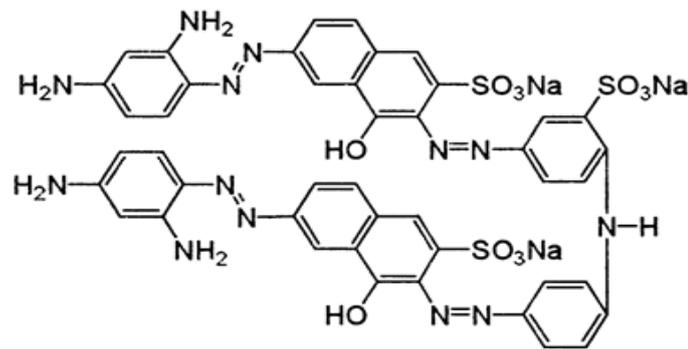
Os corantes são geralmente constituídos de moléculas pequenas, que possuem dois grupos principais: o cromóforo (responsável pela cor) e o grupo funcional, auxocromos, que permite a fixação do corante à fibra. Quanto à forma de fixação, os corantes podem ser classificados nos principais grupos: reativos, diretos, azoicos, ácidos, a cuba, de enxofre, dispersivos, pré-metálicos e branqueadores (OLIVEIRA, 2013).

Corantes do tipo azo são os mais utilizados pela indústria têxtil e representam mais de 60% do total dos corantes têxteis. São substâncias orgânicas caracterizadas pela presença da ligação dupla entre dois átomos de nitrogênio (-N=N-), arranjo denominado de grupamento azo (cromóforo), que se apresenta ligado a anéis aromáticos, na presença de estruturas funcionais (auxocromos), como o grupamento amino (NH<sub>2</sub>) ou sulfônico (SO<sub>3</sub>H) (GRACIANI, 2014).

Os corantes do tipo azo são também classificados de acordo com o número de ligações azo presentes na estrutura em monoazo – uma ligação, diazo – duas, triazo – três, tetrazo – quatro, e poliazo (SANTOS, 2012).

Um dos corantes do tipo azo muito utilizado pelas indústrias têxteis do Polo de Confeções do Agreste de Pernambuco é o Direct Black 22 (DB22) (AMORIM *et al.*, 2013). O DB22 é adequado para tingir fibras celulósicas como algodão, lã, viscose, raiom e papel. Tem aparência de pó preto, solubilidade em água de 40 g/L (a 90 °C), fórmula molecular  $C_{44}H_{32}N_{13}O_{11}S_3Na_{33}$ , peso molecular de 1083,97 g.mol<sup>-1</sup>, ponto de fusão maior que 360 °C, e excelente rendimento no tingimento de malha Jersey e Cotton (KRISHNADYES, 2018). A Figura 1 apresenta a fórmula estrutural do corante azo Direct Black 22 (DB22).

Figura 1- Fórmula estrutural do corante azo Direct Black 22.



Fonte: Lucena, 2018.

O DB22 é considerado recalcitrante ao tratamento biológico aeróbico. Tal recalcitrância tem sido atribuída à presença de grupos sulfonados e ligações azo (BAFANA; DEVI; CHAKRABRATI, 2011). As eficiências de remoção de cor para estes são maiores em ambiente anaeróbico – eficiências de 60-80% (AMORIM *et al.*, 2013). Assim, diferentes técnicas físicas, químicas e biológicas vêm sendo estudadas sobre a degradação do corante DB22.

Shu; Chang (2005) estudaram a viabilidade do uso de ozonização, UV / H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e pré-ozonização combinado a processos UV / H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> como alternativa tecnologias de tratamento para descoloração e mineralização de corante Direct Black 22. Observou-se que o processo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> demorou mais tempo de retenção do que a ozonização para remoção de cor do corante Direct Black 22. A ozonização e o processo UV / H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> obtiveram 33 e 90% de eficiência de remoção de carbono orgânico total (COT) por 160 min de tempo de retenção, respectivamente. Utilizando pré-ozonização acoplada com processo UV / H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, 90% de descoloração e

mineralização de efluente banho de corante foi alcançado dentro de 106 e 116 min, respectivamente.

Mohana *et al.* (2008) estudaram a descoloração e degradação do corante Direct Black 22 por consórcio de bactérias. O consórcio compreendido de três culturas bacterianas: *Pseudomonas aeruginosa*, *Stenotrophomonas maltophila* e *Proteus mirabilis*. A descoloração foi determinada medindo-se a absorvância dos sobrenadantes da cultura na absorvância máxima dos respectivos corantes. O consórcio foi capaz de descolorir o corante quase completamente (> 91%) dentro de 12 h.

Vahdat *et al.* (2010) investigaram a decomposição e descoloração de soluções aquosas com Direct Black22 por meio da radiação direta de feixe de elétrons. Soluções foram feitas usando água deionizada mais corante com concentrações de 50, 100, 150 e 200 g. A irradiação por feixe de elétrons foi realizada com o acelerador eletrônico TT200 da Rodotron com as seguintes doses: 1, 3, 6 e 9 kGy. A absorção do corante foi analisada por um Espectrofotômetro UV-Vis. O grau de descoloração mais alto foi gravado para a solução com concentração de 50g. O pH mais baixo foi registrado na maior dose absorvida (9 kGy) e menor concentração (50g). A porcentagem de remoção de DQO foi de 7 %, 14,5 %, 19,4 % e 32 %.

Mahmoodi *et al.* (2011) estudaram a cinética e isoterma de adsorção dos corantes Direct Red 31 (DR31), Direct Red 23 (DR23), Direct Black 22 (DB22) e Blue Acid 25 (BA25). O homopolímero de poliaminoimida foi sintetizado e investigada sua capacidade de remoção dos corantes. O modelo cinético de pseudo-segunda ordem descreveu melhor os resultados obtidos. As capacidades máximas de adsorção foram as seguintes: 6.667 mg/g para DR31, 5.555 mg/g para DR23, 9.090 mg/g para DB22, e 5.882 mg/g para BA25. Os resultados mostraram que o adsorvente tem alta capacidade de adsorção de corantes e pode ser uma alternativa adequada para remover corantes de águas residuais coloridas.

Filipkowska<sup>1</sup>; Rodziewicz (2012) analisaram a sorção e dessorção de três corantes (Vermelho Ácido 18 (AR18), Violeta Básico 10 (BV10) e Direct Black 22 (DB22)). Os resíduos escolhidos foram: quitosana, serragem modificada imobilizada em quitosana e cinzas volantes imobilizado em quitosana. Cada um desses materiais sorventes foi investigado para determinar a viabilidade de aplicação múltipla em ciclos de sorção e dessorção. A concentração inicial de todos os

corantes examinados foi de 50 mg / dm<sup>3</sup>. As durações da sorção e dessorção foram de 120 e 30 min, respectivamente. Uma tendência diferente foi observada para o corante DB22, que não estava sujeito a dessorção utilizando a quitosana, em resultado das quais a sua quantidade acumulada permaneceu a mesmo após o processo de adsorção.

Gavazza; Guzman; Angenent (2015) avaliaram a degradação anaeróbica do corante Direct Black 22 e remoção das aminas aromáticas correspondentes em um sistema de digestão anaeróbia aumentada por eletrólise (eAD) em escala de laboratório. Nos potenciais aplicados de 2,5 e 3,0 V, quando ocorre a eletrólise da água, não foi observada melhora na eficiência de remoção do corante azo. Entretanto, a aplicação de tais potenciais elétricos produz oxigênio via eletrólise e promove a degradação aeróbia de aminas aromáticas, que são substâncias tóxicas e produtos intermediários da degradação anaeróbica do corante. A remoção dessas aminas indica uma diminuição na toxicidade geral do efluente de um biorreator anaeróbico de estágio único, o que garante maior otimização na digestão anaeróbica.

Salinas *et al.* (2018) estudaram a remoção de cor de efluente com o corante Direct Black 22 em bentonitas magnéticas. O efluente têxtil real foi coletado de uma indústria de tingimento e tinha um pH de 8,5. Foram realizados ensaios de Batch a uma temperatura de 25°C. O pH das águas residuais é uma chave parâmetro no processo de adsorção. Os autores estudaram a adsorção entre pH 3, 5, 6,5 e 8,5, verificou que o pH mais baixo foi mais eficiente. Observou uma remoção de 60% do corante foi alcançado com apenas 10 min de tempo de agitação.

## 3.2 SOLO

### 3.2.1 Definição

O solo pode ser definido como material poroso formado através de processos físicos, químicos e biológicos resultantes da interação entre o material formador (rocha), o tempo, o clima, a topografia e os organismos (REICHARDT; TIMM, 2004). O solo funciona como um filtro bio-físico-químico, que permite a fixação, degradação e transformação de substâncias, bem como seu avanço em direção às águas subterrâneas (SOUZA, 2006).

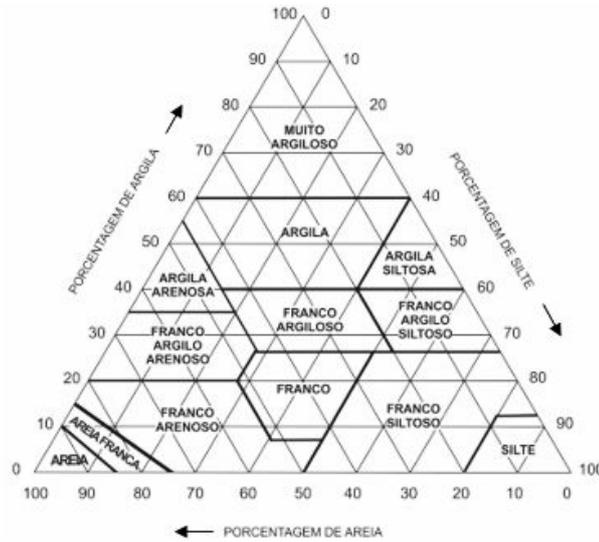
O solo é composto por três fases bem distintas: sólida, líquida e gasosa. O arranjo das partículas sólidas deixa espaços vazios de diferentes tamanhos,

denominados de poros, os quais têm a capacidade de armazenar líquidos e gases (PREVEDELLO, 1996).

A fração sólida do solo, também chamada de matriz sólida, é composta de matérias mineral e orgânica e constituída por partículas que variam no tamanho, composição química, forma e orientação. A estrutura do solo determina a característica geométrica do espaço poroso onde o ar e a água são transmitidos e/ou retidos. A porção líquida do solo, conhecida como solução do solo, constitui-se de uma solução de sais minerais e componentes orgânicos. Sua concentração varia de solo para solo e, certamente, com o conteúdo de água. A água no solo pode apresentar-se de duas formas: móvel – que participa do escoamento, ou imóvel – que não participa do escoamento. Essa água imóvel encontra-se presa nas partículas do solo pelas forças de adsorção molecular, nas bolhas de ar e nos poros bloqueados ou armadilhas capilares do solo (PREVELLO, 1996; CARMO, 2012; POLETO, 2014). A fração gasosa é constituída de ar com composição um pouco alterada em relação ao ar que circula sobre o solo, diferenciando apenas na concentração dos gases que os constituem (REICHARDT; TIMM, 2004).

A textura representa a distribuição das partículas do solo em termos de tamanho. É estudada através da análise granulométrica, a qual permite encontrar as proporções das partículas de argila, silte e areia e permitem classificar o solo utilizando o triângulo textural apresentado na Figura 2 (HILLEL, 1998; CARMO, 2012). O diagrama apresentado foi proposto pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA, 1951) e é adotado pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS) (PREVEDELLO, 1996).

Figura 2- Diagrama triangular das classes texturais do solo de acordo com o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos.

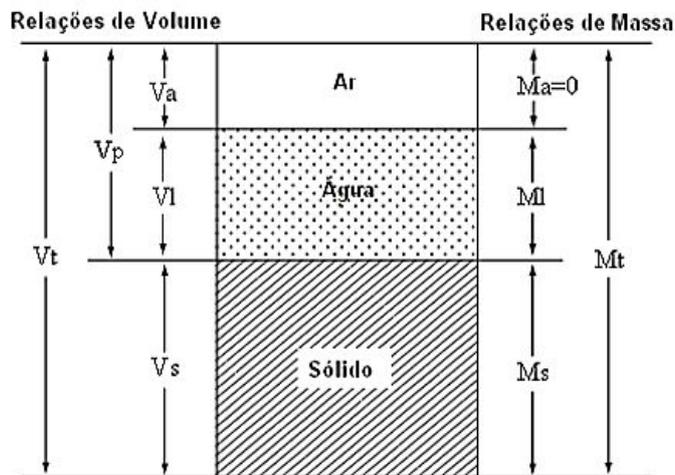


Fonte: USDA, 1951.

### 3.2.2 Relações do meio poroso

As interações entre as três fases do solo estabelecem relações (massa-volume) e variáveis necessárias ao estudo do solo, sob o ponto de vista físico e de movimento de água e de solutos no seu interior. De maneira esquemática as três fases do solo distribuídas proporcionalmente aos volumes que ocupam estão ilustradas na Figura 3.

Figura 3- Diagrama esquemático considerando o solo como um sistema trifásico.



Fonte: Miyazaki, 2006.

Massa específica das partículas ( $\rho_g$ )

A massa específica das partículas determina a relação entre a massa de sólidos e o volume ocupado pelos referidos sólidos (Equação 1).

$$\rho_g = \frac{M_s}{V_s} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde  $\rho_g$  é a massa específica [ $M.L^{-3}$ ];  $M_s$  é massa de sólidos [ $M$ ];  $V_s$  é o volume ocupado [ $L^{-3}$ ].

Ela independe da estrutura e do espaço poroso do solo ocupado pela água e pelo ar, porém depende das características mineralógicas da fração sólida. É importante ressaltar que o valor da  $\rho_g$  pode variar em torno de 2,60 a 2,70  $g.cm^{-3}$ ; sendo o seu valor médio igual a 2,65  $g.cm^{-3}$ , correspondente à massa específica das partículas do quartzo (CARMO, 2012).

#### Massa específica do solo ( $\rho_d$ )

Corresponde à massa de partículas sólidas por unidade de volume, ou seja, o volume ao natural, incluindo os espaços porosos (Equação 2).

$$\rho_d = \frac{M_s}{V_t} \quad (\text{Equação 2})$$

Onde  $\rho_d$  é a massa específica do solo [ $M.L^{-3}$ ];  $M_s$  é a massa de sólidos [ $M$ ];  $V_t$  é o volume total de solo [ $L^{-3}$ ].

Esta propriedade depende da estrutura, grau de compactação, e das características de contração e expansão do solo, as quais são controladas pela umidade (PREVEDELLO, 1996).

#### Porosidade ( $\eta$ )

A porosidade é a relação entre o volume de vazios ou poros no solo e o volume total do solo (Equação 3).

$$\eta = \frac{V_v}{V_t} \quad (\text{Equação 3})$$

Onde:  $\eta$  é a porosidade do solo [%];  $V_v$  é o volume de vazios do solo [ $L^3$ ];  $V_t$  é o volume total do solo [ $L^3$ ].

#### Umidade gravimétrica ( $w$ )

A umidade gravimétrica é a relação entre a massa da água e a massa de partículas sólidas de um solo, determinada pela Equação 4.

$$w = \frac{Ml}{Mg} \quad (\text{Equação 4})$$

Sendo:  $w$  é a umidade gravimétrica [%];  $Ml$  é a massa de água [M];  $Mg$  é a massa de partículas sólidas [M].

#### Umidade volumétrica ( $\theta$ )

A umidade volumétrica é representada pela relação entre volume de água e o volume total do solo (Equação 5).

$$\theta = \frac{Vl}{Vt} \quad (\text{Equação 5})$$

Onde:  $\theta$  é a umidade volumétrica [%];  $Vl$  é o volume de água [ $L^3$ ];  $Vt$  é o volume total do solo [ $L^3$ ].

### **3.2.3 Solos aluvionares**

De acordo com Nogueira; Capaz (2014) os solos aluvionares podem ser definidos como:

Solos provenientes de deposições sucessivas de materiais transportados e depositados pelos cursos de água. São compostos por diversas camadas de sedimentos de granulometria variada, que, em função das diversas origens, não têm relação pedogenética entre si. Esse tipo de solo também é chamado, quando classificado pela pedologia, de Neossolo Flúvico (NOGUEIRA E CAPAZ, 2014).

Devido a esse processo de formação, confirmado pelos perfis encontrados em locais em que esse tipo de solo está presente, pode-se dizer que as primeiras partículas a serem depositadas são as maiores, como pedregulhos. Posteriormente, as partículas mais finas (siltes e argilas) também se depositam. A fração granulométrica mais comum é a silte.

Os depósitos aluvionares, como já dito, são de composição heterogênea. São caracterizados pelo aspecto fofo, além de possuírem o nível do lençol freático superficial, o que facilita a implantação de poços e, conseqüentemente, a exploração

dos aquíferos. Devido a esses fatores, tornam-se vulneráveis aos agentes contaminantes (NOGUEIRA E CAPAZ, 2014).

### 3.2.4 Mecanismo de sorção no solo

O termo sorção é utilizado para descrever o processo de partição de uma substância química entre as fases líquidas e sólidas. Na sorção, as moléculas presentes na fase líquida são atraídas para a zona interfacial, devido à existência de forças atrativas não-compensadas na superfície do sorvente e que tendem a ser compensadas mediante mecanismos de ligação. Os mecanismos de ligação podem ser químicos ou físicos (SOUZA, 2006; GONDIM, 2009).

#### Sorção física

A sorção física é caracterizada por envolver baixa energia de sorção (20 Kcal.mol<sup>-1</sup> ou menos). Estão incluídas nesta categoria as forças de van der Waals são as forças de ligação iônica, as pontes de hidrogênio, as de ligação hidrofóbica e as pontes catiônicas e hídricas. As forças de Van der Waals possuem energia de ligação fraca (0,48 – 0,96 kcal. Mol<sup>-1</sup>), sendo forças atrativas que se originam pela aproximação de dois átomos ou moléculas (SOUZA, 2006).

A ligação iônica é a ligação química formada pela atração eletrostática entre íons positivos e íons negativos. A ligação se dá entre dois átomos quando um elétron, ou mais de um, se transfere da camada de valência de um átomo para a camada de valência do outro. O átomo que perde elétrons torna-se um cátion (íon positivo) e o que recebe elétrons torna-se um ânion (íon negativo). Qualquer íon tende a atrair tantos íons vizinhos, com cargas opostas, quanto for possível (CHANG; GOLDSBY, 2013).

Ponte de hidrogênio é a ligação química caracterizada por uma ligação covalente entre o hidrogênio e um átomo eletronegativo, normalmente com o oxigênio (O), nitrogênio (N) ou flúor (F), e pode ser atraído por outro átomo eletronegativo formando uma ponte, convencionalmente de ponte de hidrogênio (SOUZA, 2006).

As ligações hidrofóbicas são um tipo de interação intermolecular no qual compostos apolares sofrem consequências das ações dinâmicas dos compostos polares (NELSON; COX, 2014). Essas ligações ocorrem quando a região que

compreende o solo é menos polar que a molécula da água, havendo uma forte tendência para que as moléculas não-polares se particionem na água e sejam sorvidas pela matriz hidrofóbica do solo. A ligação hidrofóbica causada pela repulsão de moléculas pela água é geralmente considerada a mais importante para compostos orgânicos não polares (SOUZA, 2006).

As pontes catiônicas e hídricas são mecanismos de interação fraca, sendo definidas pela formação de um ponto de ligação entre uma molécula polar iônica ou catiônica numa superfície sólida (SOUZA, 2006).

### Sorção química

A sorção química envolve a interação química entre o líquido sorvido e o sólido sorvente, conduzindo à formação de um composto químico de superfície ou complexo de sorção. As ligações químicas são caracterizadas por envolverem elevadas energias de sorção e se dão em tempos relativamente curtos. Dentre esses mecanismos destacam-se as ligações covalentes e a troca de ligantes (SOUZA, 2006).

A ligação covalente é a união entre átomos estabelecida por pares de elétrons. É a mais forte e, quando formadas, a ligação covalente raramente se rompe espontaneamente. Essas ligações podem ser simples, duplas ou triplas. Ao contrário da ligação iônica que ocorre através da transferência de elétrons de átomo para outro, a principal característica da ligação covalente é que ambos os átomos precisam de elétrons (CHANG; GOLDSBY, 2013).

Em solução aquosa, os íons metálicos se encontram associados com moléculas de água, formando os aquacomplexos. Se outro ligante for adicionado a esta solução, formando complexos com ligações mais fortes, estes podem substituir as moléculas de água, uma por uma, formando novos complexos (VALE *et al.*, 2015). A principal reação que pode ocorrer em uma espécie complexa é a substituição do ligante. A troca de ligantes corresponde à substituição das funções hidroxilas inorgânicas dos cátions metálicos (Al, Fe) ligados à água pelas funções carboxiladas e hidroxiladas dos compostos orgânicos. Esse mecanismo é assimilado quase como uma reação de substituição nucleofílica (SOUZA, 2006).

### **3.2.5 Transferência de água**

O movimento da água no solo pode ocorrer em condições saturadas e não saturadas. Denomina-se solo saturado aquele em que os poros existentes em seu interior se encontram totalmente preenchidos por água em um determinado tempo (REICHARDT; TIMM, 2004).

Em 1856, Henry Darcy realizou os primeiros estudos para quantificar a densidade de fluxo de água num meio poroso saturado. Desses estudos originou-se a equação de Darcy (1856) (Equação 6).

$$q = -K \frac{\partial H}{\partial L} \quad (\text{Equação 6})$$

Onde:  $q$  é a densidade de fluxo ou velocidade de Darcy [ $\text{m.s}^{-1}$ ],  $K$  é a condutividade hidráulica do solo [ $\text{m.s}^{-1}$ ],  $\partial H$  é o potencial total de água no solo [m] e,  $\partial L$  é o comprimento da coluna de solo [m]. O sinal negativo da equação indica que o fluxo de água se dá em direção ao decréscimo do potencial hidráulico.

Grande parte dos processos de dinâmica da água no solo ocorre em situações de não saturação, ou seja, em solos que se encontram com os poros existentes em seu interior preenchidos tanto por água quanto por ar. Nesse caso, as fases líquida e gasosa interagem entre si originando fenômenos de capilaridade e adsorção, os quais irão produzir pressões de sucção, equivalendo a um potencial negativo de pressão, também denominado potencial matricial (COUTINHO, 2011).

Desta forma, Buckingham (1907) modificou a equação de Darcy (1856) para descrever o fluxo de água em meios não-saturados, que passou a ser conhecida como equação de Darcy-Buckingham (1907), descrita pela Equação 7:

$$q = -K(\theta) \frac{\partial H}{\partial L} \quad (\text{Equação 7})$$

Onde:  $K(\theta)$  é a condutividade hidráulica do solo em função da umidade volumétrica e o sinal negativo indica que o movimento ocorre de onde há maior potencial para o de menor potencial [ $\text{mm.s}^{-1}$ ],  $H$  é o potencial total da água no solo [m] dado por  $H = h + z$ , onde  $h$  é o potencial matricial da água no solo e  $z$  é a profundidade.

Richards formulou as bases teóricas para descrever a percolação de água em um meio poroso não saturado utilizando o princípio da Conservação da Massa, como descrito na Equação 8 (RICHARDS, 1931).

$$C(h) \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} [-K(\theta) \cdot \frac{\partial h}{\partial z} - K(\theta)] \quad (\text{Equação 8})$$

Com,

$$C(h) = \frac{\partial \theta}{\partial h} \quad (\text{Equação 9})$$

Onde: C(h) é a capacidade capilar;  $\theta$  umidade volumétrica [ $L^3L^{-3}$ ]; h é o potencial matricial do solo [L]; t o tempo [s]; K ( $\theta$ ) a condutividade hidráulica do solo [ $LT^{-1}$ ]; z é variável espacial [L].

A Equação de Richards (1931) é uma equação diferencial parcial parabólica não-linear cujas soluções analíticas são poucas e difíceis de obter, devido à alta não-linearidade dos parâmetros hidráulicos do solo. A maioria delas deriva de linearizações, baseadas em considerações de dependência da condutividade hidráulica com a umidade do solo (BASHA, 2000).

### Condutividade hidráulica

A condutividade hidráulica está relacionada com o grau de resistência imposto pelas partículas do solo ao fluxo de água (ALMEIDA *et al.*, 2017). É essencial para qualquer estudo que envolva o movimento da água no solo, seja para estudar a própria dinâmica da água, seja para estudar o transporte de elementos químicos, nutrientes e defensivos agrícolas, bem como seus impactos no ambiente. A condutividade hidráulica é também um dos principais parâmetros na determinação da capacidade de drenagem do solo (GONÇALVES; LIBARDI, 2013).

Segundo Rodriguez *et al.* (2015), a condutividade hidráulica é uma medida da capacidade do solo de transportar água. São vários os elementos que exercem influência sobre o coeficiente de permeabilidade do solo como a granulometria e tamanho das partículas, composição mineralógica; estrutura, índice de vazios, fluido, temperatura.

A massa específica e a viscosidade são as propriedades da água que afetam com maior importância a condutividade hidráulica, como descrita na Equação 10.

$$K = k \frac{\rho g}{\mu} \quad (\text{Equação 10})$$

Em que k é o coeficiente de permeabilidade intrínseca [ $m^2$ ],  $\rho$  é a densidade do fluido [ $kg.m^{-3}$ ], g é a aceleração da gravidade [ $m.s^{-2}$ ],  $\mu$  é a viscosidade dinâmica

do fluido-água [ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$ ]. Para os solos não saturados ele depende dos mesmos fatores que influenciam esta propriedade nos solos saturados.

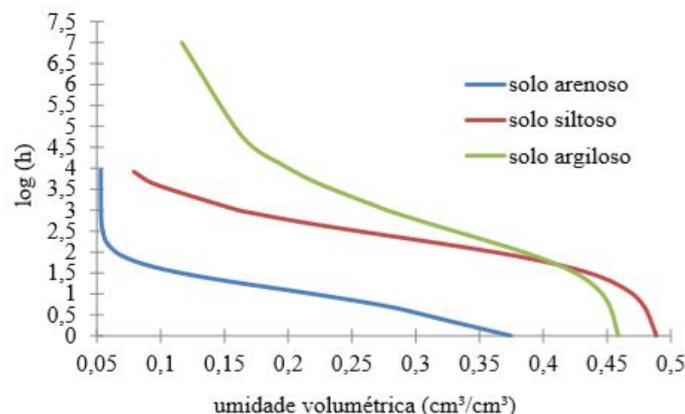
### Curva de retenção da água no solo

O solo tem a capacidade de atrair e reter água (DIAS JUNIOR *et al.*, 2000). O fenômeno de retenção de água na matriz do solo é essencialmente regido por duas forças principais, as forças capilares – estrutura, e as forças de adsorção – textura (VIEIRA, 2006). Além disso, os teores de matéria orgânica e mineralogia do solo e compactação em decorrência as alterações ocorridas na distribuição dos diâmetros de poros, influenciam na quantidade de água retida (FERREIRA *et al.*, 2003; SILVA *et al.*, 2005).

A curva de retenção é uma propriedade física do solo obtida a partir da relação entre o potencial matricial da água no solo e a umidade volumétrica do solo. Solos arenosos apresentam poros maiores que os do solo argiloso. Sendo assim, um solo do tipo arenoso armazena menos água em seu interior e apresenta uma elevada variação da umidade; já em solos argilosos, a variação da umidade é gradual em razão do elevado armazenamento de água em seu interior (REICHARDT; TIMM, 2004).

Coutinho (2011) desenvolveu curvas de retenção para solos com textura 100% areia, 100% silte e 100% argila respectivamente, os parâmetros para determinação dessas curvas foram obtidos através do software Hydrus 1.D utilizando o software Roseta que estima a umidade volumétrica saturada, a umidade volumétrica residual e os parâmetros de forma. As curvas podem ser ilustradas pela Gráfico 1.

Gráfico 1- Curvas de retenção para diferentes tipos de solo adotando o Hydrus -1D.



Fonte: Coutinho, 2011.

Pode-se notar que uma pequena variação do potencial matricial responde por maior variação de umidade em solos arenosos do que em solos argilosos, os quais necessitam de amplas variações de sucção para modificar sensivelmente o valor da umidade. Além disso, o decréscimo do tamanho dos grãos leva a um aumento no valor de pressão de entrada de ar e suaviza a inclinação da curva (BARBOUR, 1998).

### **3.2.6 Transferência de solutos**

A água possibilita o transporte de solutos no solo através do fluxo de massa. Eles também podem interagir com a matriz do solo através dos processos físicos e químicos, estando assim propícios a processos de perdas e ganhos, como a sorção e as transformações químicas e ou biológicas.

O movimento de solutos no solo depende de fatores relacionados às propriedades do meio poroso e suas interações, a solução e às condições ambientais, como temperatura e calor (SILVA *et al.*, 2012). É de grande importância saber as características físico-químicas desses elementos para determinar o grau de interação solução-solo (SOUZA, 2006).

Burkinshaw (2016) destaca a importância das características eletroquímicas, pois elas influenciam nas propriedades de adsorção de corantes. Esta caracterização é feita usualmente determinando o pH do ponto de carga zero (PCZ).

O ponto de carga zero (PCZ) é definido como o pH em que a superfície do solo possui efeito tampão, não interferindo na faixa específica do pH do meio. Quando o pH é maior do que o PCZ, a superfície do adsorvente torna-se negativamente carregada, favorecendo a adsorção de espécies catiônicas. Por outro lado, a adsorção de espécies aniônicas será favorecida quando o pH for inferior ao PCZ (AYRANCI *et al.*, 2005).

#### Cinética de sorção

O estudo cinético descreve a velocidade de retenção do adsorvato, dependendo das características físicas e químicas do adsorvato (fluido), do adsorvente (superfície sólida) e do sistema experimental. Esse tipo de estudo promove a redução de tempo para obtenção de resultados esperados e permite compreender a velocidade de reação para os componentes no sistema. Os dados

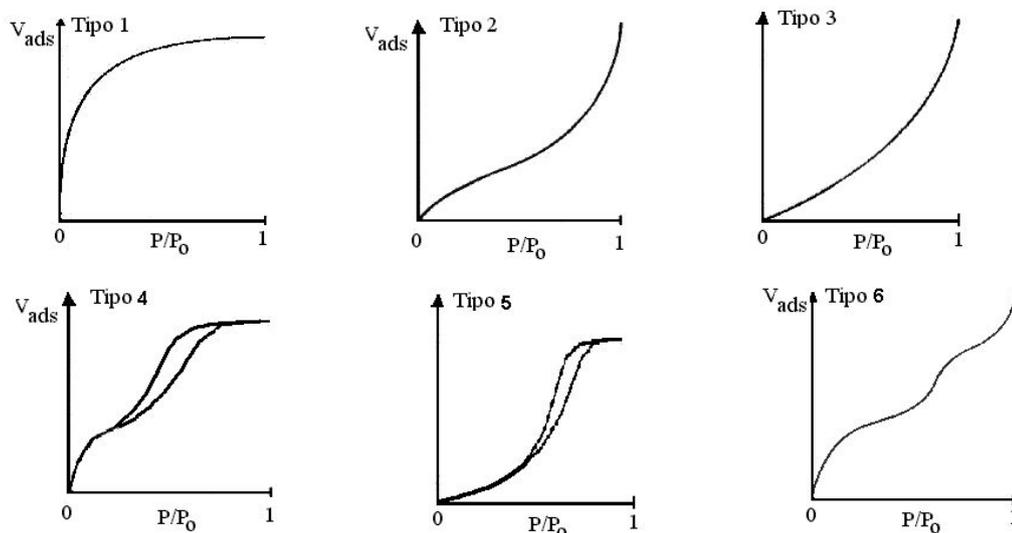
cinéticos de sorção podem ser analisados usando os modelos cinéticos de primeira ordem e de segunda ordem (YANEVA; KOUMANOVA, 2006).

### Isotermas de sorção

Isotermas são expressões matemáticas utilizadas para descrever, em termos quantitativos, a adsorção de solutos por sólidos à temperatura constante. Servem para demonstrar a quantidade de um determinado soluto adsorvida por uma superfície adsorvente, em função da concentração de equilíbrio do soluto. As isotermas são empregadas no estudo da retenção de substâncias químicas pelos adsorventes, permitindo representar graficamente a concentração de material remanescente na solução, em função da quantidade de soluto adsorvida por unidade de massa de adsorvente, em uma determinada temperatura.

As curvas de isotermas de adsorção são extremamente úteis, pois indicam a forma como o adsorvente efetivamente adsorverá o soluto. O formato da isoterma é função do tipo de porosidade do sólido. Várias formas de isotermas, porém, todas são variações de seis tipos principais descritas por Brunauer *et al.* (1940) que se tornou o núcleo da classificação moderna da União Internacional de Química Pura e Aplicada -IUPAC (Figura 4).

Figura 4- Curvas de Isotermas.



Fonte: Brunauer et al., 1940.

Curvas côncavas (Tipo 1) têm sido historicamente designadas como 'favoráveis' à adsorção. É o caso em que o soluto tem alta afinidade com a fase

estacionária, ocorre comumente em sólidos microporosos (GILES *et al.*, 1960; LEVAN, CARTA; YON, 1997).

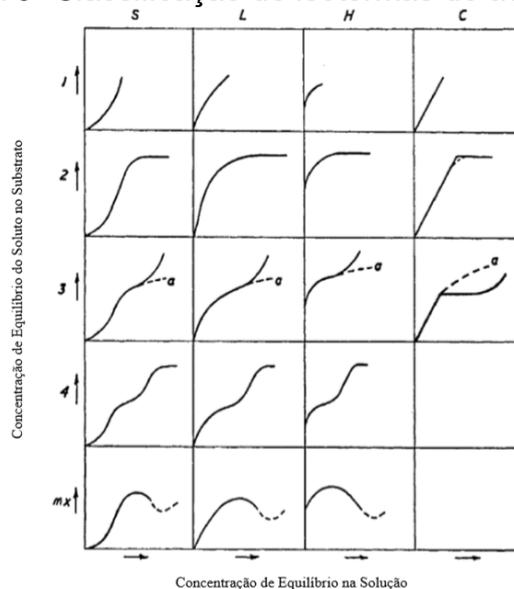
As isotermas dos Tipos 2 e 4 são típicas de sólidos não porosos e de sólidos com poros razoavelmente grandes, respectivamente. As isotermas convexas (Tipo 3) são consideradas isotermas 'desfavoráveis'. As isotermas dos Tipos 3 e 5 são características de sistemas onde as moléculas do adsorvato apresentam maior interação entre si do que com o sólido. A isoterma do Tipo 6 é obtida através da adsorção do gás por um sólido não poroso de superfície quase uniforme, o que representa um caso muito raro entre os materiais mais comuns (TEIXEIRA; COUTINHO; GOMES, 2001).

Giles *et al.* (1960) classificaram as isotermas de acordo com sua curvatura inicial, como apresentado na Figura 5.

A isoterma do tipo S mostra que a adsorção inicial é baixa e aumenta com o número de moléculas adsorvidas. Isto indica que ocorreu associação entre moléculas adsorvidas, chamada de adsorção cooperativa. Neste tipo de isoterma a afinidade entre adsorvente e soluto é baixa (GILES *et al.*, 1960).

Isoterma do tipo L possui curvatura inicial voltada para baixo devido à diminuição da disponibilidade dos sítios ativos. A isoterma do tipo H é um caso especial de curva do tipo L e pode ser obtida quando o adsorvato tem grande afinidade pelo adsorvente. A quantidade adsorvida inicial é alta e logo após o equilíbrio é alcançado.

Figura 5- Classificação de isotermas de adsorção.

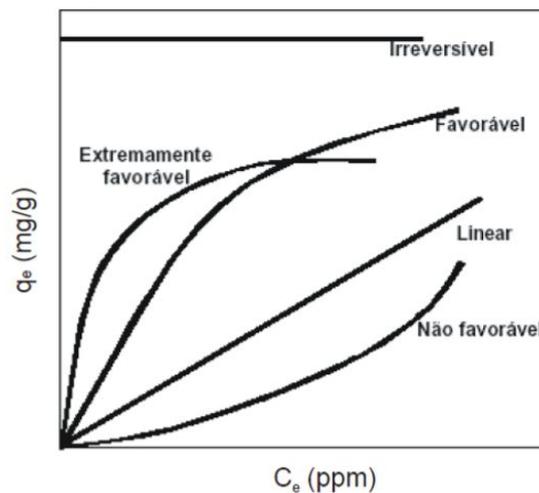


Fonte: Giles *et al.*, 1960.

As isotermas do tipo C possuem um início linear indicando que o número de sítios ativos é constante. As condições que favorecem as curvas do tipo C são sólidos porosos flexíveis e regiões de diferentes graus de solubilidade para o soluto.

Barros (2000) define os tipos mais comuns das isotermas conforme mostrado na Figura 6, na qual representa a porção extremo de soluto retida no adsorvente ( $q_e$ ) e a concentração de equilíbrio ( $C_e$ ).

Figura 6- Tipos comuns de isoterma de adsorção.



Fonte: Barros, 2000.

O equilíbrio em sistemas adsorptivos pode ser representado, experimentalmente, através dos modelos das isotermas de Langmuir, Freundlich, Temkin, Redlich-Peterson, Sips, Khan, Radke-Prausnitz e Toth. Desses modelos que foram indicados, os mais utilizados para sorção são os modelos de Langmuir e de Freundlich, pois representam de maneira significativa a maioria dos dados de equilíbrio em condições experimentais controladas (RAJI; ANIRUDHAN, 1998).

O modelo de Freundlich foi um dos primeiros a equacionar a relação entre a quantidade de material adsorvido e a concentração do corante na solução (SANTOS, 2011). O modelo de Langmuir é muito usado para descrever a adsorção específica de ânions em solos e leva em consideração a monocamada em superfície de um adsorvente contendo números finitos de sítios (SANTOS, 2010).

Na literatura encontram-se várias modelos de cinética e isoterma utilizados em estudos de adsorção de corantes têxteis. Albanis *et al.* (2000), estudaram a adsorção e a remoção de corantes azo em suspensões aquosas de misturas de cinzas volantes com solo franco-argilo-arenoso de baixo teor de matéria orgânica. Os corantes estudados foram laranja ácido 7, amarelo ácido 23, azul 79 disperso,

amarelo básico 28 e amarelo direto 28. As médias das quantidades removidas de corantes por ensaios de batch em mistura de solo com 20% de cinzas volantes foram de até 53,0% para ácido amarelo 7; 44,9% para ácido amarelo 23; 99,2% para amarelo direto 28; 96,8% para amarelo básico 28 e 88,5% para o azul disperso 79. O equilíbrio de adsorção foi alcançado entre 4 e 6 horas. As Isotermas de adsorção foram representadas pelo modelo de Freundlich, as quais apresentaram alta linearidade.

Oliveira; Silva; Viana (2013) avaliaram a capacidade de adsorção do corante Azul de Metileno em soluções aquosas em caulinita natural e intercalada com acetato de potássio. A amostra de argila (granulometria inferior a 0,088 mm) foi posteriormente intercalada com acetato de potássio. A cinética de sorção foi estudada através dos modelos de primeira ordem, segunda ordem e Avrami. O modelo de Avrami foi o que melhor representou o processo ( $R^2 = 0.999$ ). Os dados de isoterma foram calculados através dos modelos de Langmuir, Freundlich e Sips. O modelo que melhor se ajustou aos dados experimentais foi o de Sips, para ambas as amostras.

Castro; Franco; Cidade (2018) estudaram a adsorção de Corantes Azul Indosol, Laranja Indosol e Vermelho Drimaren em solução aquosa por argila branca. O equilíbrio de adsorção foi atingido entre 120 e 300 minutos. Os modelos cinéticos de primeira e segunda ordem foram avaliados. O processo de adsorção se ajustou melhor ao mecanismo de segunda ordem ( $R^2 = 0,99$  para ambos os corantes). A isoterma de sorção foi representada pelos modelos de Freundlich e Langmuir. O modelo de Langmuir foi o que melhor se ajustou aos dados experimentais, com coeficiente de determinação  $R^2$  de 0,99 para os três corantes, comparado ao de Freundlich ( $R^2 = 0,91; 0,94; 0,98$  respectivamente).

Dawodu; Akpomie (2016) estudaram a remoção da Tartrazina (corante azo) da solução usando solo nigeriano como um sorvente potencial de baixo custo. O solo indicava a sílica como o principal componente químico, PCZ de 5,8 e com volume total de poros de 0,00794 cm<sup>3</sup>/g. O equilíbrio foi alcançado em, aproximadamente, 120 min. O mecanismo cinético de sorção foi analisado pelos modelos de primeira ordem, segunda ordem, Elovich e Bangham. Os modelos de primeira e segunda ordem deram um ajuste próximo e bom ao processo de sorção. Quanto a isoterma, o modelo de Freundlich foi o que melhor representou o processo de sorção ( $R^2 = 0,999$ ). Isso indica que o processo envolve uma adsorção em multicamadas.

Lucena (2018) estudou o processo de adsorção de efluente contendo o corante Direct Black 22 com o carvão ativado pulverizado de grau analítico (CAPPA) e carvão ativado pulverizado proveniente do endocarpo de coco, *Coccus Nucifera L.* (CAPEC). O tempo de equilíbrio de adsorção foi de 120 minutos. A cinética foi estudada pelos modelos de primeira ordem e segunda ordem, sendo esse último, o que apresentou melhor resultado. Os pontos experimentais foram interpretados segundo a forma linearizada dos modelos propostos por Langmuir e Freundlich. Entretanto, o modelo que melhor representou os dados experimentais de remoção do corante foi da isoterma de adsorção de Langmuir ( $R^2 = 0,9810$  para CAPEC e  $R^2 = 0,9498$  para CAPPA).

Caliman *et al.* (2009) estudaram a capacidade de um solo romeno em reter o Tartrazina em solução aquosa por sorção. O solo apresentava a sílica como principal componente químico e um baixo teor de matéria orgânica (5,33%). O equilíbrio de sorção foi alcançado em, aproximadamente, 500 minutos, com eficiência de 8%. A cinética de sorção foi analisada pelos modelos de primeira ordem e segunda ordem. O modelo de segunda ordem foi o que melhor representou o processo. A isoterma de sorção foi representada pelos modelos de Freundlich, Langmuir e linear. O modelo que apresentou o melhor ajuste foi o de Langmuir ( $R^2 = 0.9862$ ).

### 3.3 SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS (SACs)

#### 3.3.1 Definição

O sistema alagado construído (SAC) é um sistema que utiliza o princípio de solo úmido cultivado, onde as relações solo-microrganismos-rizosfera da planta são responsáveis pelo tratamento de água residuária (SILVA; BERNARDES; RAMOS, 2015). É uma tecnologia para tratamento de águas e efluentes, através de mecanismos puramente naturais. Os sistemas alagados construídos (SAC) diferem do sistema alagado natural (SAN) pela interferência humana, tal como aterros, drenagem, alteração de escoamento e das propriedades físicas e por terem o comportamento hidráulico e hidrológico controlado (VON SPERLIING, 2014; VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

Os mecanismos atuantes no tratamento da água residuária são filtração, sedimentação, degradação microbiana da matéria orgânica, absorção de nutrientes e poluentes pelas plantas, adsorção de nutrientes e poluentes no material do meio

filtrante e entre outros (MATOS; MATOS, 2017). Na região de contato entre o substrato e as raízes das plantas ocorre a proliferação de biofilmes onde se desenvolvem populações variadas de microrganismos, os quais auxiliam no tratamento das águas e efluentes (KOZAK *et al.*, 2014). Segundo Leto *et al.* (2013), o desempenho correto desse sistema depende da interação entre as plantas utilizadas, substrato, microrganismos e o efluente a ser tratado.

Von Sperling (2014) e Sezerino *et al.* (2015) discorrem que dada a diversidade de combinação dos SACs, não há ainda no Brasil uma tendência de padronização de uso, tampouco de nomenclatura, sendo possível encontrar diversas denominações, tais como: filtros plantados com macrófitas, zona de raízes, leitos cultivados, banhados construídos, biofiltros com macrófitas, entre outros, além da denominação original *constructed wetlands*.

É possível usar esse sistema no tratamento de efluentes industriais e urbanos (MELO, LINDNER, 2013; LOPES *et al.*, 2016), em comunidades rurais (SILVA; BERNARDES; RAMOS, 2015), nas pisciculturas (HERNARES; CAMARGO, 2013), no tratamento de águas para abastecimento público (GIKAS; TSIHRINTZIS, 2012).

Os SACs começaram a ser usados em 1970 e, devido as vantagens, os usos e estudos sobre seu desempenho aumentaram (MAINE *et al.*, 2016). As vantagens dos sistemas alagados construídos são baixo custo de implantação e operação, independência de produtos químicos (GIKAS; TSIHRINTZIS, 2012), pouca necessidade de mecanização do processo, construção, operação e manutenção simples (MAIRI; LYIMO; NJAU, 2012), alta eficiência na remoção de DBO e nutrientes (SEZERINO *et al.* 2015), ausência de odores, vibração, ruído e vetores, beleza estética e harmonia paisagística (MATOS; MATOS, 2017).

Ainda em relação às vantagens de um sistema alagado construído, von Sperling (2014) apresenta uma análise comparativa entre os principais sistemas de tratamento, aplicados a esgoto doméstico (Quadro 2).

Quadro 2- Análise comparativa entre os principais sistemas de tratamento de esgoto.

	<b>Lodos ativado s</b>	<b>Lagoa anaeróbia + facultativa</b>	<b>Sistema alagado construído</b>	<b>UASB + FBP alta carga</b>	<b>UASB + biofiltro aerado submerso</b>	<b>Fossa séptica + filtro</b>
Custo por habitante (R\$/HAB)	380-480	145-250	265-480	235- 395	390-470	255- 480
Eficiência remoção DBO/DQO	4	3	4	4	5	3
Menor área implantação	4	2	2	4	5	5
Simplicidade operação/manutenção	1	5	5	3	2	4
Menor geração de lodos	1	4	5	1	1	4
Menor geração de odores	4	1	4	2	2	2
Maior economia de energia	2	5	5	3	2	5
Mais favorável (5) Menos favorável (1)						

Fonte: Adaptado de von Sperling, 2014.

Analisando as comparações do Quadro 2, verifica-se que, em relação a simplicidade, operação e manutenção, o sistema alagado construído e a lagoa anaeróbica + facultativa são as técnicas mais favoráveis. Quanto a menor geração de lodo, o sistema alagado se diferencia dos demais como o mais favorável. O sistema UASB + biofiltro aerado submerso se destaca como o eficiente na remoção de DBO/DQO. Quanto ao critério de menor área de implantação, a fossa séptica + filtro e o UASB+ biofiltro aerado são os mais favoráveis. O sistema alagado construído, a fossa séptica + filtro e a lagoa anaeróbica + facultativa são sistemas que possuem maior economia de energia.

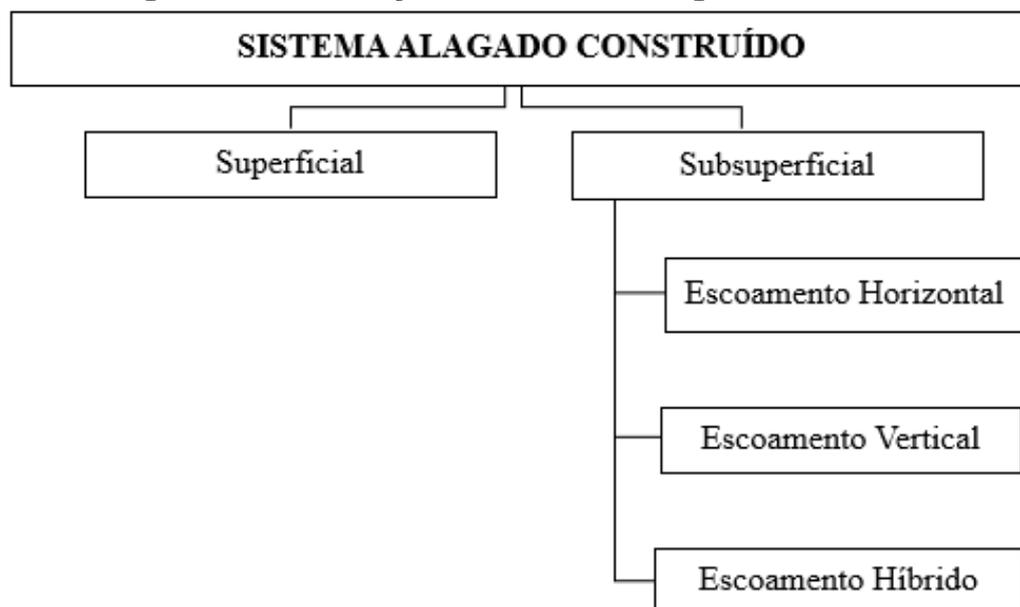
O sistema alagado construído apresenta grandes vantagens para município, comunidades e indústrias, onde simplicidade, economia, não geração de lodo, ausência de odores, estabilidade e eficiência são fatores fundamentais para o tratamento de efluentes. Em contrapartida as áreas de implantação são relativamente maiores que sistemas compactos.

Quanto à manutenção dos SACs, deve-se manter o cultivo de plantas em bom estado vegetativo, manter um ambiente favorável à vida microbiológica, assegurar que o efluente alcance todas as partes do sistema, evitando zonas mortas e garantir o contato do efluente com a comunidade microbiológica, presente na zona de raízes (DUPOLDT *et al.*, 2000; VON SPERLING, 2014).

### 3.3.2 Tipos de SACs

De acordo com von Sperling (2014), há basicamente dois tipos de Sistemas Alagados Construídos: os sistemas alagados construídos de escoamento superficial e os sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial. O de escoamento superficial assemelha-se a sistemas naturais em aparência, porque a água flui livre na superfície e são adequados para receber efluentes de lagoas de estabilização. Já o de escoamento subsuperficial não se assemelha aos sistemas naturais, porque o nível de água permanece abaixo da superfície, e a água residuária flui em contato com as raízes e os rizomas das plantas, sendo adequados para receber efluentes de tanques sépticos, reatores anaeróbios e outros processos. Os SACs subsuperficiais podem ser classificados em de escoamentos horizontal, vertical e híbrido (Figura 7).

Figura 7- Classificação dos sistemas alagados construídos.



Fonte: Autora, 2019.

### SAC superficial

Nos SACs de fluxo superficial, a água flui livremente por entre os caules e as folhas da vegetação (VON SPERLING, 2014). Esses sistemas são utilizados para solos com baixa permeabilidade (solos argilosos) e terrenos com declividade reduzida (ORMONDE, 2012). Apresentam uma ecologia aquática bastante complexa. As macrófitas empregadas nos sistemas alagados construídos de escoamento superficial são do tipo plantas flutuantes ou emergentes (MATOS; MATOS, 2017).

A altura da lâmina d'água é de 0,6 a 0,9 m para as zonas vegetadas (ou menos, no caso de certas plantas emergentes), e de 1,2 a 1,5 m para as zonas de água livre, são adequadas para receber efluentes de lagoas de estabilização e de outros processos de tratamento de esgotos. Nestas condições, ocupam uma área entre 1,5 a 3,0 m<sup>2</sup>/hab. (VON SPERLING, 2014).

A desvantagem desta configuração é que, por apresentarem a superfície livre, pode ocorrer a proliferação de mosquitos e a produção de odor. Em contrapartida a introdução de oxigênio é maior se comparada aos sistemas subsuperficiais, favorecendo uma maior exposição aos raios ultravioletas e elevando a inativação de patógenos (ZINATO; GUIMARÃES, 2017).

### SAC subsuperficial

Não se assemelham a sistemas alagados de escoamento superficial, porque não há água livre na superfície. Pelo fato de não ter lâmina d'água livre, o SAC subsuperficial não oferece condições para o desenvolvimento e proliferação de mosquito e para o contato de pessoas com a lâmina d'água (VON SPERLING, 2014). Nos SAC subsuperficial o líquido drena por gravidade horizontalmente ou verticalmente através do meio filtrante, entrando em contato com organismos que vivem em associação ao meio suporte e as raízes das plantas. Ou seja, o efluente a ser purificado é introduzido no substrato filtrante (REIS; SERBENT; RODRIGUES, 2015).

O princípio básico é a formação de um biofilme que adere a um meio suporte e às raízes das plantas, onde comunidades de microrganismos aeróbios e anaeróbios realizarão a depuração dos efluentes (PRATA *et al.*, 2013). As plantas empregadas nos SACs de escoamento subsuperficial são macrófitas dos tipos

emergentes ou helófitas (MATOS; MATOS, 2017). O sistema alagado subsuperficial pode ser dividido em função da direção do escoamento em horizontal e vertical.

No SAC subsuperficial horizontal o efluente a ser tratado é disposto na porção inicial do leito, denominada zona de entrada, passando pelo material filtrante até atingir a porção final do sistema, chamada de zona de saída. Essa percolação tende a seguir na horizontal e é impulsionada por uma declividade de fundo (SEZERINO *et al.*, 2015).

Segundo Matos; Brasil; Lo Monaco (2013) a eficiência na remoção de poluentes nesses sistemas, depende da taxa de carregamento orgânico (TCO) e, como consequência, do tempo de detenção da água residuária. Destaca-se na literatura a eficiência desses sistemas na remoção de muitos nutrientes, metais pesados, substâncias orgânicas lábeis (compostos pouco estáveis) e material orgânico bruto (MATOS; MATOS, 2017).

No SAC subsuperficial vertical a água residuária é distribuída sob a superfície do módulo, onde o nível de água permanece abaixo do meio suporte, inundando-o e percolando verticalmente ao longo de todo perfil vertical. O sistema é geralmente operado em condições intermitentes (TREIN *et al.*, 2015). A aplicação intermitente possibilita a entrada de certas quantidades de ar (oxigênio) entre os intervalos, aumentando a eficiência dos processos aeróbios e diminuindo o perigo de colmatação do filtro (PELLISSARI *et al.*, 2013). Esses sistemas são, geralmente, arranjados na sequência do tratamento primário ou secundário da água residuária. (MATOS; MATOS, 2017).

Pode-se ainda combinar diferentes tipos de escoamento hidráulico de forma a otimizar o tratamento, sendo assim referidos, como sistema alagado construídos híbrido (TESKE; WARTCHOW, 2017).

### **3.3.3 Estrutura**

A estrutura típica de um sistema alagado construído é formada por macrófitas aquáticas e o meio suporte. No entanto, alguns estudos, como os de Saeed; Sun (2011), Kim *et al.* (2014), Dan *et al.* (2017), apresentam estruturas variadas e que ainda obtiveram bons resultados quanto ao tratamento de água residuária.

### Macrófitas aquáticas

Algumas terminologias são utilizadas para descrever os tipos de vegetações observados no ambiente aquático, tais como hidrófitas, limnófitos, plantas aquáticas, macrófitas aquáticas, entre outros. O termo macrófitas aquáticas, ou simplesmente macrófitas, pode ser considerado de uso mais corrente (POMPÊO, 2017).

As macrófitas adotadas nos SACs desenvolvem condições físicas e biológicas para a retenção de partículas em suspensão, estabilizando e protegendo-as contra a ressuspensão. O uso da espécie a ser cultivada em SACs dependerá da forma de escoamento da água residuária, do tipo e das características químicas da água residuária, da carga orgânica e inorgânica a ser aplicada, da época do ano em que a cultura será cultivada e de aspectos econômicos (MATOS; MATOS, 2017).

Especificamente, no Nordeste do Brasil, região onde a radiação solar é constante durante quase todo ano, as condições favorecem o processo fotossintético das macrófitas e condicionam os sistemas alagados construídos viáveis. Alguns estudos apresentaram a diversidade de macrófitas encontradas no estado de Pernambuco, como listado na Tabela 1.

Os estudos sobre macrófitas aquáticas vislumbram a riqueza e diversidade presente nos ecossistemas aquáticos do estado de Pernambuco. Da tipologia mais representativa, as que apresentam um maior número são as emergentes. A predominância das espécies emergentes está associada à habilidade dessas formas biológicas de viver em áreas alagadas e secas (MOREIRA *et al.*, 2011). Além da baixa profundidade das zonas marginais dos reservatórios estudados e a capacidade dessas formas biológicas em resistir à redução do volume de água (NEVES *et al.*, 2006)

Tabela 1- Listagem de macrófitas encontradas no estado de Pernambuco.

Referência	Tipologia	Nome científico
Moura Júnior <i>et al.</i> , (2009)	Emergentes	<i>Vigna sp.</i>
	Emergentes	<i>Sauvagesia erecta L.</i>
	Emergentes	<i>Homolepis isocalycina (G.Mey.) Chase</i>
	Emergentes	<i>Paspalum millegrana Schrad. ex Schult.</i>
	Flutuantes livres	<i>Salvinia auriculata Aubl.</i>
	Flutuantes fixas	<i>Egeria densa Planch.</i>
Xavier <i>et al.</i> , (2012)	Submersas fixas	<i>Websteria confervoides (Poir.) S.S. Hooper</i>
	Emergentes	<i>Cyperus papyrus L.</i>
	Emergentes	<i>Thypha domingensis</i>
	Emergentes	<i>Dyschoriste maranhonis Kuntze</i>
	Emergentes	<i>Hygrophila costata nees</i>
Moura Júnior <i>et al.</i> , (2013)	Emergentes	<i>Justicia aequilabris (Ness) Lindau</i>
	Emergentes	<i>Echinodorus floribundus (seub.)</i>
	Emergentes	<i>Echinodorus glandulosus Ratj</i>
	Emergentes	<i>Sagittaria guayanensis kunth</i>
	Emergentes	<i>Hydrocotile sp</i>
	Emergentes	<i>Eclipta prostrada (L.) L.</i>
	Emergentes	<i>Juncus spp</i>
	Emergentes	<i>Fuirena umbellata Rottb.</i>
	Emergentes	<i>Ceratopteris thalictroides (L.) Brongn.</i>
	Flutuantes livres	<i>Lemna aequinoctialis Welw.</i>
Flutuantes livres	<i>Lemna gibba L.</i>	
Xavier <i>et al.</i> , (2016)	Flutuantes livres	<i>Spirodela intermedia W.Koch</i>
	Flutuantes enraizadas	<i>Hydrocotyle bonariensis Lam.</i>
	Flutuantes enraizadas	<i>Hydrocotyle Leucocephala Cham. And Schltldl</i>
	Submersa e enraizada com folhas flutuantes	<i>Sesuvium portulacastrum</i>
Nascimento <i>et al.</i> , (2016)	Flutuantes livre	<i>Lemna sp</i>

Fonte: Autora, 2019.

### Meio suporte

Os meios suportes utilizados podem variar de brita, solos com baixo teor de argila e que devam apresentar alta permeabilidade, alta capacidade de troca catiônica e alta atividade microbiológica (LIMA, 2016). O material suporte sustenta a vegetação, fornece área superficial para a adesão dos microrganismos e está associado com os mecanismos físico-químicos de tratamento. O material afeta a capacidade de tratamento através do tempo de detenção, superfícies de contato entre os organismos e a água residuária e a disponibilidade de oxigênio (MONTEIRO, 2014). Alguns exemplos de meio suporte observados na literatura são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2- Diversidade de meio suporte de sistemas alagados construídos.

Referência	Meio suporte	Experimento	Espessura da camada (cm)	Área (m <sup>2</sup> )
Saeed; Sun, (2011)	Seixos, cascalho e palha de madeira de eucalipto	Laboratório	10; 65 e 70 (respectivamente)	1,5
Silva; Bernades; Ramos, (2015)	Solo natural da cidade de Brasília misturado com areia média	Laboratório	55	0,26
Sezerino <i>et al.</i> , (2015)	Dois sistemas com brita e areia e dois sistemas com areia grossa, saibro, argila e cascas de arroz	Campo	-	6 e 10
Blanco <i>et al.</i> , (2016)	Escórias de aço	Laboratório	20	0,78

Fonte: Autora, 2018.

A escolha do material suporte depende da finalidade do tratamento, e como esse sistema é baseado no processo de filtração. Para tal, é essencial conhecer as características do material empregado.

A granulometria é uma característica que interfere na condutividade hidráulica do material suporte. Quanto menor a granulometria, menores são os espaços entre as partículas, menor a condutividade hidráulica e, mais facilmente, ocorrerá a colmatação do leito (MONTEIRO, 2014). Segundo Hoffmann *et al.* (2011), a areia grossa é o substrato mais adequado para a construção de SACs subsuperficiais. Os autores indicam que a areia empregada deve ser suficientemente grossa, devendo,

o diâmetro efetivo, estar na faixa entre 0,1 a 0,4 mm, e a condutividade hidráulica deve estar entre  $10^{-4}$  e  $10^{-3}$  m/s.

Os SACs possuem ampla variedade de microhabitats para o crescimento microbiano. Entre os grupos de microrganismo destacam-se: algas, fungos, protozoários e bactérias, sendo essas últimas as mais representativas. Estes microrganismos estão presentes no efluente, aderidos ao meio suporte do sistema e nas raízes das plantas, formando o biofilme (POÇA, 2015).

Segundo Olijnyk (2008), os compostos necessários para o desenvolvimento bacteriano, como matéria orgânica, oxigênio e micronutrientes, são adsorvidos à superfície e transportados por mecanismos de difusão, através do biofilme formado sobre o meio suporte. Enquanto os microrganismos crescem, a espessura da camada biológica aumenta e o oxigênio disponível é consumido antes que possa penetrar a uma profundidade maior desta camada, formando um ambiente anaeróbio perto da superfície do meio suporte.

Como a camada aumenta em espessura, a matéria orgânica digerida é metabolizada antes que possa alcançar os microrganismos perto da face do meio, que, por não terem nenhuma fonte externa de matéria orgânica, participam de uma fase endógena de crescimento e perdem sua habilidade de aderência. O líquido, então, limpa a camada biológica para que uma nova camada possa crescer. Este fenômeno de perder parte da biomassa é basicamente uma função do carregamento hidráulico no sistema relacionado à velocidade de percolação (OLIJNYK, 2008).

### **3.3.4 Eficiência dos SACs**

Os SACs se destacam quanto à eficiência na remoção de alguns poluentes, como sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo, patógenos e metais pesados, através de diversos processos como filtração, sedimentação, adsorção, precipitação, degradação microbiana, desnitrificação, assimilação pelas plantas e entre outros (COOPER *et al.*, 1996.)

Estudos como o de Hernández-Crespo *et al.* (2017) avaliaram o desempenho de dois SACs, um superficial e outro subsuperfície para o tratamento de águas eutróficas. O sistema subsuperfície foi mais eficiente que o superficial, destacando uma remoção de 65,4% de matéria orgânica e de 50,4 % de sólidos suspensos e nutrientes.

Sezerino et al. (2015) destacaram a aplicação de 4 SACs subsuperficial de escoamento horizontal empregados no tratamento descentralizado de esgotos. Destaca-se elevada porcentagem de remoção do material carbonáceo expresso em termos de DQO, atingindo valores médios de remoção de 83%, 83%, 73% e 89% para os Sistemas 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Da mesma forma, elevadas eficiências de remoção de SS foram obtidas, apresentando médias de 80%, 90% e 82% de remoção nos Sistemas 1, 2 e 4, respectivamente.

Trein *et al.* (2015) apresentaram o desempenho de dois SACs subsuperficiais de escoamento vertical, sendo um comercial e outro residencial, submetidos a diferentes carregamentos orgânicos e hidráulicos. Os sistemas comercial e residencial apresentaram eficiências médias de remoção, em termos de concentração, de 75% e 93% para DQO, de 88% e 97% para DBO e de 83 % e 94% para SS, respectivamente.

Riggio *et al.* (2017) avaliaram a aplicação de dois SACs sendo 1 subsuperficial de escoamento horizontal e outro vertical para tratar os efluentes de uma estação de tratamento de águas residuais industriais. Os resultados mostraram que o sistema horizontal foi o mais eficiente na remoção de matéria orgânica. Foram obtidas taxas de eliminação de 20% para o SAC vertical, e de 60% para o sistema horizontal.

Mohammed; Babatunde (2017) avaliaram o transporte de metais pesados em SAC subsuperficial de escoamento vertical usando o software STELLA. O sistema foi construído em escala de laboratório (colunas de 100 mm de diâmetro e 1000 mm de altura), considerando os processos de adsorção e absorção de plantas. Os resultados indicaram uma remoção por adsorção de, até, 89% para Pb, 91% para Cr, e de 91% para Cd. No caso da absorção por plantas, os valores foram de 6%, 5,1% e 5,2% para Pb, Cr e Cd, respectivamente. Os resultados obtidos indicam que o modelo pode ser usado para simular concentrações de metal pesado de saída, e também pode ser usado para estimar a quantidade de metal pesado removido por processos individuais no sistema.

Dan *et al.* (2016) avaliaram as eficiências de remoção de metais do lixiviado de aterro sintético utilizando 3 sistemas alagados construídos subsuperficial de escoamento vertical em escala de laboratório (colunas de 18 cm diâmetro interno e 63 cm de altura). Os sistemas demonstraram quantidades de remoção de metais altos para Zn, Cr, Ni, Cd, Fe e Pb, mas não Mn, de lixiviado sintético. Os valores de

remoção de Cd em todos os sistemas flutuaram, mas foram quase todos superior a 80%. Os valores de remoção de Cr, Ni e Zn foram estáveis e superior a 92% em todos os sistemas. No entanto, a remoção de Mn diminuiu gradualmente, especialmente nos sistemas plantados para cerca de 47-60%.

Silva; Bernardes; Ramos (2015) avaliaram a remoção de DBO dos esgotos domésticos em SACs. Os sistemas foram instalados no pátio da Estação de Tratamento de Esgoto de Brasília. Foram utilizados três sistemas subsuperficial de escoamento vertical. Os sistemas eram alimentados com esgotos para tratamento, por escoamento vertical em regime não saturado, nas segundas, quartas e sextas-feiras, ficando os outros dias em descanso para aeração do solo. Os resultados mostram redução nas concentrações de DBO afluentes significativamente, com eficiência de remoção variando entre 97 e 99%.

Souza *et al.* (2016) avaliou a eficiência na remoção de DQO e DBO de um SAC subsuperficial de escoamento vertical em uma estação de tratamento de esgoto instalada em São Paulo. O sistema alagado construído de 2m<sup>3</sup>, foi dividido em dois tanques com volumes iguais a 1m<sup>3</sup> cada e instalados paralelamente (1,64 de diâmetro x 0,44m de altura para cada tanque). Cultivados com Copos-de-leite (*Zantedeschia aethiopica L.*). Observou que o sistema alagado construído reduziu de DQO e DBO na ordem de 94,8% e 93,3%.

Scholz (2019) avaliaram a remoção de demanda química de oxigênio de efluentes com dois corantes têxteis (Ácido Azul 113 (AB113) e Básico Vermelho 46 (BR46)) em 22 sistemas alagados construídos de escala laboratorial. Os sistemas eram alimentados com o efluente, por escoamento vertical. As estruturas dos sistemas eram formadas cascalho e com as macrófitas *Phragmites australis* e *Trin. Ex Steud.* (Junco comum) para cada corante. Foram usadas para cada corante em dois tempos de retenção hidráulica (48 e 96 h). Para BR46, as porcentagens de remoção de DQO foram de 94% e 82%, e 89% e 74% para os tempos de retenção longos e curtos, respectivamente. Para AB113, as remoções de DQO foram 71% e 73%, e 50% e 52% para os tempos de retenção de 48 e 96 horas nesta ordem.

Outros estudos sobre SAC se destacam quanto à eficiência na remoção de alguns poluentes, através da análise de parâmetros físico-químico das águas e efluentes, como apresentado na Tabela 3.

Tabela 3- Principais parâmetros analisados na remoção de poluentes em trabalhos com SACs.

Referência	Parâmetros analisados
Gikas; Tsihrintzis, (2012)	Fósforo DBO DQO Amônia
Matos; Brasil; Monaco, (2013)	Fósforo Amônia DBO DQO Sólidos Suspensos Totais
Sezerino <i>et al.</i> (2015)	DQO Sólidos Suspensos Totais
Maine <i>et al.</i> (2016)	Metais pesados
Torres-Bojorges; Tejeda (2017)	Nitrogênio

Fonte: Autora, 2019.

Nos trabalhos apresentados na Tabela 3, os desempenhos obtidos nos parâmetros analisados comprovam o potencial de tratamento do sistema alagado construído utilizado. Dentre os parâmetros verificados, os que apresentaram maior frequência nos estudos foram a DQO e DBO, respectivamente.

Deste modo, os resultados fornecem indícios de que os sistemas alagados construídos podem ser utilizados como uma alternativa promissora para os problemas de esgotamento sanitário, constituindo em uma solução simples de baixo custo de execução e facilidade de aplicação, operação e manutenção.

A característica do meio suporte é, juntamente com outras variáveis de dimensionamento, de fundamental importância para o sucesso do tratamento de efluentes em SAC (VON SPERLING; SEZERINO, 2018). Com relação aos dados encontrados no presente estudo, a granulometria e a estimativa das concentrações de efluentes e as faixas de eficiências de remoção esperadas do meio suporte são características que devem ser levadas em consideração.

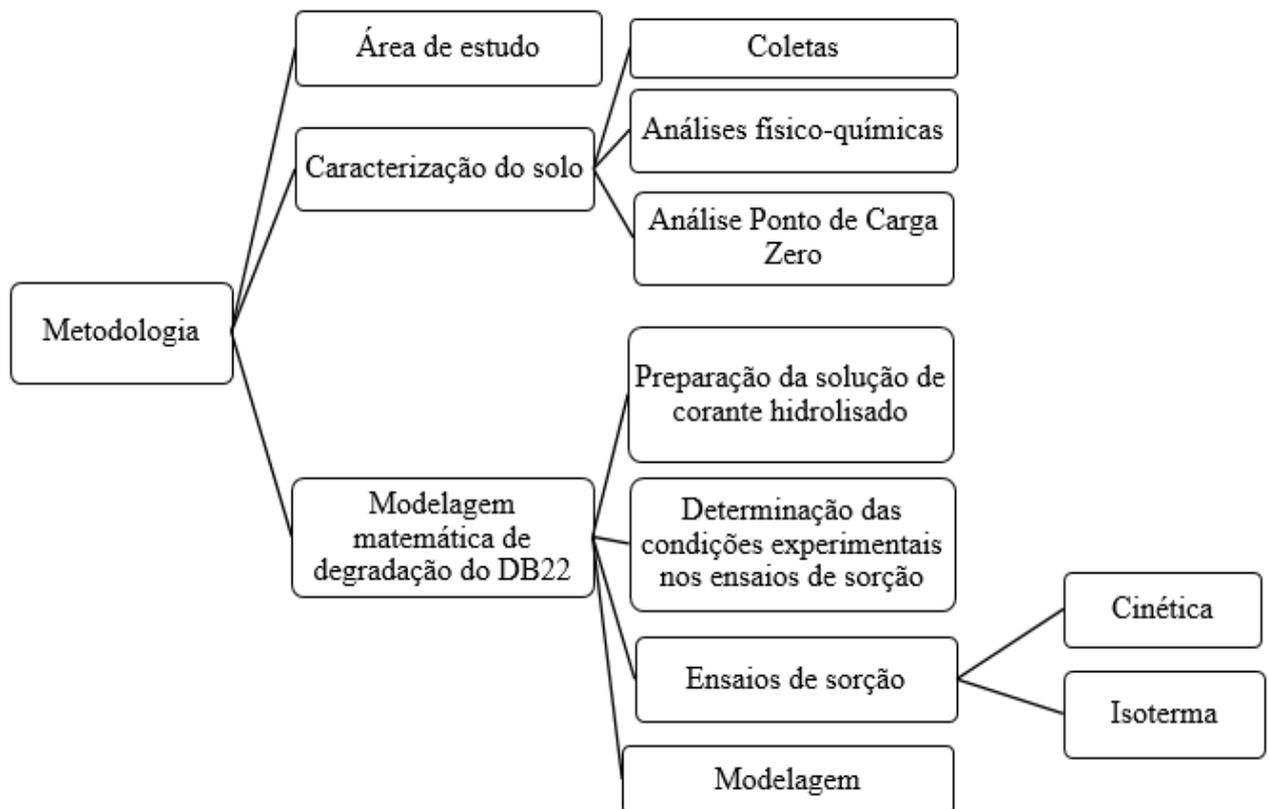
As estimativas de concentrações de efluentes e faixas de eficiência estão associadas aos fundamentos teóricos do estudo de cinética e de isoterma de sorção. Vários trabalhos demonstram a relevância do estudo de sorção para aplicação do sistema alagado construído como os de Philippi; Sezerino (2004) e Crites *et al* (2006).

Outro dado relevante que servirá para o dimensionamento de um SAC é o volume útil ocupado pelo líquido, que é obtido ao considerar índice de vazios do meio filtrante, ou seja, a porosidade. O valor da porosidade é função da granulometria adotada para o meio filtrante (VON SPERLING; SEZERINO, 2018). Além disso, a granulometria é fator importante no que diz respeito à colmatação do SAC. Grãos finos possuem baixa condutividade hidráulica, a qual propicia uma rápida colmatação do material filtrante (MATOS; MATOS, 2017).

## 4 METODOLOGIA

As análises experimentais foram desenvolvidas no Laboratório de Engenharia Ambiental (LEA), no Centro Acadêmico do Agreste (CAA/UFPE), Caruaru, no Departamento de Energia Nuclear (DEN/UFPE), no Recife e Instituto Agronômico de Pernambuco – IPA, seguindo a metodologia do Manual de Métodos de Análise de solo da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1997). A metodologia adotada neste trabalho é apresentada no fluxograma da Figura 8.

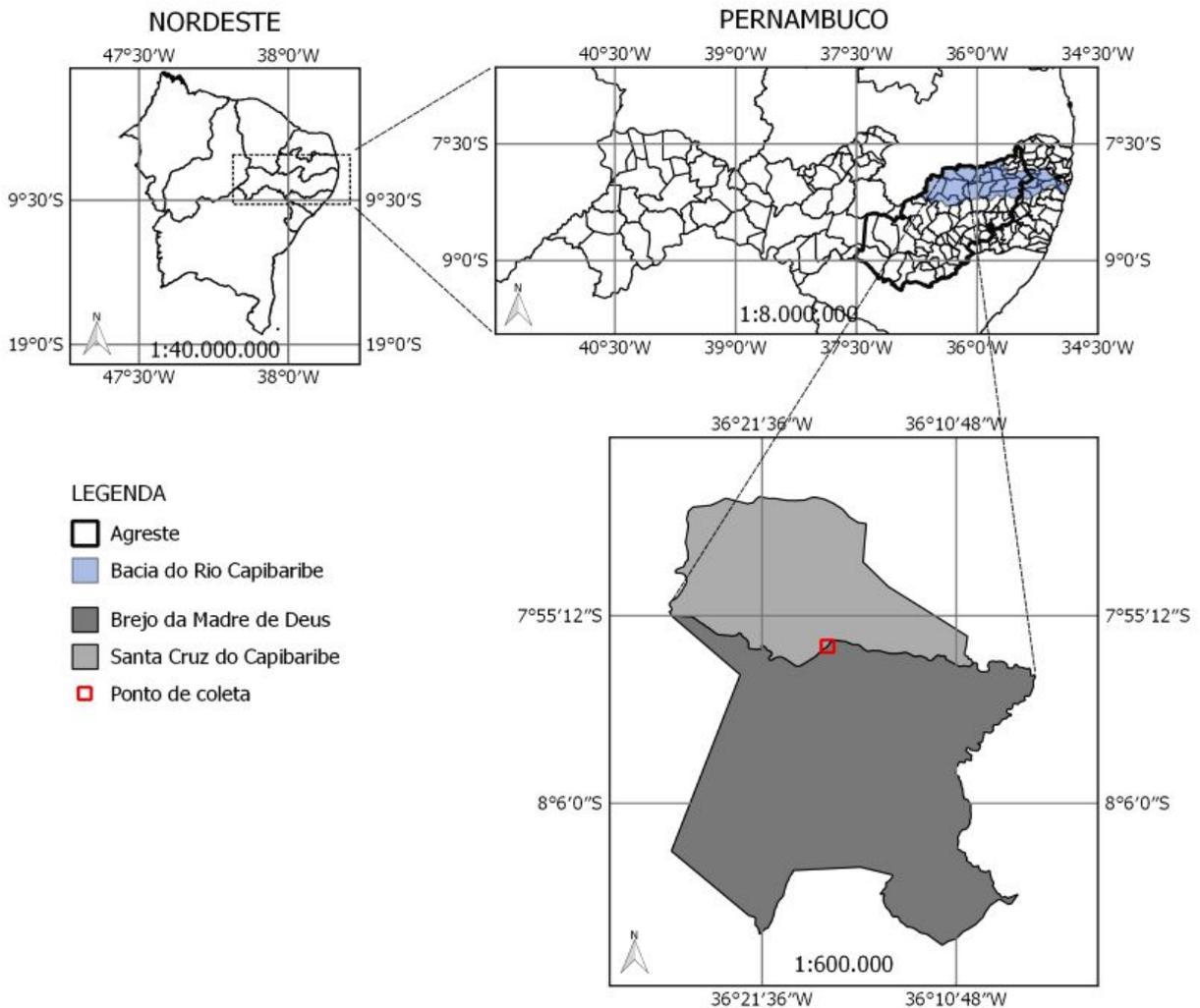
Figura 8- Esquema da Metodologia adotada.



### 4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo se deu no sítio Poço da Lama localizado no leito seco do Rio Capibaribe pertencente a cidade de Brejo da Madre de Deus, fazendo fronteira com a cidade de Santa Cruz do Capibaribe. Sua localização geográfica é de 7°56'57, 6"S 36°17'57", 2W, no que o coloca na região rural da cidade com uma distância de aproximadamente 10km do centro da cidade de Santa Cruz do Capibaribe (Mapa 1).

Mapa 1- Localização dos Municípios de Brejo da Madre de Deus e Santa Cruz do Capibaribe.



Fonte: Autora, 2019.

Santa Cruz do Capibaribe é a maior cidade produtora de malha de todo Norte e Nordeste brasileiro e foi percussora no processo de exploração industrial e comercial da confecção no Agreste (LIMA, 2010). Além de uma cidade polo é a 2ª maior produtora de confecções do Brasil (SEBRAE, 2013). Possui o maior parque de confecções da América Latina em sua categoria: o Moda Center Santa Cruz e é também conhecida como a Capital da Sulanca ou Capital das Confecções (SANTA CRUZ DO CAPIBARIBE, 2017).

Santa Cruz do Capibaribe é uma cidade da região semiárida, apresenta déficit hídrico e alta evaporação. A precipitação média anual de 431,8 mm, apresentando temperaturas elevadas com médias mensais superiores a 24 °C. A vegetação é de Caatinga Hiperxerófila com trechos de Florestas Caducifólia (CPRM, 2005). Possui um clima de estepe local, e classificação do tipo BSh, de acordo com Köppen-Geiger

(1900). Segundo a EMBRAPA (2000), o solo desta região possui características de um solo aluvial, comportando camadas de diferentes classes texturais.

## 4.2 CARACTERIZAÇÃO DO SOLO

### 4.2.1 Coletas

Um grupo de pesquisa do Departamento de Energia Nuclear executou uma visita técnica ao campo de estudo, para coletas de amostras de solo. Realizou-se uma escavação de uma trincheira no local de estudo (6 m de comprimento, 3 m de profundidade e 3 m de largura). Foram analisadas duas camadas de solo denominadas Camada 1 (superficial) e Camada 2. A Camada 1 apresentou uma espessura de, aproximadamente, 52 cm e a espessura da Camada 2, entre 17 e 81 cm (Fotografia 1).

Fotografia 1 - Perfil do solo.



Fonte: Adaptada de Rabelo (2018).

A seleção deste ponto de coleta serviu para avaliar se o solo que faz fronteira com a região de Santa Cruz do Capibaribe pode ser utilizado para compor um sistema alagado construído, uma vez que, esse sistema seria uma alternativa para promover o tratamento de efluentes têxteis e a melhoria no saneamento da região. Os dados de caracterização do solo basearam-se no estudo de Rabelo (2018).

#### 4.2.2 Análises físico-químicas

Os atributos físicos analisados foram a granulometria, através da aplicação do método do densímetro, e a determinação da relação silte/argila. As análises químicas consistiram na determinação do pH em água e KCl, Carbono orgânico (CO), determinação das frações de metais por meio do EDXRF para que em seguida pudesse ser realizado o cálculo da Capacidade de Troca Catiônica (CTC). Para tanto as amostras de solo foram secas ao ar, destorroadas, homogeneizadas, submetidas ao quarteamento e em seguida peneiradas em malha de 2 mm a fim de se separar e descartar eventuais plantas, raízes e pequenas pedras para a obtenção de Terra Fina Seca ao Ar (TFSA).

##### Análise granulométrica

A análise granulométrica foi realizada utilizando-se o método da pipeta; as frações de argila e silte foram determinadas por sedimentação, após dispersão com hexametáfosfato de sódio, e a fração de areia foi obtida por peneiramento (EMBRAPA, 1997).

##### pH em água e em KCl

A determinação do pH em água e em KCl, a  $1 \text{ mol L}^{-1}$  foi realizada através do potencial eletrônico, pela imersão do eletrodo combinado em suspensão solo:líquido (água, KCl) na proporção de 1:2,5. A suspensão foi agitada e deixada em equilíbrio por 60 minutos, procedendo-se a leitura após nova agitação em potenciômetro (EMBRAPA, 1997).

##### Matéria orgânica

O Carbono orgânico foi determinado pelo método de Walkley; Black (1934), baseado na oxidação da matéria orgânica usando o dicromato de potássio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) em meio sulfúrico, empregando como fonte de energia o calor desprendido do aquecimento em chapa elétrica. Nem todo dicromato de potássio foi usado na oxidação. Este foi então titulado com sulfato ferroso ( $\text{FeSO}_4$ ) levando a uma coloração escura que se alterou para verde. A quantidade de mililitros gasto na titulação possibilitou o cálculo do teor de carbono orgânico. Antes de começar a análise, foram utilizados 0,5 g de solo, os quais foram triturados e, posteriormente,

passados na peneira de 0,053 mm. A Equação 11 foi utilizada para calcular o carbono orgânico.

$$C = (40 - \text{volume gasto})^{0,6f} \quad (\text{Equação 11})$$

Onde: C é o carbono orgânico [g/kg], f = 40 / volume de sulfato ferroso gasto na prova em branco.

A percentagem de matéria orgânica foi calculada multiplicando-se o resultado do carbono orgânico por 1,724; fator que é utilizado ao admitir que o carbono participa com 58% na composição média dos húmus (EMBRAPA, 1997).

#### Superfície Específica

A análise da área Superficial Específica e a isoterma de adsorção foram obtidas pelo método Brunauer-Emmet-Teller (BET), o qual utiliza o princípio da adsorção de um gás na superfície de um sólido. Este procedimento experimental é realizado pela adsorção e desorção de nitrogênio gasoso em condições controladas sobre a superfície do material poroso de estudo. Utilizou-se o equipamento Quantachrome NovaWin2 ©1994-2006, sendo os cálculos de área realizados automaticamente pelo software NOVA *Enhanced Data Reduction* – versão 2.2, aplicando-se a equação BET (BRUNAUER; EMMETT; TELLER, 1938).

#### Capacidade de Troca Catiônica

A análise de Capacidade de Troca Catiônica (CTC) foi efetuada no Laboratório de Fertilidade do Solo da Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária (IPA), seguindo as indicações da Embrapa (1997). Para tanto foram determinadas as quantidades de bases trocáveis.

O potássio e o sódio trocáveis foram determinados acrescentando o extrato de Mehlich – 1 (mistura de HCl 0,05 mol l<sup>-1</sup> e H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,025 mol l<sup>-1</sup>) ao solo e fazendo a leitura em um fotômetro de chamas, a partir de uma curva padrão previamente estabelecida. As análises de cálcio, magnésio e alumínio trocáveis foram extraídas com solução de cloreto de potássio (KCl) a 1 mol l<sup>-1</sup>, na proporção de 1:10 entre o solo e o extrator. A determinação do cálcio e do magnésio foi realizada por espectrofotometria de absorção atômica. O alumínio extraível foi determinado por

titulação, na presença do indicador azul de bromotimol a 0,1%, com NaOH a 0,025 mol l<sup>-1</sup> como titulador, observando a mudança de coloração de amarela para azul.

#### Densidade da Partícula

Foi efetuada a partir da determinação do volume de álcool etílico necessário para complementar a capacidade de um balão volumétrico de 50ml, contendo solo seco em estufa. Este consistiu em 20 g de solo levados à estufa à 105°C no período de 6 a 12 horas. A Equação 12 foi usada para calcular a densidade de partículas.

$$D_p = a / (50-b) \quad (\text{Equação 12})$$

Onde:  $D_p$  é a densidade de partículas [g/cm<sup>3</sup>],  $a$  é o peso da amostra seca a 105°C,  $b$  é o volume de álcool gasto. O álcool etílico foi utilizado na determinação da densidade da partícula devido a sua baixa viscosidade e tensão superficial, o que facilita a sua penetração nos vazios.

#### Análise pelo EDXRF

As amostras de solo foram analisadas por Fluorescência de Raios – X por Dispersão de Energia (EDXRF). O EDXRF é uma técnica analítica potencial para quantificar os elementos químicos, os nutrientes e poluentes no meio ambiente, sem a necessidade de tratamentos químicos (FERNÁNDEZ *et al.*, 2017). A medição das intensidades de raios-X característicos emitidos pelos elementos químicos constituintes da amostra foi conduzida por meio da excitação dos átomos da amostra por raio - X proveniente de um tubo de raio - X, o que desencadeou a ejeção de elétrons da eletrosfera dos elementos constituintes da amostra (SHACKLEY, 2011).

EDXRF é caracterizada como uma técnica analítica nuclear, versátil, multielementar, que determina simultaneamente os elementos químicos presentes em uma amostra, sem necessitar de tratamento exaustivo para sua preparação. Além disso, gera pouco resíduo e requer pouco consumo de reagentes e vidraria, o que a torna ideal para trabalhar em análise de rotina.

O equipamento utilizado foi o EDX-720, Shimadzu, que consiste em tubo de raios-X de ródio e detector de Si (Li) para a quantificação dos raios-X característicos. Antes de efetuar as medições foi necessário calibrar o equipamento em energia e resolução utilizando o padrão interno A-750, fornecido pela Shimadzu, seguido pela checagem do procedimento empregando o padrão interno SUS. A quantificação dos

elementos químicos contidos na amostra foi realizada a partir de curvas analíticas (SOUSA *et al.*, 2013).

As análises por EDXRF foram então efetuados após a transferência de porções-teste de 1 g de solos para tubos de polietileno vedados com filme de polipropileno específico. A comprovação da qualidade do procedimento analítico resultou através de provas de referência NIST-SEM-1570<sup>a</sup> *Trace Elements in Spinach Leaves*, NIST-SRM-1547 *Peach Leaves*, NISTRM 8415 *Whole Egg Powder*, NIST-SRM-2709 *San Joaquin Soil* e IAEA-SOIL-7, produzidos pelo *National Institute of Standard and Technology* – NIST e pela Agência Internacional de Energia Atômica – IAEA foram analisadas sob as mesmas condições analíticas das amostras.

#### 4.2.3 Análise do Ponto de Carga Zero (PCZ)

Esse ensaio foi realizado para avaliar o comportamento do solo em diferentes faixas de pH em solução aquosa. A metodologia empregada foi baseada no Método do Experimento dos 11 Pontos, proposto por Regalbuti; Robles (2004).

No procedimento experimental, inicialmente, foram adicionados 100 mL de água destilada e isenta de gás carbônico em um erlenmeyer de 250 mL, contendo 1,0 g de solo. O pH foi ajustado em diferentes faixas, entre 2,0 e 12,0, com a adição de soluções de ácido sulfúrico (0,1 N) e de hidróxido de sódio (0,1 N), e a medição foi realizada no equipamento Multi 9310 da marca WTW. O meio contendo o solo e a solução aquosa permaneceram sob agitação a 200 rpm em uma incubadora do tipo shaker da marca INNOVA, durante 24 horas na temperatura de 25°C (Figura 9).

Figura 9- Incubadora do tipo shaker de marca INNOVA.



Fonte: Autora, 2019.

Ao término desse período, o pH final foi medido. O ponto de carga zero, ocorreu no ponto onde a superfície do solo não influenciou o pH da faixa inicial. A partir daí, traçou-se um gráfico contendo as informações pH (final) – pH (inicial) versus pH (inicial), para identificar o ponto de carga zero. A faixa de pH onde ocorreu o PCZ foi utilizada como parâmetro de ajuste experimental nos experimentos de sorção.

#### 4.3 MODELAGEM MATEMÁTICA DE BIODERGRADAÇÃO DO DB22

##### 4.3.1 Preparação da solução de corante hidrolisado

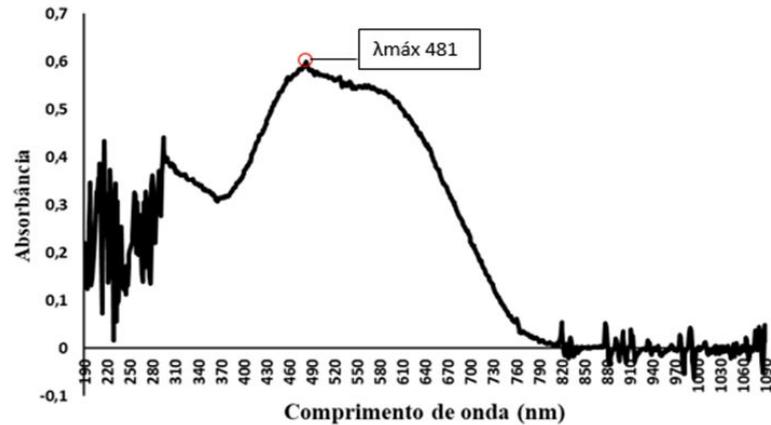
A solução trabalho do corante DB22 preparada com 65 mg diluída em 2L de água destilada foi submetida inicialmente a hidrólise, segundo metodologia de Santos (2012). Nesta etapa, o pH inicial da solução de corante preparada com água destilada foi ajustado para 11,00, com solução de NaOH na concentração de 20% (m/v). Por um período de 60 minutos, essa solução foi aquecida à temperatura de 80°C e mantida sob agitação em um agitador magnético. Após o término desse período e do resfriamento da solução, a mesma teve seu pH ajustado até ser obtido o PCZ com solução de HCl (0,1N).

Esse tipo de procedimento de hidrólise é, tipicamente, utilizado na preparação dos corantes destinados ao tingimento das peças na indústria têxtil, pois os fabricantes indicam o procedimento para maior fixação do corante nas peças. Assim, essa solução serviu para analisar o comportamento da solução de corante característica das indústrias têxteis da região de estudo.

##### 4.3.2 Determinação das condições experimentais nos ensaios de sorção

Com a solução de corante realizou-se a identificação do comprimento de onda correspondente ao pico máximo de absorbância do corante DB22. Foi identificada a absorção máxima de radiação ( $\lambda_{max}$ ) de 481 nm em um espectrofotômetro UV/VIS, em varredura espectral ao longo da faixa de 190 a 1090 nm (Gráfico 2).

Gráfico 2- Varredura espectral do corante Direct Black 22.

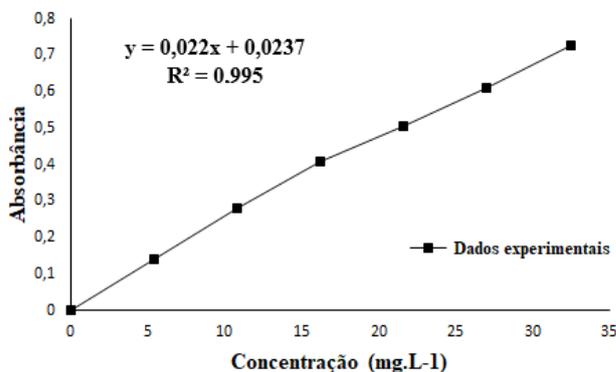


Fonte: Autora, 2019.

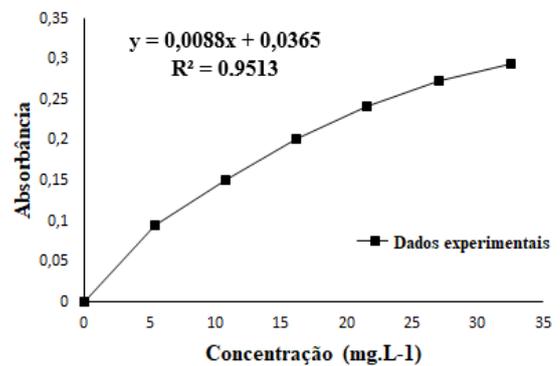
Esse resultado foi próximo ao encontrado por Santos (2012), Silva (2017), Lucena (2018) e Mahmoodi *et al.* (2011), que obtiveram 476 nm, 460 nm, 476 nm, 478 nm, respectivamente.

No comprimento de onda de 481 nm foi construída uma curva de calibração da solução do corante hidrolisado e da solução com água e corante, utilizando as absorbâncias obtidas na faixa de concentração compreendida entre 0 a 32,5 mg.L<sup>-1</sup>. Através desta curva de calibração e com a equação da reta correspondente, quantificou-se a concentração final de DB 22 em cada ponto (Gráfico 3).

Gráfico 3- Curva de calibração da solução do corante hidrolisado (a) e da solução com água e corante (b).



(a)



(b)

Fonte: Autora, 2019.

### 4.3.3 Ensaios de sorção

Os ensaios de sorção foram realizados utilizando ensaios de “batch”, que consiste em promover o contato entre a molécula e o solo por meio de agitação, com uma relação solo-solução de água e corante e solo-solução de corante hidrolisado. Foram feitos ensaios de cinética e isoterma.

#### Cinética de sorção da solução de corante hidrolisado

A cinética de sorção foi baseada no procedimento descrito por Martins; Mermoud (1998), no qual a relação solo-solução foi de 1:10, a 25 °C e 200 RPM de velocidade de agitação.

Inicialmente, para o estudo cinético, foram adicionados 50 mL da solução de corante hidrolisado em um erlenmeyer de 250 mL, contendo 5 g de solo. As amostras foram acondicionadas em erlenmeyers fechados em uma incubadora do tipo shaker, com temperatura pré-estabelecidas e mantidas em agitação por períodos específicos. Nos intervalos de tempo, em horas, de 0,25; 0,5; 1; 2; 4; 6; 8; 10; 12; 24; 48; e 72, as amostras foram coletadas e filtradas em membranas de 0,45 µm, no conjunto de filtração a vácuo. O conjunto de filtração utilizado no experimento foi constituído por uma bomba de vácuo e por um holder em policarbonato contendo a membrana filtrante (Fotografia 2).

Fotografia 2- Conjunto de filtração a vácuo.



Fonte: Autora, 2019.

Após a filtração das amostras, foram realizadas as medições nos parâmetros de concentração de corante DB22 adsorvido. Para medição foi utilizado o espectrofotômetro UV/VIS, da marca Merck, modelo Spectroquant Pharo 300 UV/VIS. A partir dos dados obtidos, procurou-se construir as curvas correspondentes aos modelos cinéticos de primeira e segunda ordem de reação.

#### Isoterma de sorção da solução de corante hidrolisado

O ensaio de isoterma de sorção foi conduzido de forma semelhante ao da cinética de sorção, repetindo o procedimento no que se refere ao volume de 50 mL de solução de corante hidrolisado e 5,0 g de solo. As amostras foram agitadas na incubadora tipo shaker a 200 rpm por 8 horas para o solo da Camada 1 e por 4 horas para o solo da Camada 2, tempo considerado suficiente para que o equilíbrio de sorção fosse atingido. As concentrações de DB22 usadas para este ensaio foram de, em mg/l, 1; 5; 10; 15; 20; 32,5; 40.

Assim como para a cinética de sorção, as amostras foram filtradas e analisadas no espectrofotômetro UV/VIS. Com auxílio do programa Mathematica, versão 11 (MATHEMATICA, 2018), foi estimado o melhor ajuste dos dados experimentais utilizando os modelos de isotermas Linear, Freundlich e Langmuir nas suas formas diretas.

#### **4.3.4 Modelagem**

##### Cinética

Uma das formas de se avaliar as cinéticas de sorção é ajustando os dados aos modelos de primeira e segunda ordem, que representam essas curvas matematicamente.

Integrando o modelo de primeira ordem (Equação 13) para os limites  $t = 0$  a  $t = t$  e  $S_t = 0$  a  $S_t = S_t$  é possível representar matematicamente a cinética de sorção na sua forma integrada (Equação 14) (YANEVA; KOUMANOVA, 2006).

$$\frac{dS_t}{dt} = k_1(S_{e1} - S_t) \quad (\text{Equação 13})$$

$$\log(S_{e1} - S_t) = \log S_{e1} - \frac{k_1}{2,303} t \quad (\text{Equação 14})$$

Sendo  $S_{e1}$  a capacidades de sorção em equilíbrio (cinética de primeira ordem),  $S_t$  a capacidade de sorção no tempo  $t$  e  $k_1$  a taxa constante de sorção de primeira ordem.

A forma linear da equação da segunda ordem é dada pela Equação 15 (YANEVA; KOUMANOVA, 2006)

$$\frac{dS_t}{dt} = k_2(S_{e2} - S_t)^2 \quad (\text{Equação 15})$$

Sendo  $S_{e2}$  a capacidades de sorção em equilíbrio (cinética de segunda ordem), e  $S_t$  capacidade de sorção no tempo  $t$  e  $k_2$  a taxa constante de sorção de segunda ordem. Após integração e aplicando-se os limites  $t = 0$  a  $t = t$  e  $S_t = 0$  a  $S_t = S_t$ , a forma é apresentada na Equação 16:

$$\frac{1}{S_{e2} - S_t} = \frac{1}{S_{e2}} + k_2 t \quad (\text{Equação 16})$$

### Isoterma

Frequentemente a isoterma de adsorção de poluentes no solo pode ser considerada linear representadas pela Equação 17 (MARTINS; MERMOUD, 1998).

$$S = K_D C_e \quad (\text{Equação 17})$$

Sendo  $S$  a fração adsorvida [ $M.M^{-1}$ ],  $C_e$  a concentração remanescente na solução em equilíbrio [ $M.L^{-3}$ ] e  $K_D$  é o coeficiente de partição solo-solução [ $L^3.M^{-1}$ ].

O modelo de Langmuir é definido pela Equação 18.

$$S = \frac{K_L q_m C_e}{1 + K_L C_e} \quad (\text{Equação 18})$$

Onde:  $S$  é a quantidade de DB22 adsorvida na fase sólida ( $mg.kg^{-1}$ );  $C_e$  é a concentração de DB22 na solução de equilíbrio ( $mg.L^{-1}$ )  $K_L$  é uma constante relacionada com a energia de ligação do composto no solo ( $mg.L^{-1}$ ); e  $q_m$  é a capacidade máxima de adsorção ( $mg.kg^{-1}$ ).

A equação de Langmuir pode ser rearranjada numa forma linear, como:

$$\frac{1}{S} = \frac{1}{q_m K_L C_e} + \frac{1}{q_m} \quad (\text{Equação 19})$$

A isoterma de Freundlich é caracterizada por uma equação empírica aplicável a sistemas caracterizados por heterogeneidade na sua superfície. A equação não linear é dada pela Equação 20:

$$S = K_F C_e^{1/n} \quad (\text{Equação 20})$$

Onde: S é a quantidade de DB22 adsorvida na fase sólida (mg. Kg<sup>-1</sup>); C<sub>e</sub> é a concentração de DB22 em equilíbrio na solução (mg. L<sup>-1</sup>); K<sub>F</sub> é o coeficiente de adsorção de Freundlich (mg. L<sup>-1</sup>) e n é um parâmetro adimensional (indica a afinidade do solo pelo soluto).

Analogamente, é possível rearranjar matematicamente o modelo de Freundlich para uma forma linearizada, basta aplicar o logaritmo natural na Equação 21:

$$\ln(S) = \ln(K_F) + \frac{1}{n} \ln(C_e) \quad (\text{Equação 21})$$

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO SOLO

O resultado das características físico-químicas analisadas do solo em estudo pode ser observado na Tabela 4.

Tabela 4- Distribuição do tamanho de partículas e classificação do solo.

Dados analisados		Camada 1	Camada 2
Distribuição do tamanho das partículas	Argila %	7,03	2,34
	Silte %	10,55	3,52
	Areia%	82,42	94,14
Classe Textural		Areia Franca	Areia
pH água		8,26	6,00
pH KCl		6,87	5,48
Média CO (g.g <sup>-1</sup> )		1,26 %	0,97%
Média MO (g.g <sup>-1</sup> )		2,17%	1,67%
Superfície específica (m <sup>2</sup> /g)		3,754	2,460
Bases Trocáveis (cmolc/dm <sup>-3</sup> )	Ca	2,70	0,75
	Mg	1,80	1,25
	Na	2,40	0,62
	K	0,10	0,07
	Al	0,00	0,00
	H	0,41	0,57
S (cmolc/dm <sup>-3</sup> )		7,0	2,7
CTC (cmolc/dm <sup>-3</sup> )		7,4	3,3
V (%)		94	83

CO: Carbono orgânico

CTC: Capacidade de troca de cátions

V: Saturação por bases

S: Soma das bases

MO: Matéria orgânica

Fonte: Rabelo, 2018.

Analisando os dados da Tabela 4, observa-se que a Camada 1 (superficial) apresentou a maior quantidade de partículas finas, composta por 7,03% de argila e 10,55% de silte, sendo também o trecho que apresentou maior concentração de matéria orgânica, 2,17%. A quantidade de areia é bem representativa, 82,42%, caracterizando o solo como Areia Franca. A Camada 2 contém uma parcela menor

de materiais finos, apresentando uma fração de areia de 94,14%, sendo classificada como Areia.

Segundo Hoffmann *et al.* (2011) a areia é o substrato mais adequado para os SACs subsuperficiais. Deste modo, os resultados da classificação textural fornecem indícios que o solo estudado poderá ser utilizado em sistema alagado construído. Alguns estudos com solos de características granulométricas parecidas as do solo em estudo comprovam sua utilização em SACs para tratamento de águas residuária. Lima (2016) utilizou solo arenoso, Silva; Bernades; Ramos (2015) utilizaram um Latossolo Vermelho-Amarelo misturado com areia média como meio suporte e Sezerino *et al.* (2015) utilizaram areia grossa.

Levando em consideração a tecnologia de tratamento estudada, vale enfatizar que o meio suporte (solo) a ser utilizado, tem papel importante no desenvolvimento do biofilme para tratamento de águas residuárias em SAC. É sabido que a matéria orgânica atua no fornecimento de nutrientes essenciais para sobrevivência de vegetação, poucas são as plantas que se adaptam em solos leves. Assim, considerando as duas camadas de solo, verifica-se que a Camada 1 apresenta indícios de melhor meio suporte a ser utilizado.

Das três frações, a argila é a mais ativa, servindo de substrato para os diversos processos, como a adsorção (ALBRECHT; MCCALLA, 1938). Assim, uma presença maior de argila na camada de superficial pode garantir uma interação maior do corante DB22 com o solo. A alta sorção e potencial para troca iônica da argila com corantes têxteis foram demonstradas em pesquisas como a Vimonses *et al.* (2009). No entanto, a adsorção de corantes em argilas é principalmente dominada por processos de troca iônica. Isso significa que a capacidade de sorção pode variar fortemente com o pH (YAGUB *et al.*, 2014).

Avaliando o comportamento do pH determinado em água e KCl nas camadas do solo em estudo, verificaram-se que os valores de pH em água foram os maiores e os em KCl os menores. Estudos como os de Plieski *et al.* (2004) e Ebeling *et al.* (2008) obtiveram o mesmo resultado. Esses resultados são atribuídos ao efeito da solução de KCl, que, em contato com o solo, induz a troca de cátions devido à maior concentração de íons  $K^+$ , liberando íons  $H^+$  e  $Al^{3+}$  para a solução, com consequente aumento da acidez.

Outro fator que interfere no aumento do pH é o aumento do teor de matéria orgânica (MO), que acarreta também uma maior saturação por bases, complexação e precipitação de alumínio da solução do solo (OLIVEIRA *et al.*, 2009).

Quanto a capacidade de troca de cátions (CTC), os valores foram maiores na camada superficial, a mesma apresentou uma quantidade maior de matéria orgânica, argila e pH. De acordo com a Embrapa (2010) e Embrapa (2015) o teor de matéria orgânica e a argila vão influenciaram nos valores da CTC, dados que representam a quantidade total de cátions retidos na superfície, sendo assim dependente das cargas elétricas dos minerais argila. Além disso, solos com pH muito baixos apresentam baixa capacidade de reter cátions. Conforme a Embrapa (2015), valores menores que 5  $\text{cmolc.dm}^{-3}$  indicam baixo teor de argila ou predominância de argila 1:1 como a caulinita. A quantidade de bases trocáveis indica o grau de intemperismo do solo, em solos mais jovens que sofreram menos intemperismo, os valores das bases trocáveis são mais altos. Os solos em questão podem ser tidos como férteis, uma vez que a saturação por bases (V) é maior que 50%.

A presença de óxidos, verificada nas duas camadas de solo estudados são apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5- Valores obtidos por EDXRF.

Óxidos	Valores certificados ( $\text{mg Kg}^{-1}$ )	Valores obtidos ( $\text{mg Kg}^{-1}$ )		Número (En)
		Camada 1	Camada 2	
		Fe	35000± 1100	
Pb	18,9± 0,5	32± 12	43± 10	0,531
Sr	231± 2	409± 6	494± 6	-0,901
Al	75000± 600	64760± 1852	58802±1847	0,828
Si	296600± 2300	384913± 11468	416429± 11468	0,915

Fe: Ferro

Pb: Chumbo

Sr: Estrôncio

En: Erro

Si: Silício

Al: Alumínio

Fonte: Adaptado de Rabelo, 2018.

É possível verificar que a quantidade de óxidos de ferro (Fe) é maior na Camada 1 que na Camada 2, isto se deve, segundo Correa *et al.* (2008) a este elemento estar intimamente relacionado com os fenômenos de estruturação e

agregação dos solos e as outras propriedades dos solos, tais como cor, capacidade de troca catiônica e aniônica (CTC e CTA), fixação de fósforo (P) e de metais pesados, dentre outras.

O ferro é um elemento versátil, que pode apresentar-se em diferentes fases e, conseqüentemente, com diferentes estados de oxidação. Devido a esse comportamento químico redox, diferentes tipos de materiais à base de óxidos de ferro são largamente empregados em diversos processos industriais para o tratamento de efluentes têxteis (Oliveira *et al.*, 2004). Estudos como o de Souza (2006) e Siqueira *et al.* (2008) comprovam o uso e eficiência de compostos a base de óxido de ferro na remoção de corante têxteis. Destaca-se ainda, a eficiência do Fe na remoção do corante Direct Black 22 no estudo de Parsa; Chianeh (2012).

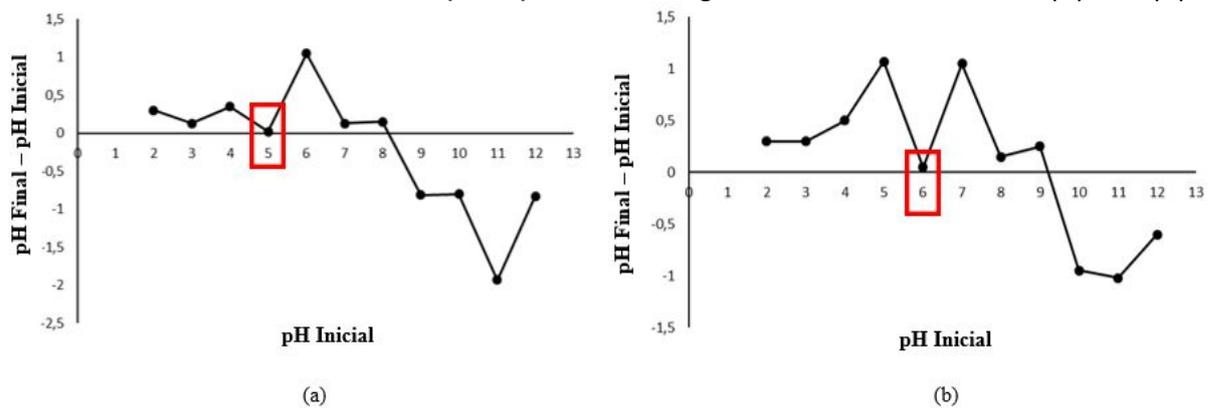
Analisando os dados da Tabela 5, observa-se que nas duas camadas de solo estudadas é o alto teor do poluente chumbo (Pb) e estrôncio (Sr), os quais podem estar ligados ao próprio processo de formação dos solos aluviais. Esses contaminantes são originários de diversas fontes, e são integrados temporariamente e espacialmente através de processos erosivos e deposicionais (IZQUIERDO; TYE; CHENERY, 2012).

Segundo Bertolini; Fungaro (2011), os óxidos de silício e alumínio facilitam a atração eletrostática entre os sítios negativamente carregados do adsorvente e as moléculas positivamente carregadas do corante e também por troca catiônica.

## 5.2 PONTO DE CARGA ZERO (PCZ)

É importante esclarecer que, dependendo do pH do efluente têxtil é possível que ocorra alguma repulsão entre o DB22 e o solo. Com isso, realizou-se um estudo para descobrir o valor de pH em que a adsorção de íons determinantes de potencial ( $H^+$  e  $OH^-$ ) é igual. Os resultados de PCZ indicaram o pH ácido para ambas as camadas do solo (Camada 1- Gráfico 4a e Camada 2 - Gráfico 4b). Na Camada 1, o PCZ foi de 5,02 e na Camada 2, de 6,05.

Gráfico 4- Resultados obtidos para ponto de carga zero das Camadas 1 (a) e 2 (b).



Fonte: Autora, 2019.

Esse resultado está relacionado à quantidade de argila e matéria orgânica em cada camada, de modo que a Camada 1 apresentou um PCZ mais baixo que a Camada 2. De acordo com Ribeiro *et al.* (2011), o PCZ do solo depende fundamentalmente do teor de matéria orgânica e da composição mineralógica da fração argila.

Essa relação do PCZ, da composição mineralógica e do conteúdo de matéria orgânica pode ser comprovada em vários estudos, como no de Baldotto; Velloso (2014). Foram avaliados cinco perfis de solo e, em cada perfil, foram adotadas as camadas superficial (0 a 20 cm) e subsuperficial (20 a 40 cm). Nas camadas superficiais foi identificada maior quantidade de matéria orgânica e argila, apresentando valores de PCZ que variaram entre 5,30 e 3,10. Já nas camadas subsuperficiais, os valores variaram de 6,60 a 4,40. Todos os solos estudados apresentaram maiores valores de PCZ na camada 20 a 40 cm.

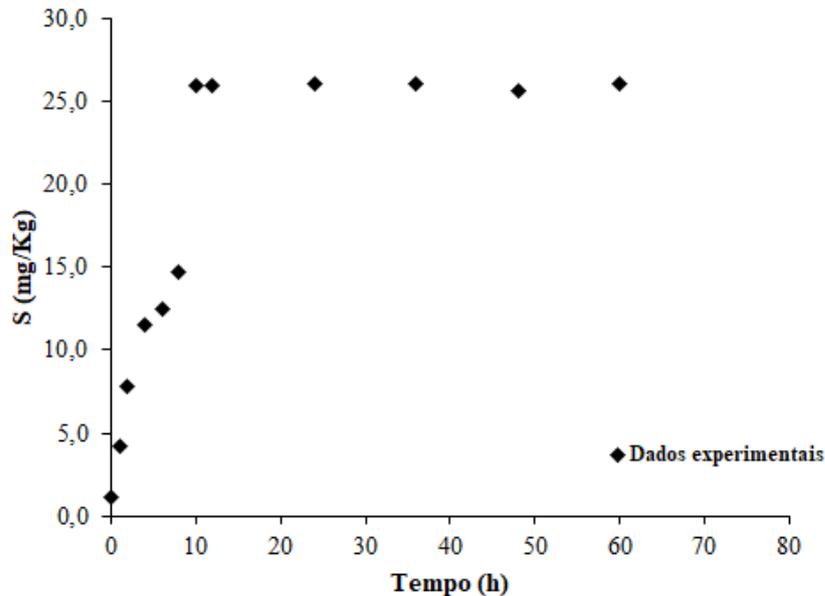
Os resultados do PCZ serviram para os ajustes de pH das soluções. É importante destacar que, em virtude da variedade de compostos químicos utilizados pela indústria têxtil, o pH desses efluentes é considerado diversificado. Isso foi demonstrado por estudos realizados por Ferraz (2011), que identificou a variação de pH no efluente têxtil, produzido em uma lavanderia na faixa de 6,1 a 9,6. Amorim (2013) também identificou oscilações de pH de 6,1 a 8,3, em diferentes amostras de efluente têxtil real. Desse modo, os ajustes de pH das soluções ficaram próximos aos valores de pH dos efluentes têxteis reais.

### 5.3 ESTUDO CINÉTICO

#### Solução corante hidrolisado

A cinética de sorção da solução hidrolisada do DB22 para Camada 1 é apresentada no Gráfico 5.

Gráfico 5- Curva da cinética de sorção para Camada 1 do depósito aluvionar.

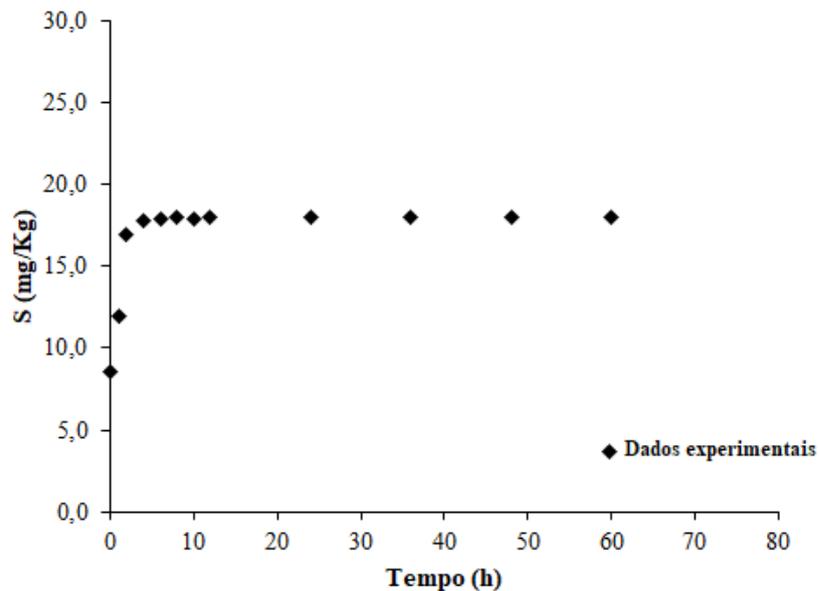


Fonte: Autora, 2019.

Observa-se que, a Camada 1 necessitou de 8 horas para atingir o equilíbrio, tendo adsorvido aproximadamente uma quantidade de DB22 de 122 mg/kg. Verifica-se que, no início do processo de adsorção, pode ter existido uma considerável quantidade de sítios vazios na superfície do solo, disponíveis para adsorverem as moléculas do adsorvato. Com o decorrer do tempo, o número de sítios vazios diminuiu e começou a ocorrer também a presença das forças repulsivas das moléculas do corante já adsorvidas, o que acabou dificultando o processo de adsorção nos sítios restantes.

A cinética de sorção da solução hidrolisada do DB22 para Camada 2 é apresentada no Gráfico 6.

Gráfico 6- Curva da cinética de sorção para Camada 2 do depósito aluvionar.



Fonte: Autora, 2019.

O tempo de equilíbrio de sorção do DB22 na Camada 2 foi de aproximadamente 4h, tendo adsorvido aproximadamente uma quantidade de 40 mg/Kg. A Camada 2 possui uma maior proporção de areia (94,14%). Os espaços (poros) entre os grãos são maiores e com isso promovem menor adsorção e conseqüentemente maior lixiviação do que na Camada 1.

Esses resultados indicam que o DB22 tem um maior potencial de ser sorvido na Camada 1 do que a Camada 2. Esse fenômeno pode ser explicado pela presença maior de argilominerais na camada 1, visto que o corante têxtil possui uma alta capacidade de interagir quimicamente com minerais do solo (DUARTE-NETO *et al.*, 2014). Alguns estudos comprovam a afinidade de argilominerais e corantes, como o de Santori *et al.* (2011) e Souza *et al.* (2016).

Outro fator de grande relevância é o teor de matéria orgânica presente nas camadas de solo estudado. É perceptível que a Camada 1 apresenta maior teor de MO, o que ocasiona uma reatividade potencialmente superior entre o solo e o corante. Segundo Linhares *et al.* (2010), a MO é um fator que influencia na maior sorção de substâncias orgânicas.

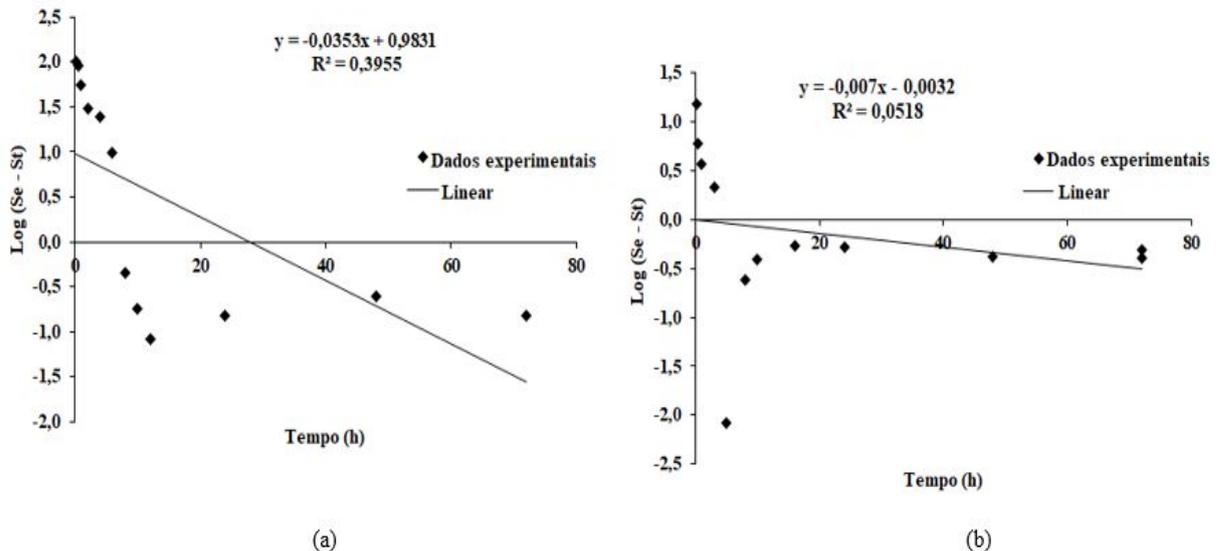
Estes resultados indicaram que para a mesma massa inicial de solo e concentração de corante, a taxa de adsorção foi maior para a Camada 1 do que a Camada 2. Isso é perceptível na curva da Camada 1 onde o aumento inicial é mais acentuado. Portanto, a Camada 1, com maior teor de carbono orgânico (1,26%),

menor teor de areia (82,42%) e maior CTC (7,4 cmolc dm<sup>-3</sup>), apresentou maior potencial de sorção (122 mg.kg). Enquanto que a Camada 2, com menor teor de carbono orgânico (0,97%), maior teor de areia (94,14%) e menor CTC (3,3 cmolc dm<sup>-3</sup>), teve um potencial de sorção menor (40mg.kg). Os parâmetros cinéticos são determinados a partir dos modelos de primeira e segunda ordem.

Os gráficos log (Se-St) versus t indicam a aplicabilidade do modelo de primeira ordem (Gráfico 7). Os gráficos lineares de t/St versus t indicam a aplicabilidade do modelo de segunda ordem (Gráfico 8).

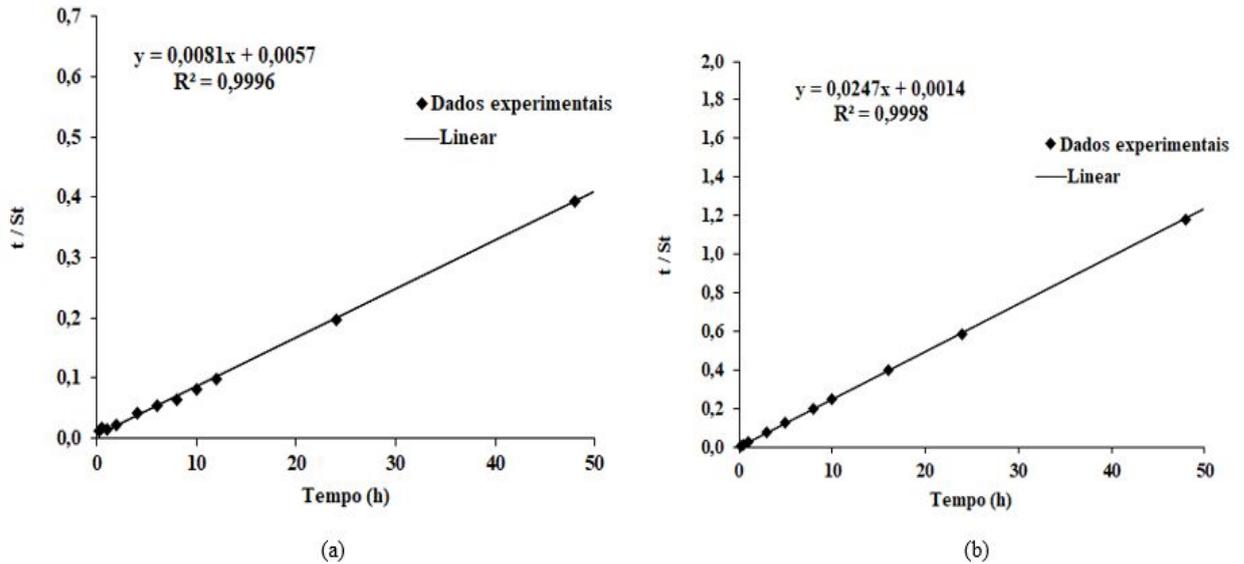
Os resultados para os modelos cinéticos de primeira e segunda ordem das taxas constantes de sorção k<sub>1</sub> e k<sub>2</sub> são apresentadas na Tabela 6, junto as capacidades de sorção em equilíbrio (Se<sub>1</sub> e Se<sub>2</sub>) e os coeficientes de determinação (r<sup>2</sup>).

Gráfico 7- Dados experimentais e linearizações para o modelo de primeira ordem para as Camadas 1 (a) e 2 (b).



Fonte: Autora, 2019.

Gráfico 8- Dados experimentais e linearizações para o modelo de segunda ordem para as Camadas 1 (superficial) (a) e camada 2 (subsUPERficial) (b).



Fonte: Autora, 2019.

Tabela 6- Parâmetros cinéticos ajustados nos modelos de primeira e segunda ordem para duas camadas do depósito aluvionar.

Solos	Capacidade de sorção	Taxa de sorção	Coefficiente de determinação
<b>Modelo primeira ordem</b>			
	$S_{e1}$ (mg. Kg)	$k1$	$r^2$
Camada 1	9,62	0,0813	0,3955
Camada 2	0,99	0,0161	0,0518
<b>Modelo segunda ordem</b>			
	$S_{e2}$ (mg. Kg)	$k2$	$r^2$
Camada 1	123,4568	0,011511	0,9996
Camada 2	40,4858	0,43578	0,9998

Fonte: Autora, 2019.

Os valores das capacidades de sorção em equilíbrio reiteram a maior afinidade de sorção do DB22 com a Camada 1, visto que pelos dois modelos ajustados os valores de  $S_{e1}$  e  $S_{e2}$  foram maiores.

Analisando os valores do coeficiente de determinação, percebe-se que o modelo de primeira ordem não se ajustou bem aos dados. O coeficiente da Camada 1 e Camada 2 foi baixo e não aceitável, os quais são 0,3955 e 0,0518, respectivamente. A constante de velocidade do modelo de primeira ordem para Camada 1 é de 0,0813 e 0,0161 para Camada 2.

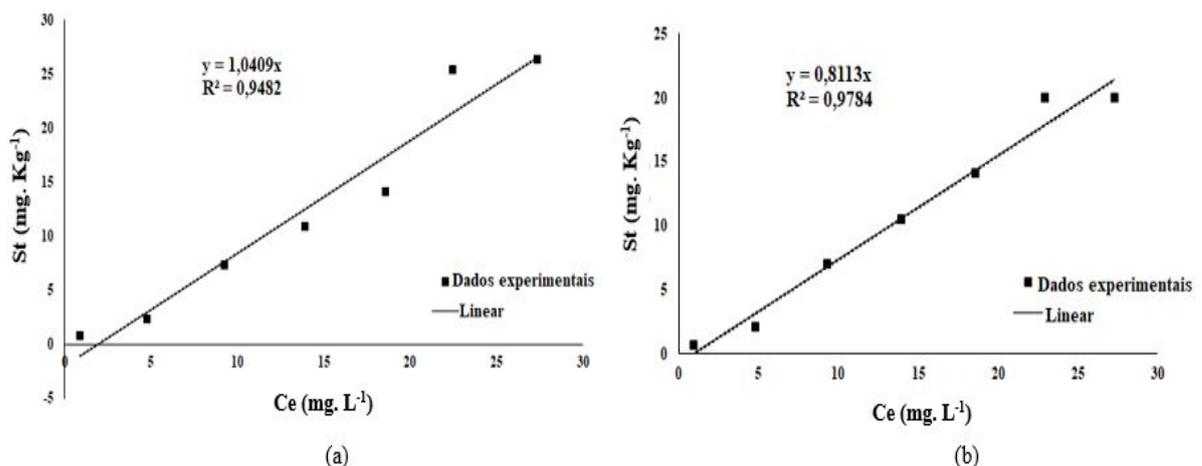
Já no modelo de cinética de segunda ordem, os resultados foram satisfatórios em ambas as camadas do solo, pois proporcionou o melhor ajuste, com coeficiente de correlação próximo de 1,0. O valor da constante de velocidade para Camada 1 foi de 0,011511 e para Camada 2 foi de 0,43578. Resultados similares foram encontrados por Lucena (2018) e Mahmoodi *et al.* (2011) em análises realizadas com DB22 e com o modelo de segunda ordem representando o processo de maneira mais fiel.

No que se refere ao tempo de equilíbrio, os resultados são condizentes com o apresentado por Caliman *et al.* (2009), que chegaram à conclusão de que o tempo de agitação de 8 horas é o mais adequado para a obtenção da adsorção de um corante do tipo azo em um solo que apresenta características granulométricas similares do solo estudado. Albanis *et al.* (2000) observaram sorção mais lenta para um corante tipo azo, em misturas de cinzas volantes com solo de baixo teor de matéria orgânica, entre 4 e 6 horas. Por conseguinte, o tempo escolhido para a agitação das isothermas para Camada 1 foi de 8h e para Camada 2 de 4 h.

#### 5.4 ISOTERMA DE SORÇÃO

Na Gráfico 9 são apresentadas as isothermas de sorção para a DB22 para as duas camadas, considerando o ajuste do modelo linear.

Gráfico 9- Isotherma de sorção para Camada 1 (a) e camada 2 (b).



Fonte: Autora, 2019.

O ajuste da isoterma na forma linear foi melhor para Camada 2, com coeficientes de determinação de 0,9482 para Camada 1 e 0,9784 para Camada 2.

Quanto aos coeficientes de partição solo-solução,  $K_d$ , para Camada 1 foi de 1,0409 e 0,8113 para Camada 2. Esse valor de partição indica que o DB22 tem potencial maior de retenção na Camada 1, enquanto na Camada 2 apresenta maior mobilidade.

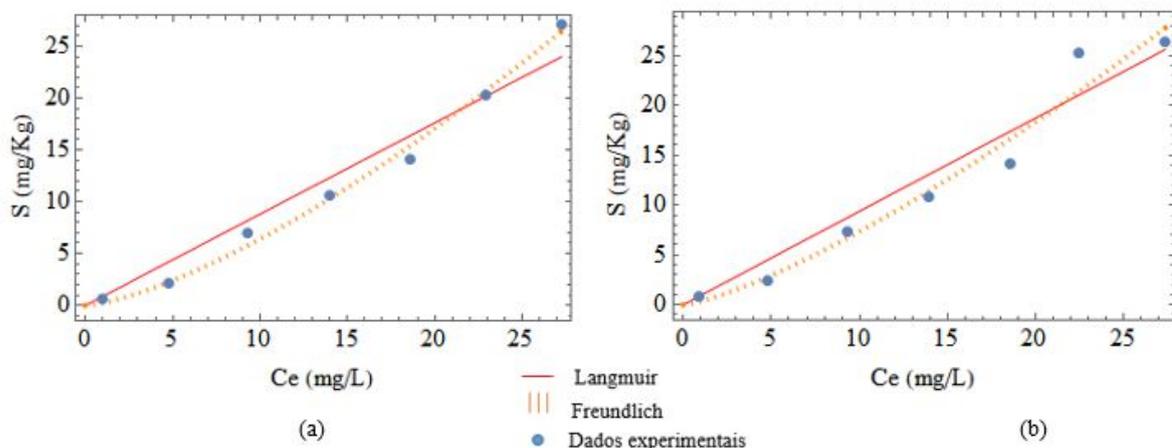
Pela classificação da IUPAC, as curvas de isotermas são classificadas do tipo 4, o que indica presença de microporos associados à mesoporos. Na curva desse tipo a interação é mais intensa a partir do ponto de inflexão. Hong *et al.* (2014) estudaram a adsorção de um corante de mesma estrutura molecular do DB22 em um solo arenoso, obtiveram a mesma classificação da isoterma.

Observando os pontos experimentais da Camada 1, verifica-se que ainda existe um crescimento da curva nas concentrações mais altas, indicando que ainda há capacidade de sorção. Já na Camada 2 a curva tende a se manter constante nas concentrações mais altas, demonstrando que os sítios de sorção já se esgotaram.

É importante destacar que são várias as concentrações de corante encontradas nos efluentes têxteis. Em média encontram-se entre 25 mg/L a 65mg/L (SANTOS, 2012; OLIVEIRA; SILVA; VIANA, 2013; LUCENA, 2018). Diante disto, Camada 1 apresenta sinais de maior capacidade de comportar as concentrações de corante DB22 dos efluentes têxteis, e com isso ser mais indicado para compor um SAC.

As isotermas de sorção do DB22 segundo o modelo de Freundlich e Langmuir para ambas as camadas do solo em estudo podem ser observadas nas Gráfico 10.

Gráfico 10- Ajustes dos modelos de Freundlich e Langmuir para as Camadas 1 (a) e 2 (b).



Fonte: Autora, 2019.

Analisando o gráfico, observa-se que as isotermas se ajustam melhor ao modelo de Freundlich. Contudo, os parâmetros dos modelos de Freundlich e Langmuir são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7- Parâmetros das isotermas de Langmuir e Freundlich para camadas do solo aluvionar do leito seco do Rio Capibaribe.

<b>Modelos</b>	<b>Parâmetros</b>	<b>Camada 1</b>	<b>Camada 2</b>
Freundlich	$K_F$	0,351678	0,247697
	$R^2$	0,985346	0,997321
Langmuir	$K_L$	-0,000106	-0,000911
	$R^2$	0,976213	0,983958
	$S_m$	8873,463	2494,062

Fonte: Autora, 2019.

Observa-se na Tabela 7, que os valores dos coeficientes de determinação do modelo Langmuir ( $R^2$ ) para ambas as camadas são bons, no entanto deve-se desconsiderar o modelo devido ao valor negativo de  $K_L$ , pois os valores negativos não possuem significado físico válido, indicando que o modelo não seguiu os pressupostos sobre os quais foi estabelecido (AMOSA *et al.*, 2016). Estudos como o de Kiurski *et al.*, (2012) e Potgieter *et al.*, (2018), também encontraram valores negativos para os ajustes do modelo Langmuir e chegaram à mesma conclusão.

Estudos como o de Caliman *et al.* (2009), Morris; Mooney; Young. (2008) e German-Heins; Flury (2000) realizaram os ajustes segundos os modelos de Langmuir e Freundlich para isoterma de um sistema com corante azo e um solo arenoso. Os autores obtiveram um  $K_L$  de 0,00365; 0,0124 e 0,0157, respectivamente. Esse valor pequeno indica que a energia de ligação entre solos arenosos e corantes do mesmo tipo do DB22 são baixas.

Portanto, entre os dois modelos, o de Freundlich foi o que melhor se ajustou aos dados experimentais tanto para Camada 1 quanto para Camada 2. Resultados similares foram encontrados por Rabelo (2018) em análises realizadas com o composto orgânico, Sulfadiazina e com as mesmas camadas de solo estudada. Pode-se destacar que o modelo de Freundlich tem sido utilizado para descrever isotermas de vários sistemas corante/solo: Tartrazina (corante azo) e solo nigeriano de características granulométricas similares ao deste estudo (DAWODU; AKPOMIE, 2016); Azul de Metileno e areia (SAEED; RAUF; ALALI, 2007). Os resultados dos

parâmetros de Freundlich encontrado nesse estudo estão concordantes com trabalhos da literatura.

Flury; Fluhler (1995) estudaram isotermas de sorção para um sistema com o corante azo Azul Brilhante FCF e um solo arenoso da Flórida, encontraram um valor de  $K_F$  igual 0,19, o que se assemelha ao valor encontrado para Camada 2 do estudo ( $K_F$ : 0,24).

Ugurlu (2009) realizando o estudo com o corante azo Remazol Red e solo com características mineralógicas, pH e temperatura semelhantes a Camada 1, obteve valor de  $K_F$  igual a 0,48, próximo ao valor encontrado neste estudo ( $K_F$ : 0,35).

Baocheng *et al.* (2008) determinaram o comportamento de adsorção de corantes azo (Vermelho Ácido 14) em solução aquosa em três solos dos Estado Unidos (DG06; GSE17200; GSE17201). O solo GSE17200 apresenta características granulométricas semelhante a Camada 1, o solo GSE17201 apresenta características granulométricas semelhantes com a Camada 2. Os valores de  $K_F$  para os dois solos foi de 0,48 e 0,32 respectivamente. Tais valores foram condizentes ao encontrado no presente estudo.

Os resultados de  $K_F$  provenientes das Camada 1 e Camada 2 confirmam que a matéria orgânica e a fração de argila contribuem para a sorção da DB22, já que esses valores são quantitativamente maiores na primeira camada.

Estudos de análise de solo apresentam grande relevância na implantação de um SAC. Silva; Ramos; Bernardes. (2018) e Sousa *et al.* (2001) em seus estudos analisaram a classe textural do solo utilizado como meio suporte em um SAC para tratar águas residuária, classificando-os como areia, o que se assemelha a granulometria do presente estudo.

Roques *et al.* (1991) estudaram a implantação de um SAC com areia de dolomita meio queimada como meio suporte. Para isso, realizaram ensaios de sorção do meio suporte, e obtiveram um  $K_F$  de 0,12, o que se assemelha ao valor da constante encontrado no trabalho estudado.

## 6 CONCLUSÕES

Em função dos resultados e de acordo com os objetivos específicos estabelecidos, pode-se concluir que a Camada 1 e Camada 2 do solo estudado apresentam classificação textural do tipo areia franca e areia, respectivamente.

A cinética de sorção do DB22 nas Camadas 1 e 2 é melhor representada no modelo de segunda ordem e as isotermas de sorção se ajustaram melhor nos modelos de Freundlich e Linear. O valor do coeficiente de partição,  $K_D$ , foi maior para Camada 1, indicando maior capacidade de retenção do composto. Os resultados de  $K_F$  das Camadas 1 e 2 confirmam que a matéria orgânica e a fração de argila contribuem para a sorção da DB22.

O presente estudo apresentou critérios importantes para um projeto de dimensionamento de um SAC, sendo esses as estimativas de concentrações de efluentes e a capacidade máxima de sorção da Camada 1 e Camada 2 do solo, reatividade do solo como o corante e características físico-químicas do solo relevantes para a tecnologia.

Diante dos resultados apresentados, conclui-se que a Camada 1 do solo aluvionar do leito seco do Rio Capibaribe demonstrou ser viável para compor um sistema alagado construído, uma vez que apresenta características físico-químicas tais como granulometria e natureza do sólido (sítios ativos) adequadas para tecnologia e se mostrara eficientes no processo de sorção do corante têxteis nas condições experimentais estabelecidas.

## 7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Ao longo deste estudo e considerando a complexidade da temática, constatou-se a impossibilidade de abordar todas as análises e nuances sobre o comportamento do DB22 no solo. Além de alguns ensaios que não puderam ser realizados ficando de sugestão para realizações posteriores:

- Estudar a influência da matéria orgânica na sorção e dessorção do DB22 no solo;
- Analisar o transporte e a sorção do corante Direct Black 22 em colunas de solos;
- Estudar a termodinâmica de adsorção, determinando os parâmetros de entalpia ( $\Delta H$ ), entropia ( $\Delta S$ ) e energia livre de Gibbs ( $\Delta G$ ), que indicam se o processo é espontâneo, exotérmico ou endotérmico;
- Realizar por meio de ensaio de Batch a biossorção do DB22 por uma macrófitas para compor o SAC;
- Implantar um protótipo de um sistema alagado construído com o solo estudado como meio suporte e analisar o tratamento de efluentes têxteis nesse sistema;
- Estudar a viabilidade técnica, econômica e ambiental na implantação de um SAC.

## REFERÊNCIAS

- ABREU, C. S. A. *et al.* Perfis estratégicos de conduta social e ambiental: estudos na indústria têxtil nordestina. **Gestão de Produção**, v. 15, n. 1, p. 159-172, 2008.
- ALBANIS, T.A. *et al.* Removal of dyes from aqueous solutions by adsorption on mixtures of fly ash and soil in batch and column techniques. **Global NEST Scientific Environmental Journal**, v.2, n. 3, p. 237-244, 2000.
- ALBRECHT, W.A; MCCALLA, T.M. The Colloidal Clay Fraction of Soil as a Cultural Medium. **American Journal of Botany**, v. 25, n.6, p. 403-407, 1938.
- ALKAN, M. *et al.* Sorption of acid red 57 from aqueous solution onto sepiolite. **Journal of Hazardous Materials**, v. 116, n. 1-2, p. 135-145, 2004.
- ALMEIDA, K.S.S.A. *et al.* Variabilidade espacial da condutividade hidráulica do solo saturado em latossolo amarelo distrocoeso, no município de cruz das almas. **Journal of irrigation drainage**, v. 22, n. 2, p. 259-274, 2017.
- AMARAL, N. M. S. *et al.* Utilização de garrafas em pet na construção de bacia de evapotranspiração para tratamento de esgoto. In: Workshop Internacional sobre Água no Semiárido Brasileiro, 2, 2015, **Anais**, Campina Grande: Editora UFPB, 2015, p. 1-6.
- AMORIM, S. M. *et al.* Influence of Redox Mediators and Electron Donors on the Anaerobic Removal of Color and Chemical Oxygen Demand from Textile Effluent. **Clean (Weinheim. Print)**, v. 41, p. 928-933, 2013.
- AMOS, M.K. *et al.* Turbidity and suspended solids removal from highstrength wastewater using high surface area adsorbent: Mechanistic pathway and statistical analysis. **Cogent Engineering**, v.3, p. 1-18, 2016.
- ARAÚJO, G.R. *et al.* Descoloração do corante têxtil índigo carmine por espécies de *Aspergillus*. In: Congresso Internacional de Ciências Biológicas, 1, 2013, **Anais**, Recife: Editora Unicap, 2013, p. 1-11.
- AYRANCI, E.; HODA, N.; BAYRAM, E. Adsorption of benzoic acid onto high specific area activated carbon cloth. **Journal of Colloid and Interface Science**, Maryland Heights, v. 284, n. 1, p. 83-88, 2005.
- AZEVEDO, D. D. *et al.* Occurrence of Nonylphenol and Bisphenol-A in Surface Waters from Portugal. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v.12,n.4,p.532-537, 2001.
- BAFANA, A.; DEVI, S. S.; CHAKRABARTI, T. Azo dyes: past, present and the future. **Environmental Reviews**, v.19, p.350-70, 2011.
- BALDOTTO, M.A; VELLOSO, A.C.X. Eletroquímica de solos modais e de sua matéria orgânica em ambientes tropicais. **Revista Ceres**, v.61, n.6, p. 1012-1021, 2014.
- BAOCHENG, Q. *et al.* Adsorption behavior of azo ye C.I. Acid Red 14 in aqueous solution on surface soils. **Journal of Environmental Sciences**, v. 20, p. 704-709, 2008.

BARRETO, L. Q. R. *et al.* **Eficiência de solo vegetado com bambu barriga de buda (*Bambusa tuldooidescv. Ventricosa*) família Poaceae, na remoção do hormônio 17 $\alpha$ -etinilestradiol de um efluente sanitário.** Dissertação – Universidade Federal de Goiás, 2017.

BARROS, A. R. B. **Remoção de íons metálicos em água utilizando diversos adsorventes.** 2001. 72f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química)-Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

BASHA, H. A. Multidimensional linearized nonsteady infiltration toward a shallow water table, **Water Resources Research**,36(9), 2567-2573.2000.

BERTOLINI, T.C.R; FUNGARO, D.A. Estudos de Equilíbrio e Modelagem Cinética da Adsorção do Corante Cristal Violeta sobre Zeólitas de Cinzas Leve e Pesada de Carvão. **Journal Cleaner Production**, v. 45, p. 1-10, 2011.

BHATTACHARYYA, K. G.; SARMA, A. Adsorption characteristics of the dye, Brilliant Green, on Neem leaf powder. **Dyes and Pigments**, v. 57, 211–222, 2004.

BLANCO, I. *et al.* Basic Oxygen Furnace steel slag aggregates for phosphorus treatment. Evaluation of its potential use as a substrate in constructed wetlands. **Water Research**. v. 89, p. 355-365, 2016.

BRAGA, R. **Águas de Areia**. 1 ed. Recife: Editora Ane, 2016.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências, Brasil, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Brasil, 2011.

BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 – Crimes e infrações administrativas contra o meio ambiente. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l9605.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm)>. Acesso em: 12 outubro. 2018.

BRUNAUER, S.; EMMETT, P. H.; TELLER, E. Adsorption of gases in multimolecular layers, **Journal of the American Chemical Society**, v. 60, n.2, p.309-319, 1940.

BRUNAUER, S.; EMMETT, P. H.; TELLER, E. Adsorption of gases in multimolecular layers, **Journal of the American Chemical Society**, v. 60, n.2, p.309-319, 1938.

BULUT, E; OZACAR, M; SENGIL, A. Equilibrium and kinetic data and process design for adsorption of Congo Red onto bentonite. **Journal of Hazardous Materials**, v. 154, p. 613-622, 2008.

BURKINSHAW, S. M. **Physico-chemical Aspects of Textile Coloration.** West Yorkshire: John Wiley & Sons, 2016. v. 53.

CALIJURI, M.C; GASPARINI, D. **Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013. 628 p.

CALIMAN, F.A. *et al.* Sorption of Acid Yellow 23 from aqueous solutions onto soil. **Afinidad**, v. 544, p. 465-473, 2009.

CARMO, A.I. **Sorção e transporte reativo do naftaleno em solos urbanos da região metropolitana do Recife, PE**. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Tecnologia Energética e Nucleares. Universidade Federal de Pernambuco, 2012.

CASTRO, A.S; FRANCO, C.R; CIDADE, M.J.A. Adsorção de Corantes Azul Indosol, Laranja Indosol e Vermelho Drimaren em Solução Aquosa por Argila Branca. **Revista Virtual Química**, v. 10, n. 5, p. 1-14, 2018.

CHANG, R. GOLDSBY, K.A. **Química**. 11 ed. São Paulo: AMGH Editora, 2013.

CIRILO, J.A. *et al.* **O Uso Sustentável dos Recursos Hídricos em Regiões Semi-Áridas**. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2007. 508p.

COOPER, P.F. *et al.* **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Swindon: WRc plc. 1996. 184 p.

CORREA, M. M. *et al.* Caracterização de óxidos de ferro de solos do ambiente tabuleiros costeiros. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 32, p.1017-1031, 2008.

COUTINHO, A.P. **Pavimento permeável como técnica compensatória na drenagem urbana da cidade do Recife**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, 2011.

CPRM - Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea Estado de Pernambuco. **Diagnóstico do Município de Santa Cruz do Capibaribe**. 2005.

CRITES, R.W. *et al.* Natural wastewater treatment systems. CRC Press, **Boca Raton**, Florida. 552 p, 2006.

DAN, A. *et al.* Removal of heavy metals from synthetic landfill leachate in lab-scale vertical flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**. v. 584, p. 742- 750, 2016.

DAWODU, M.O; AKPOMIE, K.G. Evaluating the potential of a Nigerian soil as na adsorbent for tartrazine dye: Isotherm, kinetic and thermodynamic studies. **Alexandria Engineering Journal**, v.4, p. 1110-0168, 2016.

DE PAOLI, A. C; VON SPERLING, M. Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, Bahia, v. 1, n. 2, p. 213-222, 2013.

DIAS JUNIOR, M. de S.; BERTONI, J. C.; BASTOS, A. R. R. **Física do solo**. Lavras: UFLA, 2000. 147 p. Apostila.

DUARTE-NETO, J. F. *et al.* Processos de adsorção de corantes em argilas esmectíticas: uma revisão. **Revista Eletrônica de Materiais e Processos**, v.9, n.1, p.51–59, 2014.

DUPOLDT, C. *et al.* **A Handbook of Constructed Wetlands**. A guide to creating wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater. v. 1. USA, 2000.

DURAND, J. C. G. Origens e evolução da indústria têxtil no Brasil. **Revista de Administração de Empresas**, São Paulo, v. 21, n. 2, p. 1850-1950, 1979.

EBELING, A. G. *et al.* Relação entre acidez e outros atributos químicos em solos com teores elevados de matéria orgânica. **Bragantia**, v. 67, n. 2; p. 429-439, 2008.

ECKENFELDER, W. W. **Industrial Water Pollution Control**. 2ª ed. New York: MacGraw-Hill, 1989.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2 ed. rev. e atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997.

EMBRAPA- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do estado de Pernambuco**. ISSN1517-5219. 2000.

EMBRAPA- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. ISSN 1806-3322. 2010.

EMBRAPA- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Guia Prático para Interpretação de Resultados de Análises de Solo**. ISSN 1678-1953. 2015.

EREN, E. *et al.* Investigation of a basic dye adsorption from aqueous solution onto raw and pre-treated sepiolite surfaces. **Dyes and Pigments**, v. 73:2, p. 162-167, 2007.

ESTEVEZ, F.A. **Fundamentos de limnologia**, 3ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011, 826p.

FERNÁNDEZ, Z. H. *et al.* EDXRF as an alternative method for multielement analysis of tropical soils and sediments. **Environmental Monit Assess**, 189:447. 2017.

FERRAZ, JR. A. D. N. *et al.* Textile effluent treatment in a UASB reactor followed by submerged aerated biofiltration. **Water Sci Technol**. V.64, p. 1581-1589, 2011.

FERREIRA, M. M. *et al.* **Física do solo**. Lavras: UFLA, 2003. 79 p.

FILIKOWSKA, U; RODZIEWICZ, J. Analysis of the Sorption Efficiency of Acid, Basic and Direct Dyes Using Chitosan, Fly Ashes Immobilized onto Chitosan and Modified Sawdust Immobilized onto Chitosan as Sorbents. **Adsorption Science & Technology**, v. 30, n. 6, p. 461-471, 2012.

FLORÊNCIO, T.M. **Degradação anaeróbia de efluente têxtil simulado com corante azo Direct Black 22 na presença de íons sulfato em reator anaeróbio de leite estruturado com fluxo ascendente.** Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo. Programa de Pós-Graduação em Engenharia hidráulica e saneamento, São Carlos, 2018.

FLURY, M; FLUHLER, H. Tracer Characteristics of Brilliant Blue FCF. **Soil Science Society of America Journal**, v.59, n.1, p.22-27, 1995.

FRANCO, R. **Identificação de corantes orgânicos artificiais em refrigerantes de laranja comercializados na região de Assis.** Monografia- Assis: Instituto Municipal de Ensino Superior de Assis, 2014.

FUJITA, R. M. L; JORENTE, M.J. A Indústria Têxtil no Brasil: Uma perspectiva histórica e cultural. **Revista ModaPalavra**, Santa Catarina, v. 8, n. 15, p. 153-174, 2015.

GAVAZZA, S; GUZMAN, J. J. L; ANGENET, L. T. Electrolysis within anaerobic bioreactors stimulates breakdown of toxic products from azo dye treatment. **Biodegradation**, v. 1, p. 1-10, 2015.

GERMÁN-HEINS, J; FLURY, M. Sorption of Brilliant Blue FCF in soils as affected by Ph and ionic strength. **Geoderma**, v. 97, p. 87-101, 2000.

GHEYI, H.R. *et al.* **Recursos hídricos em regiões semiáridas.** 1ª ed. Campina Grande: Editora Instituto Nacional do Semiárido, 2012. 282p.

GIKAS, G.D; TSIHRINTZIS, V.A. A small-size vertical flow constructed wetland for on-site treatment of household wastewater. **Journal Ecological Engineering**. v. 44, p. 337-343, 2012.

GILES, C.H. *et al.* Studies in adsorption. Part XI. A system of classification of solution adsorption isotherms, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific areas of solids. **Journal of the Chemical Society**, p. 3973-3993, 1960.

GODIM, M.V.S. **Estudo das transferências e transformações do antibiótico sulfametoxazol em solos no contexto tropical e temperado.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares. Universidade Federal de Pernambuco, 2009.

GONÇALVES, A.D.M.A; LIBARDI, P.L. Análise da determinação da condutividade hidráulica do solo pelo método do perfil instantâneo. **Revista Brasileira ciência do solo**. Minas Gerais, v. 37, n. 5, p. 1174-1184, 2013.

GRACIANI, F.S. Contaminantes emergentes: Azocorantes e PBTAs. **Revista Espacios**. Caracas, v. 35, n. 6, p. 1-7, 2014.

GUARANTINI, C. C. I.; ZANONI, M. V. B. Corantes Têxteis. **Química Nova**, v. 23, n. 1, p.71-78, 2000.

HERNÁNDEZ-CRESPO, C. *et al.* Performance of surface and subsurface flow constructed wetlands treating eutrophic waters. **Science of the Total Environment**, v. 595, p. 584-593, 2017.

HERNARES, M.N.P; CAMARGO, A.F.M. Treatment efficiency of effluent prawn culture by wetland with floating aquatic macrophytes arranged in series. **Brazilian Journal of Biology**. v.74,n.4,p. 906-912, 2014.

HILL, C. Report prepared for the South Florida Water Management District, West Palm Beach, FL. **PSTA Research and Demonstration Project Field-Scale Soil Amendment Study Report**. 2003.

HILLEL, D. **Environmental Soil Physics**. New York: Academic Press, 1998, 757 p.

HOFFMANN,H. *et al.* **Technology review of constructed wetlands Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment**. Alemanha: Deutsche Gesellschaft für, 2011.

HONG, J *et al.* Synthesis of pore-expanded mesoporous materials using waste quartz sand and the adsorption effects of methylene blue. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 30, p. 30-35, 2014.

HORVAT, A. J. M. *et al.* Analysis, occurrence and fate anthelmintics and their transformation products in the environment. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 31, p. 61-24, 2012.

IUPAC Recommendations. Pure and Applied. **Chemistry**, v.57, p.603-619, 1985.

IZQUIERDO, M.; TYE, A. M.; CHENERY, S. R.. Sources, **lability and solubility of Pb in alluvial soils of the River Trent catchment**, U.K.. *Science of the Total Environment*, v. 433, p. 110 – 122. 2012.

JESUS, B.M; WINCKLER, V.L. **Avaliação de um sistema de wetlands construído no pós-tratamento de efluente de frigorífico**. Monografia- Curitiba: Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2015.

KIM, B.; GAUTIER, M. *et al.* Performance evaluation of partially saturated vertical flow constructed wetland with trickling filter and chemical precipitation for domestic and winery wastewaters treatment. **Ecological Engineering**, v. 71, p. 41-47, 2014.

KIURSKI, J. *et al.* Adsorption feasibility in the Cr (Total) ions removal from waste printing developer. **Global NEST Journal**, v. 14, N. 1, p.18-23, 2012.

KIURSKI, K. *et al.* Adsorption efficiency of low-cost materials in the removal of Zn(II) ions from printing developer. **Acta Technica Corviniensis- Bulletin of Engineering**, v. 4, p.61-66, 2011.

KOZAK, C. *et al.* Verifying the efficacy in removing nutrients using wastewater treatment stations by constructed wetland. **Revista Recursos Hídricos**. v. 35, p. 69-76,2014.

KRISHNADYES Perfinaze Direct Dyes. Disponível em: <[http://www.krishnadyes.net/products/perfinaze/direct\\_dyes/direct\\_black\\_22.html](http://www.krishnadyes.net/products/perfinaze/direct_dyes/direct_black_22.html)>. Acesso em: 15 Junho 2018.

LALNUNHLIMI, S; KRISHNASWAMY, V. Decolorization of azo dyes ( Direct Blue 151 and Direct Red 31) by moderately alkaliphilic bacterial consortium. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 47, p. 1-8, 2016.

LEVAN, M.D; CARTA, G; YON, C.M., 1997, Adsorption and ion Exchange, In Perry R.H.andGreen D.W., Eds, **Perry's Chemical Engineers Handbook**, 7thEd. McGraw-Hill, New York, USA, 16.1-16.65.

LI, Y. *et al.* A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism. **Science of The Total Environment**, v. 15, p. 908-932, 2014.

LIMA, J. S. S. **Consequências ambientais e econômicas utilizando a técnica shade balls para a redução da evaporação em reservatórios de água no agreste pernambucano.** Monografia—Caruaru: Centro Universitário Tabosa de Almeida, 2018.

LIMA, L.R; SAMPAIO, Y.S.B. Custos Ambientais e a externalidade negativa das lavanderias têxteis do polo de confecção do Agreste de Pernambuco. In: Encontro Internacional sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente, 19, 2017, **Anais**, São Paulo: Editora USP, 2017, p. 1-16.

LIMA, M. C. P. **A metamorfose do belo: Uma análise do setor de confecções no Agreste Pernambucano.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife – PE, 2010.

LIMA, R.F.S. **Potencialidades dos Wetlands construídos empregados no pós-tratamento de esgotos: Experiências brasileiras.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, 2016.

LINHARES, L. A. *et al.* Utilização dos modelos de Langmuir e de Freundlich na adsorção de cobre e zinco em solos brasileiros. **Acta Agronômica**, v. 59, n.3, p. 303 – 315. 2010.

LOPES, R.C.S.Q. *et al.* Wetlands construídas na redução de carga orgânica de efluente de laticínio. **Revista eletrônica de ciência**. v. 9, n.1, p. 107-120, 2016.

LUCENA, L. M. **Estudo do processo de adsorção com o carvão ativado proveniente do endocarpo de coco (*COCCUS NUCIFERA L.*) para remoção de cor, DQO e toxicidade de efluente têxtil.** Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Caruaru-PE, 2018.

MACHADO, P. G. S; LONEL, J. N. **Práticas de reciclagem de resíduos têxteis: uma contribuição para a gestão ambiental no Brasil.** Monografia- Porto Alegre: Centro Universitário UNA, 2014.

MAHAN, B. M; MYERS, R. J. **Química, um curso universitário**, 4-ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1995. 582p.

MAHMOODI, N.M. *et al.* Synthesis, characterization and dye removal ability of high capacity polymeric adsorbent: Polyaminoimide homopolymer. **Journal of Hazardous Materials**, v. 198, p. 87-94, 2011.

MAINE, M.A. *et al.* Humedales construídos para tratamento de efluentes de industrias metalúrgicas en Santa Fe, Argentina. **Revista Tecnología y Ciencias del agua**. v. 7, n.1, p. 5-16, 2016.

MAIRI, J.P; LYIMO, T.J; NJAU, K.N. Performance of subsurface flow constructed wetland for domestic wastewater treatment. **Tanzania Journal of Science**. v. 38, n.2, p. 66-79, 2012.

MAPANDA, F. *et al.* The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v.107, p.151–165, 2005.

MARCELINO, D.M.S. **Avaliação da remoção de cor, matéria orgânica e sulfato de efluente têxtil através de reatores biológicos sequenciais**. Dissertação de Mestrado. Programa de pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Pernambuco, 2013.

MARSOLLA, L.D. **Avaliação da adsorção do herbicida 2,4-Dem carvão ativado em pó utilizando água com diferentes qualidades**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Espírito Santo. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Vitória-ES, 2015.

MARTINS, J. M.F; MERMOUD, A. Sorption and biodegradation of four nitroaromatic herbicides in mono and multi-solute saturated/unsaturated soil batch systems. **J. Countam. Hydrology**, v. 33, p. 187-210, 1998.

MATOS, A.T; BRASIL, M.S; LO MONACO, P.A.V. Efeito da taxa de carregamento sobre a remoção de poluentes de esgoto em sistemas alagados construídos. **Revista Engenharia agrícola**. v. 33, n.2, p. 319-331,2013.

MATOS, A.T; MATOS, M.P.**Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2017,371p.

MATSUI, M.; SHIBATA, K; TAKASE, Y.; Ozonolysis of 1-phenylazo-2-naphthol. **Dyes and Pigments**, v. 5, p. 321-328 ,1984.

MITTERSTEINER, M; SCHMITZ, F; BARCELLOS, I.O. Reuse of dye-colored water post-treated with industrial waste: Its adsorption kinetics and evaluation of method efficiency in cotton fabric dyeing. **Journal of Water Process Engineering**, v. 17, p. 181-187, 2017.

MIYAZAKI,T. **Water Flow in Soils**. 2 ed. Boca Raton, FL. 2006. 435 p.

MOHAMMED,A; BABATUNDE,A.O. Modelling heavy metals transformation in vertical flow constructed wetlands. **Ecological Modelling**. v. 354, p. 62-71, 2017.

MOHANA, S. *et al.* Response surface methodology for optimization of médium for decolorization of textile dye Direct Black 22 by a novel bacterial consortium. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 562-569. 2008.

MONTEIRO, V.R.C. **Wetlands construídos empregados no tratamento descentralizado de águas cinzas residencial e de escritório**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, 2014.

MOREIRA, S.N. *et al.* Structure of pond vegetation of a vereda in the Brazilian Cerrado. **Rodriguésia**, v.62, n.4, p.721–729. 2011.

MORRIS, C; MOONEY, S.J; YOUNG, S.D. Sorption and desorption characteristics of the dye tracer, Brilliant Blue FCF, in Sandy and clay soils. **Geoderma**, v. 146, p. 434-438, 2008.

MOURA JÚNIOR, E.G. *et al.* Aquatic macrophytes of Northeastern Brazil: Checklist, richness, distribution and life forms. **Check list: Journal of species lists and distribution**. v.9, p. 298-312, 2013.

MOURA JÚNIOR, E.G. *et al.* MEDEIROS, D.P.W; PIMENTEL, R. M.M; ZICKEL, C.S. Diversidade de plantas aquáticas vasculares em açudes do parque estadual de dois irmãos (pedi), Recife-Pe. **Revista de Geografia**. v.26, n.3, p. 278-293,2009.

MPPE – Ministério Público de Pernambuco. **Caruaru: lavanderias devem se adequar a legislação ambiental**. Disponível em: <<http://www.mppe.mp.br/mppe/index.php/comunicacao/noticias/ultimasnoticias-noticias/3595-caruaru-lavanderias-devem-se-adequar-a-legislacao-ambiental>>. Acesso em: 10 nov. 2018.

NASCIMENTO, R. F. *et al.* **Adsorção: Aspectos Teóricos e Aplicações Ambientais**. 1 ed. Fortaleza: Editora Imprensa Universitária, 2014. 256 p.

NASCIMENTO, R. F. *et al.* Avaliação do desempenho de macrófitas do gênero lemna na remoção de nutrientes em diferentes concentrações do corante Indosol Azul SF-GL. In: Simpósio Ítalo-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 14, 2018, Foz do Iguaçu, **Anais**, Foz do Iguaçu: Editora ABES, 2018, p. 1-6.

NELSON, D.L; COX, M.M. **Princípios de Bioquímica de Lehninger**. 6 ed. Porto Alegre: Artmed, 2014.

NEVES, E.L. *et al.* Plantas aquáticas vasculares em uma lagoa de planície costeira no município de Candeias, Bahia, Brasil. **Sitientibus Série Ciências Biológicas**, v. 6, n.1, p. 24–29. 2006.

NIEBISCH, C.H. *et al.* Assessment of Heteroporusbiennissecretion extracts for decolorization of textile dyes. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 88, p. 20-28, 2014.

OLIJNYK, D.P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (*wetlands*) de fluxos vertical e horizontal –sistemas híbridos**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, 2008.

OLIVEIRA, C.A.S. **Tratamento de Corante têxtil por eletrólise, fotólise e fotocatalise utilizando LED UV**. Dissertação de mestrado. Programa de pós-graduação em tecnologia. Universidade Estadual de Campinas, 2013.

OLIVEIRA, E. M. *et al.* Influência da matéria orgânica sobre a cultura da alface. **Engenharia Ambiental**, v.6, p.285-292, 2009.

OLIVEIRA, L. C. A. *et al.* Fe<sub>3</sub>-xMnxO<sub>4</sub> catalysts: phase transformations and carbon monoxide oxidation . **Applied Catalysis A- General**, v.2, n. 259, p. 253-259,2004.

OLIVEIRA, R.F. **Estudo da Adsorção de Cromo Hexavalente em Altas Concentrações**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Porto Alegre, 2013.

OLIVEIRA, R.V; BRAGA, B.M. Território comercial de Toritama: persistência e metamorfoses da informalidade. **Revista de ciências sociais**, ISSN 1517-5901, Paraíba, n. 41, p. 193-225, 2014.

OLIVEIRA, S.P; SILVA, W.L.L; VIANA, R.R. Avaliação da capacidade de adsorção do corante azul de metileno em soluções aquosas em caulinita natural e intercalada com acetato de potássio. **Cerâmica**, v. 59, p. 338-344, 2013.

OZCAN, A.S; ERDEM, B; OZCAN, A. Adsorption of Acid Blue 193 from aqueous solutions onto Na–bentonite and DTMA–bentonite. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 280, p. 44-54, 2004.

PAIVA, A.L.R. *et al.* Filtração em margem para indução de recarga e melhoria da qualidade de água – estudo de caso: rio Beberibe. **Águas Subterrâneas**, v. 24, n. 1, p. 103-114, 2010.

PARSA, J.B., CHIANEH, F.N. Evaluation of electro-coagulation method for decolorization and degradation of organic dyes in aqueous solutions. **Korean J. Chem. Eng.** 1-6. <https://doi.org/10.1007/s11814-012-0065-5>. 2012.

PELLISSARI, C. *et al.* Wetlands construídos de fluxo vertical empregado no tratamento de efluente de bovinocultura leiteira. **Revista Gestão e Tecnologias ambientais**. v. 1, n.2, p. 223-233, 2013.

PHILIPPI, L. S., SEZERINO, P.L. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis, Santa Catarina. Ed do autor. 144 p., 2004.

PIZATO, E. **Avaliação da capacidade de remoção de corante têxtil pelo fungo *lasiodiplodia theobromae* MMPI em efluente sintético e industrial**. Dissertação de Mestrado. Programa de pós-graduação em tecnologia de processos químicos e bioquímicos. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2013.

PLIESKI, G. L. A. *et al.* Avaliação de métodos analíticos para determinar acidez em solos com alto teor de matéria orgânica. **Revista Universidade Rural**, v. 24, n.2, p. 15-21, 2004.

POÇAS, C.D. **Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário: controle de nutrientes**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação ambiente, saúde e sustentabilidade. Universidade de São Paulo, 2015.

POLETO, C. **Bacias hidrográficas e recursos hídricos**. 1 ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2014. 272 p.

POMPÊO, M. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros**. 1 ed. São Paulo: Instituto de Biociência da USP, 2017. 138p.

POTGIETER, J.H; PEARSON, S; PARDESI, C. Kinetic and Thermodynamic Parameters for the Adsorption of Methylene Blue Using Fly Ash under Batch,

Column, and Heap Leaching Configurations. **Coal Combustion and Gasification Products**, v. 10, p. 23-33, 2018.

PRATA, R.C.C. *et al.* Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com lírio-amarelo. **Revista Engenharia agrícola**. v. 33, n.6, p. 1144-1155, 2013.

PREVEDELLO, C.R. **Física do solo com problemas resolvidos**. Curitiba: Salesward-Discovery, 1996. 446 p.

RABELO, A. E. C. G. **Retenção e mobilidade da Sulfadiazina em um aluvionar do Alto do Capibaribe**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, Recife-PE, 2018.

RAJI, C.; ANIRUDHAN, T.S. Batch Cr (VI) removal by polyacrylamide-grafted sawdust: kinetics and thermodynamics. **Water Research**, v. 32, p. 3772-3780.1998.

REBELO, F. M. R. **Remoção de corantes têxteis usando resíduos industriais adsorventes naturais de baixo custo**.2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente). Porto: Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, 2000.

REGALBUTO, J. R.; ROBLES, J. **The engineering of Pt/Carbon Catalyst Preparation**, University of Illinois: Chicago, 2004.

REICHARDT, K.; TIMM, L. C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. Barueri, SP: Manole, 2004. 500 p.

REIS, A; SERBENT, M.P; RODRIGUES, E.B. Proposta de utilização de Wetlands construídos para o tratamento de efluentes da floresta nacional de Ibirama/SC. In: Simpósio Brasileiro sobre Wetlands construídos, 2, 2015, Curitiba, **Anais**, Curitiba: Editora UTFPR, 2015, p. 1-10.

RIBEIRO, B.T. *et al.* Cargas superficiais da fração argila de solos influenciadas pela vinhaça e fósforo. **Química Nova**, v. 34, p. 5-10, 2011.

RICHARDS, L.A. Capillary conduction of liquids through porous medium. **Physics, New York**, v.1, p.318-333, 1931.

RIGGIO, V.A. *et al.* Constructed wetlands for the reuse of industrial wastewater: a case-study. **Journal of Cleaner Production**, v. 171, p. 1-31, 2017.

ROCHA, R. M.; SILVA JÚNIOR, L. Inovação e Competição: Um Estudo de Casopara o Arranjo Produtivo de Confecções do Agreste Pernambucano. **Revista Gestão e Desenvolvimento**, Rio Grande do Sul, v. 1, n. 1, p. 2446-8738, 2014.

RODRIGUEZ, T.T. *et al.* Permeabilidade de solo laterítico por diferentes métodos. **Revista Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**. Londrina. v. 36, n. 2, p. 17-32, 2015.

ROQUES, H; NUGROHO, L; JEUDY, L; LEBUGLE, A. Phosphorus removal from wastewater by half-burned dolomite. **Water Research**, v. 25, n.8, p. 959-965. 1991.

SÁ LUIS, P.M.S. Remoção de cor em efluentes têxteis por adsorção em materiais inorgânicos de origem natural. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Porto. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Porto, 2009.

SAEED, B.B; RAUF, M.A; ALALI,S.S. Removal of Methylene Blue from aqueous solution by adsorption on sand. **Dyes and Pigments**, v. 74, p. 85-87, 2007.

SAEED, T; SUN, G. Enhanced denitrification and organics removal in hybrid wetland columns:Comparative experiments. **Bioresource Technology**. v. 102, p. 967-974, 2011.

SALINAS, T *et al.* Design and testing of a pilot scale magnetic separator for the treatment of textile dyeing wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 218, p. 562-568, 2018.

SANTA CRUZ DO CAPIBARIBE. **Dados regionais**. Disponível em: < <http://www.santacruzdocapibaribe.pe.gov.br>>. Acesso em: 09. Outubro. 2018.

SANTORI, R.A. *et al.* Adsorção do corante azul de metileno em partículas de argilominerais: análise dos tamanhos das partículas. **Química Nova**, v. 34, n.4, p.584-588, 2011.

SANTOS, B. R. T. **Efeito de diferentes doadores de elétrons e da variação de concentração de sulfato na descoloração reductiva do corante direct black 22**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Recife-PE, 2012.

SANTOS, E. A. **Funcionalização, caracterização e estudos de aplicação ambiental do argilomineral Haloisita**.

SARAYU, K.; SANDHYA, S. Current Technologies for Biological Treatment of Textile Wastewater– A Review. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 167, n. 3, p. 645-661, 2012.

SCHMITZ, F; BARCELLOS, I.O. Reuse of dye-colored water post-treated with industrial waste: Its adsorption kinetics and evaluation of method efficiency in cotton fabric dyeing. **Journal of Water Process Engineering**, v. 17, p.181-187, 2016.

SCHOLZ, M. Dye wastewater treatment by vertical-flow Constructed Wetlands. **Sustainable Water Treatment**, v. 70, p. 191-213, 2019.

SEBRAE- Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas. **Estudo Econômico do Arranjo Produtivo Local de Confecções do Agreste Pernambucano**, 2012. Pernambuco: Sebrae/PE, p.151, 2013.

SEZERINO, P.H et al. **Wetlands construídos horizontais aplicados no tratamento descentralizado de esgoto**. Revista Engenharia e Construção Civil, Curitiba, v.2, n.2, p.1-10, jul/dez., 2015.

SHACKLEY, M. S. An introduction to X-Ray Fluorescence (XRF) Analysis in Archaeology. **Geoarchaeology**, p 7 – 44. 2011.

SHU, H.Y; CHANG, M. C. Pre-ozonation coupled with UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> process for the decolorization and mineralization of cotton dyeing effluent and synthesized C.I. Direct Black 22 wastewater. **Journal Hazardous Materials**, v. 121, p. 127-133, 2005.

SILVA, A. C.S. **Estudo cinético da transesterificação de triacilgliceróis utilizando catálise enzimática**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Curitiba, 2012.

SILVA, C.S; RAMOS, M.L.G; BERNARDES, R.S. Remoção de sais em wetlands construídos no tratamento de esgotos domésticos primário. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 6, n.1, p.125-138, 2018.

SILVA, D.F.M. **Produção de adsorvente a partir da casca de batata para a remoção do corante Direct Black 22 de efluentes industriais sintéticos**. Monografia—Caruaru: Centro Universitário Tabosa de Almeida, 2017.

SILVA, L. *et al.* Sorção do corante aniônico Vermelho Reativo RB na celulose: estudo da influência do pH e da cinética de adsorção. In: Congresso Brasileiro de Química, 47, 2013, Rio de Janeiro, **Anais**, Rio de Janeiro: Editora CBQ, p. 1-4, 2013.

SILVA, M. A. S. *et al.* Atributos físicos do solo relacionados ao armazenamento de água em um Argissolo Vermelho sob diferentes sistemas de preparo. **Ciência Rural**, 35:544-552, 2005.

SILVA, N. F. *et al.* Distribuição de solutos em colunas de solo com Vinhaça. **Irriga, Botucatu**. Edição Especial, p. 340-350, 2012.

SILVA, S. C; BERNARDES, R.S; RAMOS, M.L.G. Remoção de matéria orgânica do esgoto em solo de *wetland* construído. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 20, n.4, p. 533- 542, 2015.

SILVA, W.J; CABRAL NETO, J.P.C. Poluição por particulados químicos no Rio Capibaribe lançados pelas lavanderias industriais têxteis na cidade de Toritama. In: WORKSHOP INTERNACIONAL SOBRE ÁGUA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO,3, 2017, Campina Grande, **Anais**, Campina Grande: editora realize, 2017. p.1-6.

SIQUEIRA, G.F. *et al.* Decomposição de corantes reativos por fotocatalise utilizando resíduo de beneficiamento de granito. In: Congresso Brasileiro de Química, 48, 2008, Rio de Janeiro, **Anais**, Rio de Janeiro: Editora CBQ, 2008, p. 1-3.

SOUSA, R.F; NASCIMENTO, J.L; FERNANDES, E.P; LEANDRO, W.M; CAMPOS, A.B. Matéria orgânica e textura do solo em veredas conservadas e antropizadas no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**,v. 15, n. 8, p. 861-866, 2011.

SOUZA, C.F. *et al.* Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reuso agrícola. **Revista Ambiente e água**. v. 10, n.3, p.587- 597, 2016.

SOUZA, C.R.L. **Degradação de corantes reativos e remediação de efluentes têxteis por processos avançados envolvendo ferro metálico**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Química, Curitiba, 2006.

SOUZA, L. S. *et al.* Mesoporous activated carbon from industrial laundry sewage sludge: Adsorption studies of reactive dye Remazol BrilliantBlue R. **Chemical Engineering Journal**, v. 303, p. 467–476, 2016.

SOUZA, M.L. M. **Transporte e sorção de agroquímico paclobutrazol em solos irrigados cultivados com manga**. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Tecnologia Energética e Nucleares. Universidade Federal de Pernambuco, 2006.

TEIXEIRA, V. G; COUTINHO, F. M. B.; GOMES, A. S. Principais Métodos De Caracterização Da Porosidade De Resinas À Base De Divinilbenzeno. **Química Nova**, São Paulo, v. 24, n. 6, p.1-2, 2001.

TESKE, F.F; WARTCHOW,D. Implantação de um Wetland construído híbrido para polimento de efluente de doméstico. In: Congresso ABES Fenasan,, 2017, Porto Alegre, **Anais**, Porto Alegre: Editora ABES, 2017, p.1-10.

TONIOLLO, M; ZANCAN, N.P; WUST, C. Indústria têxtil: sustentabilidade, impactos e minimização. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL,6, Porto Alegre, **Anais**, Porto Alegre: Editora IBEAS,2015. p. 1-5.

TORRES-BOJOGES, A; TELEJA, F.Z.A. Carbamazepine removal in three pilot-scale hybrid wetlands planted with ornamental species. **Ecological Engineering**. v. 98, p. 410-417, 2017.

TREIN, C.M. *et al.* Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Revista Ambiente construído**. v. 15, n. 4, p. 351-367, 2015.

UGURLU, M. Adsorption of a textile dye onto activated sepiolite. **Microporous and Mesoporous Materials**, v.119, p.276-283,2009.

USDA- DEPARTAMENTO DE AGRICULTURA DOS ESTADOS UNIDOS. **Soil Survey Manual**. Agriculture Handbook, n. 18, 1951, p. 639.

VAHDAT, A. *et al.* Decomposition and decoloration of a direct dye by electron beam radiation. **Radiation Physics and Chemistry**, v. 79, p. 33-35, 2010.

VALE, B.R.C. *et al.* Efeito da estrutura molecular de ligantes de superfície em pontos quânticos de CdTe dispersos em água. **Revista Química Nova**. São Paulo, v. 38, n. 1, p. 22-29, 2015.

VIEIRA, M. L. **Propriedades físico-hídrico-mecânicas do solo e rendimento de milho submetido a diferentes sistemas de manejo**. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2006.

VIMONSES, V. *et al.* Kinetic study and equilibrium isotherm analysis of congo red adsorption by clay materials. **Chemical Engineering Journal**, v. 148, p. 354-364, 2009.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014,472p.

VON SPERLING, M; SEZERINO, P.H. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. **Boletim Wetlands Brasil**. Dezembro, 2018.

WEBER, E. J; STICKNEY, V. C.; Hydrolysis kinetics of Reactive Blue 19-Vinyl Sulfone. **Water Research**, v.27, p. 63-67, 1993.

XAVIER, L.R.C.C. *et al.* Floristic surveys of aquatic macrophytes in reservoirs in the Agreste zone of Pernambuco State, Brazil. **Brazilian Journal of Botany**. v. 35, p. 313-3188, 2012.

XAVIER, L.R.C.C. *et al.* Urbanization effects on the composition and structure of macrophytes communities in a lotic ecosystem of Pernambuco State, **Brazil**. **Brazilian Journal of Biology**. v. 76, n.4, p. 1-10, 2016.

YAGUB, M. T. *et al.* Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: A review. **Advances in Colloid and Interface Science**. v.209, n.0, p.172-184, 2014.

YANEVA, Z.; KOUMANOVA, B. Comparative modeling of mono and dinitrophenols sorption on yellow bentonite from aqueous solutions. **Journal of Colloid and Interface Science**, v.293, p.303-311, 2006.

ZHANG, W. *et al.* Adsorption of anionic dyes from aqueous solutions using chemically modified straw. **Bioresource Technology**, v. 117, p. 40-47, 2012.

ZINATO, T.M.C; GUIMARÃE, M.M. Estudo sobre a utilização de “Wetlands” construídas para tratamento de águas residuárias no Brasil. In: Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 8,2017, Campina Grande, **Anais**, Campina Grande: Editora IBEAS, p. 1-9, 2017.