



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

LUAN ALVES FURTADO

**EFEITO DO BIOCHAR NO TRANSPORTE E RETENÇÃO DOS CORANTES
DIRECT BLACK 22 E REMAZOL BLACK B EM SOLO ALUVIONAR DO ALTO
CAPIBARIBE**

Caruaru
2023

LUAN ALVES FURTADO

**EFEITO DO BIOCHAR NO TRANSPORTE E RETENÇÃO DOS CORANTES
DIRECT BLACK 22 E REMAZOL BLACK B EM SOLO ALUVIONAR DO ALTO
CAPIBARIBE**

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

Área de concentração: Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Artur Paiva Coutinho

Coorientador: Dr. Severino Martins dos Santos Neto

Caruaru

2023

Catálogo na fonte:
Bibliotecária – Nasaré Oliveira - CRB/4 - 2309

F992e Furtado, Luan Alves.
Efeito do biochar no transporte e retenção dos corantes direct black 22 e remazol black B em solo aluvionar do Alto Capibaribe. / Luan Alves Furtado. – 2023.
113 f.; il.: 30 cm.

Orientador: Artur Paiva Coutinho.
Coorientador: Severino Martins dos Santos Neto.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CAA, Programa de Pós - Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2023.
Inclui Referências.

1. Poluentes. 2. Solos - Descontaminação. 3. Adsorção. 4. Resíduos industriais. I. Coutinho, Artur Paiva (Orientador). II. Santos Neto, Severino Martins dos (Coorientador). III. Título.

CDD 620 (23. ed.) UFPE (CAA 2023-001)

LUAN ALVES FURTADO

**EFEITO DO BIOCHAR NO TRANSPORTE E RETENÇÃO DOS CORANTES
DIRECT BLACK 22 E REMAZOL BLACK B EM SOLO ALUVIONAR DO ALTO
CAPIBARIBE**

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

Área de concentração: Tecnologia Ambiental.

Aprovada em: 10/02/2023.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Artur Paiva Coutinho (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Antonio Celso Dantas Antonino (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Claude Hammecker (Examinador Externo)
Institut de Recherche pour le Développement

Prof. Dr. José Romualdo de Sousa Lima (Examinador Externo)
Universidade Federal do Agreste de Pernambuco

À Edjalma Alves, minha maior inspiração, e
João Vieira, meu maior incentivador, eu dedico!

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, que me protegeu e guardou ao longo desta batalha; mesmo nos dias mais nublados, me manteu forte, perseverante e corajoso.

Aos meus pais, Edjalma Alves e João Vieira, por todo o trabalho árduo, suporte e incentivo, que alimentaram meus sonhos e instigaram minhas pequenas grandes conquistas. Ao meu irmão Hugdeleyon Alves, e à minha cunhada Tatiane Furtado, pelo apoio e carinho ao longo deste trajeto. Ao meu avô, Francisco Vieira, pelo seu amor e pelas suas incontáveis orações, que me acalentaram e protegeram nos momentos mais difíceis dessa trajetória.

À Alda Viana e Kelly Simone, pela amizade, pelas mensagens de apoio e também pelas broncas que me fizeram levantar e tentar mais uma vez, quando tudo parecia impossível.

Ao meu orientador, professor Artur Paiva Coutinho, pela paciência, incentivo, respeito e por acreditar em meu trabalho, abrindo portas para oportunidades que me engrandeceram pessoal e profissionalmente. Também reconheço e agradeço o seu esforço na garantia do financiamento da pesquisa e concessão da bolsa de mestrado, que possibilitaram a minha residência na cidade de Caruaru e a conclusão desta pesquisa.

Ao meu coorientador, Severino Martins, pela presença, preocupação, apoio ao longo da realização dos ensaios e todo o suporte para o desenvolvimento da pesquisa, sempre atento e solícito.

À Josielly Braz, pela companhia, empatia, amizade e por todo o suporte, dentro e fora de laboratório, sem o qual o desenvolvimento desta pesquisa não teria sido possível. Ao seu esposo, Raniel Ferreira, e à sua filha, Luna Ranielly, essencialmente pela compreensão, altruísmo, respeito e carinho.

À professora Erika Marinho e a todos os técnicos e químicos do Laboratório de Química - UFPE/CAA, especialmente ao Sr. Henrique, pelo acolhimento, orientações e imensa ajuda ao longo da realização de diferentes análises e ensaios.

Ao professor Antônio Censo, por garantir o suporte necessário à realização dos ensaios em coluna no Laboratório de Transporte de Solutos - DEN/UFPE. À Manuella Virginia e Marco Aurelio, pela instrução em laboratório, por todo o suporte e acompanhamento, cruciais ao êxito deste trabalho.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), que, por meio do projeto Biotec-Semiárido, concederam a bolsa de mestrado e aportes financeiros, indispensáveis à conclusão deste estudo.

“Um dia vazio, mesmo claro e puro, como qualquer noite, é escuro.” (FRANK, 1947, p. 235)

RESUMO

A escassez hídrica representa um dos principais problemas enfrentados no semiárido brasileiro. O estado de Pernambuco concentra 90% do seu território nesta região e abriga, no Agreste, um dos principais complexos industriais de confecção do país, que produz volumes exorbitantes de efluentes têxteis contaminados, que são lançados de forma indiscriminada no meio ambiente, ameaçando a qualidade dos solos e reservas hídricas aluvionares. A utilização de biorremediadores tem se tornado uma estratégia para a descontaminação de efluentes da indústria têxtil, devido à sua acessibilidade e baixo custo. Nesta perspectiva, o presente estudo avaliou o impacto da adição do biochar da casca de café (BC) na mobilidade e retenção dos corantes têxteis *Direct Black 22* (DB22) e *Remazol Black B* (RBB), em um solo aluvionar do Alto Capibaribe, por meio de ensaios de batelada e de deslocamento miscível em colunas de solo, em escala laboratorial. Os resultados obtidos por meio dos ensaios em coluna apontaram para uma melhor eficiência na configuração de solo com adição de 0,25%BC, apresentando valores de pico de 4,73 mg/L e 4,41 mg/L dos corantes DB22 e RBB, respectivamente. De modo análogo, as análises de cinética demonstraram que a configuração 0,25%BC deteve uma melhor capacidade adsorptiva dos contaminantes, com valores de adsorção de 27,75 mg/kg do DB22 e 28,10 mg/kg do RBB, sendo o melhor ajuste de dados obtido por meio do modelo de pseudo-segunda ordem. A isoterma de adsorção apresentou melhor ajuste por meio do modelo de Freundlich, enquanto o parâmetro K_f indicou uma maior interação entre os corantes e a configuração solo+0,25%BC. Para ambas as metodologias de análise, a configuração solo+1,0%BC apresentou valores de adsorção consideráveis, enquanto o solo puro apresentou a menor eficiência na retenção dos corantes. Neste sentido, os resultados demonstram que a configuração de solo aluvionar adicionada com 0,25% do biochar da casca de café representa uma alternativa acessível e de baixo custo para a remediação dos corantes DB22 e RBB.

Palavras-chave: semiárido; depósitos aluvionares; poluentes emergentes; adsorção.

ABSTRACT

Water scarcity represents one of the main problems faced in the Brazilian semi-arid region. The state of Pernambuco concentrates 90% of its territory in this region and is home, in the Agreste, to one of the main industrial complexes of clothing in the country, which produces exorbitant volumes of contaminated textile effluents, which are released indiscriminately into the environment, threatening the quality of soils and alluvial water reserves. The use of bioremediators has become a strategy for the decontamination of effluents from the textile industry, due to their accessibility and low cost. In this perspective, the present study evaluated the impact of the addition of coffee husk biochar (BC) on the mobility and retention of textile dyes Direct Black 22 (DB22) and Remazol Black B (RBB), in an alluvial soil of Alto Capibaribe, through batch and miscible displacement tests in soil columns, on a laboratory scale. The results obtained through the column tests pointed to a better efficiency in the soil configuration with the addition of 0.25%BC, presenting peak values of 4.73 mg/L and 4.41 mg/L of the dyes DB22 and RBB, respectively. Analogously, the kinetic analyzes demonstrated that the configuration 0.25%BC had a better adsorption capacity of the contaminants, with adsorption values of 27.75 mg/kg of DB22 and 28.10 mg/kg of RBB, being the best data fit obtained through the pseudo-second order model. The adsorption isotherm showed a better fit using the Freundlich model, while the Kf parameter indicated a greater interaction between the dyes and the soil+0.25%BC configuration. For both analysis methodologies, the soil+1.0%BC configuration showed considerable adsorption values, while the pure soil showed the lowest efficiency in dye retention. In this sense, the results demonstrate that the alluvial soil configuration added with 0.25% of the coffee husk biochar represents an affordable and low-cost alternative for the remediation of DB22 and RBB dyes.

Keywords: semiarid; alluvial deposits emerging pollutants; adsorption.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Delimitação do semiárido brasileiro.....	22
Figura 2 –	Estrutura química do corante Direct Black 22.....	31
Figura 3 –	Estrutura química do corante Remazol Black B.....	31
Figura 4 –	Localização da área de estudo.....	52
Figura 5 –	Perfis de solo identificados na trincheira.....	54
Figura 6 –	Preparação do conteúdo das colunas para acondicionamento.....	58
Figura 7 –	Preparação de amostras para análise FTIR a) Redução granulométrica da amostra; b) Duplicatas das amostras de solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC, da esquerda para a direita, respectivamente, após a redução granulométrica.....	59
Figura 8 –	Equipamentos utilizados no ensaio de PCZ a) Incubadora; b) Conjunto motor bomba e Buchner Kitassato para filtração à vácuo.....	61
Figura 9 –	Solução estoque do DB22 a) Hidrólise da solução; b) Diluição da solução estoque para montagem da curva padrão.....	62
Figura 10 –	Dispositivo experimental para injeção de traçador e contaminantes.....	63
Figura 11 –	Realização do ensaio de cinética a) Preparação das amostras do corante RBB; b) Disposição das amostras na mesa agitadora.....	65
Figura 12 –	Dispositivos de filtração a) Conjunto seringa holder equipado; b) Seringa e holder após o processo de filtração.....	66
Figura 13 –	Curvas padrão dos corantes DB22 e RBB.....	69
Figura 14 –	Espectros de FTIR dos grupos funcionais das amostras de solo adicionadas de biochar (faixa de 4000 a 2000 cm^{-1}).....	70
Figura 15 –	Espectros de FTIR dos grupos funcionais das amostras de solo adicionadas de biochar (faixa de 2000 a 400 cm^{-1}).....	71
Figura 16 –	Resultados do pH_{PCZ}	73
Figura 17 –	Curvas de eluição do traçador KBr, com vazão de 0,30 mL/min, utilizando o modelo CDE, para as colunas solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC, utilizadas no deslocamento miscível KBr/DB22.....	76

Figura 18 –	Curvas de eluição do traçador KBr, com vazão de 0,30 mL/min, utilizando o modelo CDE, para as colunas solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC, utilizadas no deslocamento miscível KBr/RBB.....	76
Figura 19 –	Curvas de eluição do traçador KBr, com vazão de 0,30 mL/min, utilizando o modelo CDE-MIM, para as colunas solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC, utilizadas no deslocamento miscível KBr/DB22.....	79
Figura 20 –	Curvas de eluição do traçador KBr, com vazão de 0,30 mL/min, utilizando o modelo CDE-MIM, para as colunas solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC, utilizadas no deslocamento miscível KBr/RBB.....	79
Figura 21 –	Curvas de eluição do corante DB22, utilizando o modelo CDE-2SS, com vazão de 0,30 mL/min, para as colunas de solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC.....	80
Figura 22 –	Curvas de eluição do corante RBB, utilizando o modelo CDE-2SS, com vazão de 0,30 mL/min, para as colunas de solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC.....	80
Figura 23 –	Ajustes aos modelos de cinética: a) camada de solo utilizando o corante DB22; b) camada de solo utilizando o corante RBB.....	83
Figura 24 –	Ajustes aos modelos de cinética do corante DB22: a) solo+0,25%BC; b) solo+1,0%BC.....	84
Figura 25 –	Ajustes aos modelos de cinética do corante RBB: a) solo+0,25%BC; b) solo+1,0%BC.....	85
Figura 26 –	Ajuste ao modelo de pseudo-segunda ordem para amostras adsorventes do corante DB22.....	86
Figura 27 –	Ajuste ao modelo de pseudo-segunda ordem para amostras adsorventes do corante RBB.....	86
Figura 28 –	Ajuste ao modelo de difusão intra-partícula para amostras adsorventes do corante DB22.....	88
Figura 29 –	Ajuste ao modelo de difusão intra-partícula para amostras adsorventes do corante RBB.....	89

Figura 30 –	Ajuste dos dados de isoterma de sorção do DB22 pelo modelo de Freundlich.....	92
Figura 31 –	Ajuste dos dados de isoterma de sorção do RBB pelo modelo de Freundlich.....	92
Figura 32 –	Ajuste dos dados de isoterma de sorção do DB22 pelo modelo linear.....	93
Figura 33 –	Ajuste dos dados de isoterma de sorção do RBB pelo modelo linear.....	94

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 –	Classificação química de corantes com base na estrutura do cromóforo.....	29
Quadro 2 –	Parâmetros adimensionalizados.....	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Distribuição granulométrica e classificação textural do solo.....	55
Tabela 2 –	Valores de composição orgânica.....	55
Tabela 3 –	Capacidade de Troca Catiônica.....	56
Tabela 4 –	Presença de óxidos determinados nos materiais de referência SRM 27.....	56
Tabela 5 –	Propriedades físico-químicas do biochar da casca de café.....	57
Tabela 6 –	Valores de pH em Água e em KCl para as amostras adsorventes.....	72
Tabela 7 –	Condições experimentais para análise do comportamento hidrodispersivo de solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC, com vazão de 0,30 mL/min.....	75
Tabela 8 –	Parâmetros hidrodispersivos e coeficiente de determinação, utilizando o modelo CDE para transferência de KBr nas colunas solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC.....	77
Tabela 9 –	Parâmetros hidrodispersivos e coeficiente de determinação, utilizando o modelo CDE-MIM para transferência de KBr nas colunas solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC.....	78
Tabela 10 –	Parâmetros de deslocamento, utilizando o modelo CDE-2SS para transferência dos contaminantes DB22 e RBB nas colunas solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC.....	81
Tabela 11 –	Parâmetros de ajuste de Cinética de Sorção para os corantes DB22 e RBB.....	87
Tabela 12 –	Parâmetros de ajuste de Cinética de Sorção ao modelo de difusão intra-partícula para os corantes DB22 e RBB.....	90
Tabela 13 –	Parâmetros de ajuste de Cinética de Sorção para os corantes DB22 e RBB.....	90

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
2	OBJETIVOS	21
2.1	OBJETIVO GERAL.....	21
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
3	REFERENCIAL TEÓRICO	22
3.1	SEMIÁRIDO BRASILEIRO	22
3.2	RESERVAS HÍDRICAS NO SEMIÁRIDO E NO AGRESTE.....	23
3.3	DEPÓSITOS ALUVIONARES	24
3.4	O IMPACTO DA PRODUÇÃO TÊXTIL NA ECONOMIA	25
3.5	INDÚSTRIAS TÊXTEIS.....	26
3.5.1	Efluentes têxteis e a contaminação ambiental	26
3.5.2	Poluentes emergentes	26
3.5.3	Processamento têxtil	27
3.5.4	Corantes têxteis.....	28
3.5.5	Classificação, concentração e propriedades dos corantes têxteis	28
3.5.6	Corantes Azo	30
3.6	ADSORÇÃO	32
3.6.1	Fisiosorção	32
3.6.2	Quimiosorção	32
3.7	BIOCHAR	33
3.7.1	Características do biochar.....	34
3.8	TRANSFERÊNCIA DE SOLUTOS NO SOLO	35
3.8.1	Convecção ou advecção.....	36
3.8.2	Difusão molecular	37
3.8.3	Dispersão hidrodinâmica.....	37
3.8.4	Modelo de Convecção-dispersão (CDE).....	38

3.8.5	Modelo de convecção-dispersão a duas frações de água (CDE-MIM).	39
3.8.6	Modelo de convecção-dispersão a dois sítios de sorção (CDE-2SS).	40
3.8.7	Equações de transporte adimensionais	42
3.8.8	Análise de Sorção para Ensaio em Batelada	43
3.8.9	Cinética de Sorção	44
3.8.10	Isoterma de Sorção	45
4	REVISÃO DE LITERATURA	47
4.1.1	Características do biochar e efeitos na sorção	47
4.1.2	Estudos envolvendo a aplicação de biochar	47
4.1.3	Estudos sobre a região do Alto Capibaribe	49
5	METODOLOGIA	52
5.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	52
5.2	COLETA DE SOLO	53
5.2.1	Coleta de solo	53
5.3	CARACTERIZAÇÃO DA CAMADA DE SOLO ALUVIONAR	54
5.3.1	Análise granulométrica	55
5.3.2	Teor de Matéria Orgânica	55
5.3.3	Superfície Específica	55
5.3.4	Capacidade de troca catiônica (CTC)	55
5.3.5	Densidade de Partícula	56
5.3.6	Análise pelo EDXRF	56
5.4	PRODUÇÃO E DETERMINAÇÃO DAS PROPRIEDADES DO BIOCHAR	57
5.5	CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS ADSORVENTES	58
5.5.1	Espectroscopia na Região do Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR)	58
5.6	pH EM ÁGUA E EM KCl	60
5.7	PONTO DE CARGA ZERO (PCZ)	60
5.8	PRODUÇÃO DAS SOLUÇÕES ESTOQUE DE DB22 E RBB	61

5.9	ENSAIOS DE ADSORÇÃO	62
5.9.1	Ensaio em Coluna de Solo.....	63
5.9.2	Parâmetros hidrodispersivos	64
5.9.3	Cinética de Sorção	65
5.9.4	Isoterma de sorção.....	66
5.9.5	Critérios estatísticos para análise de desempenho de modelos	66
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	69
6.1	CURVAS PADRÃO	69
6.2	ANÁLISE FTIR DAS AMOSTRAS	70
6.3	ANÁLISE DE pH.....	72
6.4	PONTO DE CARGA ZERO (PCZ).....	73
6.5	DESLOCAMENTO DE SOLUTO EM COLUNAS DE SOLO	74
6.5.1	Estudo do comportamento hidrodispersivo	74
6.5.2	Deslocamento dos corantes DB22 e RBB.....	80
6.6	ENSAIOS DE BATCH	82
6.6.1	Cinética de Sorção	82
6.6.2	Isoterma de Sorção	90
7	CONCLUSÕES	95
8	SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS.....	96
	REFERÊNCIAS.....	97

1 INTRODUÇÃO

A escassez hídrica é considerada um dos principais problemas enfrentados no planeta (MAMANE *et al.*, 2020). No Nordeste brasileiro, a interferência de sistemas atmosféricos em diferentes escalas de tempo e espaço são grandes responsáveis pela irregularidade de chuvas e consequente comprometimento da disponibilidade de água na região (SANTOS; CUNHA; RIBEIRO NETO, 2019; SILVA FILHO *et al.*, 2020; RABELO *et al.*, 2021).

Dados da ANA (2012), apontam que o Brasil detém 12% do montante de água doce disponível no planeta, e que apenas 3% deste recurso encontra-se no Nordeste, região que concentra grande parte do seu território em um dos semiáridos mais povoados do mundo, alcançando 12% do território brasileiro e englobando um total de 1.262 municípios, que somam aproximadamente 28 milhões de habitantes (INSA, 2022).

À esta problemática, que transcorre a história regional ao longo de séculos, aliam-se os problemas decorrentes da crise climática, da expansão populacional, do crescimento urbano desordenado e da ampliação das atividades agrícolas e industriais (ISAAC; SIDDIQUI, 2022), que contribuem com o desbalanceamento entre a disponibilidade e o justo acesso à água, à medida em que comprometem não apenas a quantidade, mas a sua qualidade.

O estado de Pernambuco, localizado no centro-leste da região Nordeste, possui 90% do seu território situado dentro da região semiárida, e é considerado o estado brasileiro com menor disponibilidade hídrica *per capita* (ANA, 2002; SANTOS *et al.*, 2020). No Agreste pernambucano, área severamente impactada pelas secas, o princípio de subsistência se sobrepõe à escassez, com o máximo aproveitamento dos recursos disponíveis. A exploração de reservas subterrâneas, como as aluviões, são uma alternativa à convivência com as secas, uma vez que contribuem com a manutenção das atividades agropecuárias de pequena escala.

Os depósitos aluvionares são formados por meio de um processo de sedimentação, carreamento e depósito de partículas ao longo das calhas dos rios. Devido à granulometria dos sólidos que os constituem, costumam apresentar um alto volume de poros, capaz de reter uma boa parcela de água na estação chuvosa. Durante as secas, a proteção dos grãos contra a incidência solar diminui os impactos da evaporação, enquanto o subleito cristalino, onde os sedimentos se depositam,

reduz as perdas por infiltração (SANTOS; PAIVA; SILVA, 2016; COELHO *et al.*, 2017; BRITO *et al.*, 2018).

O Alto Capibaribe é responsável por grande parcela do fluxo econômico na região central do estado, devido a presença do Polo de Confecções do Agreste de Pernambuco. Há, no entanto, um contraste entre a importância econômica deste comércio e o comprometimento das aluviões, em uma região marcada pela escassez e dependência de reservas hídricas estratégicas. Segundo Barros *et al.* (2021), ao longo das últimas décadas, as lavanderias e confecções industriais tem ameaçado a qualidade das aluviões, devido ao descarte inapropriado de efluentes não tratados em leitos secos de rios, que reúnem uma grande parcela destes depósitos.

De acordo com DASGUPTA *et al.* (2015), as águas residuais da indústria têxtil contêm uma grande variedade de poluentes e substâncias tóxicas. Os corantes, lançados em grandes quantidades por meio dos efluentes têxteis, são considerados um dos compostos mais difíceis de se tratar no planeta. Sua baixa biodegradabilidade e estrutura complexa demandam processos diversificados, quase sempre inacessíveis e desvantajosos do ponto de vista econômico.

A busca por soluções mitigadoras sobre os danos ambientais causados em função do descarte dos efluentes têxteis tem motivado a procura por técnicas de tratamento eficientes e economicamente viáveis. O uso de processos adsortivos no tratamento de efluentes tem ganhado maior amplitude em função de características como custo-benefício, facilidade executiva, regeneração e acessibilidade à adsorventes naturais (HOLKAR *et al.*, 2016; HETHNAWI *et al.*, 2017; ISAAC; SIDDIQUI, 2022).

Dentre os materiais que vem sendo utilizados como mecanismos de tratamento alternativo, está o biochar, um produto rico em carbono, derivado da conversão termoquímica de biomassa orgânica. O biochar é obtido sob condições restritivas de oxigênio, associadas a temperaturas que variam entre 350°C e 700°C. Segundo Isaac e Siddiqui (2022), este material tem sido amplamente utilizado na remediação de poluentes, devido a sua quantidade de poros, elevada superfície específica, aumento significativo de grupos funcionais e de sua capacidade de troca catiônica.

Considerando a necessidade de mitigar os impactos ambientais decorrentes da emissão de efluentes contaminantes pelas indústrias têxteis do Alto Capibaribe, o biochar pode ser empregado na forma de núcleo reativo em barreiras permeáveis, biorreatores ou biofiltros intensivos, para controle de cargas poluentes.

Neste contexto, o presente estudo teve como propósito a avaliação da mobilidade e retenção dos corantes *Direct Black 22* (DB22) e *Remazol Black B* (RBB), devido à ampla utilização de ambos pela indústria têxtil do polo de confecções. A avaliação da capacidade adsortiva foi realizada por meio de sistemas de coluna e ensaios de Batch, considerando três configurações distintas, uma delas composta por solo aluvionar, obtido no rio Capibaribe, e outras duas, compostas pela associação deste mesmo solo à percentuais de 0,25% e 1,0% de biochar, produzido a partir da síntese da casca de café.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a capacidade de mobilidade e retenção dos corantes *Direct Black 22* e *Remazol Black B* em um solo aluvionar do Alto Capibaribe, adicionado de biochar da casca de café.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar os parâmetros cinéticos e isotérmicos de sorção dos corantes DB22 e RBB para como solo aluvionar puro e com adição de 0,25% e 1,0% de biochar;
- Determinar e caracterizar os parâmetros hidrodispersivos mediante ensaios em coluna e realizar a modelagem matemática dos dados considerando as configurações solo-biochar propostas;
- Determinar os parâmetros de transporte dos contaminantes DB22 e RBB, com base nas configurações de coluna propostas, e realizar a modelagem numérica dos dados.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 SEMIÁRIDO BRASILEIRO

O Brasil possui 1.128.697 km² do seu território caracterizado como semiárido. Esta região se estende ao longo dos estados do Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia e o norte de Minas Gerais (Figura 1).

Figura 1 – Delimitação do semiárido brasileiro



Fonte: O autor (2023).

Segundo o Conselho Deliberativo da Sudene, os critérios para delimitação da região semiárida compreendem uma precipitação média anual inferior a 800 mm, índice de aridez de Thornthwaite equivalente ou inferior a 0,5 e percentual diário de *déficit* hídrico igual ou superior a 60%, considerando o total anual de dias (SUDENE, 2017a; SUDENE, 2017b; BARROS, 2019; CAETANO *et al.*, 2020).

O semiárido é considerado o ecossistema brasileiro mais vulnerável às mudanças climáticas, decorrentes do baixo índice pluviométrico e do aumento da aridez ao longo do último século (CIRILO; MONTENEGRO; CAMPOS, 2010; MARENGO; TORRES; ALVES, 2016; TOMASELLA *et al.*, 2018; CAETANO *et al.*, 2020).

Nesta região, as chuvas são concentradas ao longo do tempo e o balanço hídrico apresenta um *déficit*, correspondente a cerca de 700 mm/ano. As secas, que se tratam de eventos decorrentes dos longos períodos de estiagem, são caracterizadas pela redução do total pluviométrico sazonal durante o período chuvoso (MOURA *et al.*, 2007; CIRILO; BARROS *et al.*, 2021; RODRIGUES *et al.*, 2022).

A baixa disponibilidade de cursos fluviais perenes, na maior parte do território semiárido, contribui com as limitações de acesso à recursos hídricos (MONTENEGRO; CAMPOS, 2010). Segundo Cirilo (2008), aproximadamente 80% do Nordeste, região que concentra grande parte do semiárido, é composto por embasamento cristalino, o que contribui e justifica o elevado número de rios temporários em detrimento da quantidade de rios perenes nessa área. Como o volume acumulado da parcela precipitada que percola pelo solo é relativamente baixo, não existe suprimento para recarga de cursos hídricos superficiais (CIRILO, 2008; CABRAL *et al.*, 2004; RABELO *et al.*, 2021).

Já as reservas superficiais da região sofrem o impacto da elevada evapotranspiração, que atinge uma taxa de 2.000 mm/ano, contribuindo com a redução de volumes consideráveis ao longo do período seco. A diminuição de volume associada à falta de proteção também atua como uma agente facilitadora ao comprometimento de reservatórios pela presença de agentes patogênicos que inviabilizam seu uso em função de fatores como contaminação e impotabilidade (BRITO *et al.*, 2018; SILVA FILHO *et al.*, 2020; FURTADO *et al.*, 2021).

Neste sentido, tanto a disponibilidade quanto a gestão de recursos hídricos no semiárido são uma problemática complexa, que se comunica diretamente com os problemas econômicos e sociais da região (CIRILO; MONTENEGRO; CAMPOS, 2010).

3.2 RESERVAS HÍDRICAS NO SEMIÁRIDO E NO AGRESTE

Das reservas hídricas subterrâneas presentes no semiárido, a grande maioria se encontra concentrada em fraturas rochosas, formadas por intermédio de esforços

tectônicos de diferentes naturezas. Devido à configuração estrutural e mineralógica destas rochas, estes aquíferos resultam preponderantemente em poços de baixa vazão, aproximadamente 1 m³/h, além de uma água com elevado teor de sais. (CIRILO, 2008).

As formações sedimentares, em contraponto, oferecem recurso em maior abundância e com maior qualidade, permitindo uma captação de aproximadamente 20 milhões de m³/ano. Estas reservas fornecem água à população da região ao longo de séculos (REBOUÇAS, 1997). Contudo, a sua concentração espacial, profundidade e a incerteza que governa os mecanismos associados à sua recarga comprometem a viabilidade econômica e ambiental inerentes à sua exploração em larga escala.

Outra fonte hídrica utilizada para o suprimento de água em determinadas regiões do semiárido são as aluviões, presentes ao longo de rios e riachos. Estas reservas são marcadas por um acentuado volume de vazios formadas pela acomodação dos grãos de solo com granulometria heterogênea. Essa estrutura retém e protege da evaporação e infiltração a água precipitada em períodos de chuva (CIRILO; MONTENEGRO; CAMPOS, 2010; CAETANO *et al.*, 2020)

No Agreste pernambucano, os cursos hídricos não dispõem de capacidade suficiente e qualidade adequada para o abastecimento e suprimento da demanda populacional. Tal condição corrobora com um cenário de conflito que permeia a região desde a sua ocupação, e que envolvem a necessidade de planejamento e gestão estratégica de recursos por meio de tecnologias alternativas (CIRILO *et al.*, 2021).

3.3 DEPÓSITOS ALUVIONARES

O solo é formado por meio de processos de desintegração, decomposição e recombinação, que consistem basicamente na fragmentação de rochas por meio de processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem ao longo de milhares de anos (CABRAL *et al.*, 2016). O solo, portanto, trata-se do agrupamento básico entre minerais, matéria orgânica, água e ar, disposto em diferentes horizontes.

O carreamento e deposição das partículas de solo erodido por meio de correntezas em eventos de chuva formam as aluviões. Devido à sua elevada porosidade, os depósitos aluvionares tomam a configuração de mananciais, atuando como reserva estratégica para suprimento de água em períodos de estiagem, ao passo que protegem o recurso da evaporação por incidência solar (CIRILO; MONTENEGRO; CAMPOS, 2010; CABRAL *et al.*, 2016; CAETANO *et al.*, 2020).

Estas reservas detêm grande relevância à sustentabilidade hídrica, no contexto das características climáticas e geológicas que predominam na região Semiárida, especialmente no Agreste pernambucano (CIRILO; MONTENEGRO; CAMPOS, 2010; CABRAL *et al.*, 2016; CAETANO, 2018; BRITO *et al.*, 2018).

Na região do Alto Capibaribe, as aluviões estão presentes ao longo do leito seco do rio Capibaribe, conforme descrevem Brito *et al.* (2018). Segundo estes mesmos autores, os depósitos aluvionares da área são compostos por solo arenoso de textura espessa e frações de cascalho fino. Além disso, o leito maior é constituído por um perfil geológico cristalino, com afloramentos rochosos.

De acordo com Cabral *et al.* (2016), as aluviões tem atuado ao longo de gerações como fonte para a dessedentação animal e o desenvolvimento da agricultura irrigada, devido a sua configuração renovável.

3.4 O IMPACTO DA PRODUÇÃO TÊXTIL NA ECONOMIA

O Brasil ocupa o quarto lugar dentre os maiores responsáveis pela produção têxtil no mundo, apresentando a maior cadeia de produção completa do ocidente, segundo dados da Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção (2022). Em 2020 o faturamento da cadeia têxtil de confecções ultrapassou R\$160,00 bilhões de reais, com um aumento de 15,53% em relação ao ano anterior (ABIT, 2022).

Em 2021, o setor era composto por mais de 24 milhões de unidades produtivas no país, que juntas produziram mais de 8 bilhões de peças, cerca de 1,90 milhões de toneladas, movimentando R\$ 5,5 bilhões com exportações e mais de R\$ 27 bilhões com importações (ABIT, 2022).

O Polo de Confecções do Agreste de Pernambuco, trata-se de um arranjo comercial considerado um dos mais importantes polos produtivos para a economia pernambucana e para a Região Nordeste do Brasil. É composto por mais de 40 municípios, grande parte situada na mesorregião do Agreste (ARAÚJO, 2019; ALVES *et al.*, 2022; SILVA *et al.*, 2022).

Segundo o SEBRAE (2012), as cidades de Caruaru, Toritama e Santa Cruz do Capibaribe concentram a maior quantidade de força de trabalho ligada à indústria de confecções têxteis, cerca de 76,3% do total existente no Polo. Destas, a cidade de Santa Cruz do Capibaribe reúne a maior parcela de unidades produtivas do polo, cerca de 38,1%, distribuídas em milhares de micro e pequenas fábricas, mais de 18 mil

unidades, gerenciadas pelo empresariado da região e famílias que produzem e/ou comercializam seus produtos (ARAÚJO, 2019).

Devido ao amplo número de empresas que integram o Polo, bem como o protagonismo empreendedor que constitui a identidade histórica da região, Santa Cruz do Capibaribe possui mais de 40% do potencial produtivo. Em 2012, o setor regional contava com 7.169 unidades produtivas, gerando mais de 14 mil empregos diretos e indiretos (SEBRAE, 2012).

3.5 INDÚSTRIAS TÊXTEIS

3.5.1 Efluentes têxteis e a contaminação ambiental

A contaminação ambiental advém de diferentes atividades industriais, dentre as quais a mineração, a agricultura, a pecuária e especialmente a produção fabril (ISAAC; SIDDIQUI, 2022; HOSSAIN; SARKER; KHAN, 2018).

Grande parte das atividades fabris envolve um elevado consumo de água, e o posterior descarte destes de efluentes carregados de contaminantes, o que representa um problema grave e multidimensional, capaz de afetar diferentes ecossistemas (KHAN *et al.*, 2021; GIRI *et al.*, 2022).

Os elevados custos operacionais e de capital envolvidos no tratamento de águas residuais justificam a dificuldade associada à difusão de sistemas para tratamento de compostos contaminantes pelas indústrias, especialmente em países em desenvolvimento (AMBAYE *et al.*, 2020; MARCO, 2015; RAMOS, 2018).

O setor têxtil compreende um dos ramos industriais que mais consomem água em suas atividades, devido ao processamento têxtil, composto de três etapas: formação dos fios; formação dos tecidos e acabamento. Este último, envolve os chamados 'processos molhados', responsáveis pela maior parcela de efluentes contaminados (MELLO *et al.*, 2013; ROOHI *et al.*, 2016).

3.5.2 Poluentes emergentes

Os poluentes emergentes constituem um grupo especial de substâncias com ampla utilização pela sociedade e alto potencial de contaminação. Um poluente emergente não necessariamente precisa ter seu uso de forma persistente para provocar danos e efeitos negativos ao meio ambiente, uma vez que possuem a tendência de permanecer no meio, mesmo após a descontinuação do uso (SOUZA; SOUZA, 2017).

Pertencem a essa classe de poluentes os compostos de origem rural, urbana e industrial, tais como fármacos, esteroides naturais ou sintéticos, pesticidas, tensoativos, polímeros, antibióticos veterinários, solventes, corantes e contaminantes orgânicos. Sua composição, constituída por elementos de elevada toxicidade, podem atuar como desreguladores endócrinos e induzirem a disfunções reprodutivas ou cânceres (REIS FILHO; LUVIZOTTO-SANTOS; VIEIRA, 2007).

3.5.3 Processamento têxtil

O tingimento pode ser definido como uma modificação físico-química de um determinado substrato, de modo que a luz refletida, quando em contato com este, provoque uma percepção de cor. As responsáveis por esta modificação são denominadas matérias corantes. Estas compreendem compostos orgânicos capazes de conferir cor à substratos, têxteis ou não têxteis, de forma sólida à luz e tratamentos úmidos (SALEM, 2010).

Segundo Salem (2010), as matérias corantes podem ser classificadas como corantes ou pigmentos. O primeiro possui características como solubilidade ou dispersividade em água, sendo adsorvido e se difundindo na fibra por meio de interações físico-químicas, no processo de tingimento. O segundo é insolúvel em água e sua utilização envolve uma aplicação direta sobre a superfície da fibra e posterior fixação utilizando resinas sintéticas.

Os corantes podem ser definidos como compostos orgânicos, e derivam de duas fontes específicas: naturais ou sintéticas. Os corantes naturais são classificados em duas categorias: adjetivo e substantivo. O primeiro confere cor permanente apenas quando associado a mordentes capazes de promover a ligação para com o tecido. A segunda categoria contém um mordente natural, chamado de tanino, que pode conferir cor rápida, sem a necessidade de adição de mordentes adicionais (SRIVATSAV *et al.*, 2020; FINDIK, 2022).

Os corantes sintéticos são compostos, em sua grande maioria, por moléculas orgânicas insaturadas, sendo geralmente mais econômicos e apresentando melhores resultados em termos de solidez da cor, se comparado aos corantes naturais. Contudo, os prejuízos ambientais decorrentes do uso de corantes sintéticos são elevados em função da sua toxicidade e potencial poluente (SRIVATSAV *et al.*, 2020; ZERIN *et al.*, 2020).

3.5.4 Corantes têxteis

Os corantes são considerados um dos compostos mais difíceis de se tratar, devido à sua complexidade química e à ampla utilização no mercado (OLIVEIRA NETO et al., 2019; ALVES et al., 2022; STERENZON et al., 2021). Mais de 100 mil tipos de corantes são produzidos anualmente, enquanto o mercado comercializa uma quantidade superior à 700 mil toneladas destes compostos com indústrias do setor têxtil. Segundo Meireles et al. (2018), a indústria têxtil libera em corpos hídricos entre 15% e 50% da quantidade total de corantes utilizados durante o processo de tingimento.

Os danos ambientais provocados pelo lançamento de efluentes carregados com corantes não estão associados apenas à sua quantidade, mas às suas propriedades, aspectos ecotoxicológicos e suas características de mobilidade no solo (FLORÊNCIO, 2018). Além disso, os corantes possuem baixa degradabilidade, que dificulta o uso de tratamentos convencionais. Por esta razão, são considerados um dos poluentes mais problemáticos e difíceis de se tratar no planeta (MEIRELES et al., 2018; TEIXEIRA et al., 2021; ALVES et al., 2022; SINGH et al., 2022).

Singh et al. (2022) ressaltam que mesmo os efluentes tratados, ainda são capazes de incidir em problemas graves sobre o solo, tais como a alteração das suas propriedades físicas, químicas e biológicas, além de mudanças na salinidade, estrutura porosa e condutividade hidráulica. Neste sentido, reduzir a carga de compostos de elevada toxicidade presente em efluentes da indústria têxtil, como os corantes, representa uma medida preventiva aos possíveis danos ambientais que podem ser causados pela sua emissão.

3.5.5 Classificação, concentração e propriedades dos corantes têxteis

Os corantes são classificáveis por meio de duas maneiras distintas, sendo estas a sua estrutura química, considerando o seu grupo cromóforo, ou pelo método tipo de fixação à fibra (GUARATINI; ZANONI, 2000; SALEM, 2010). Quando classificados em função do seu grupo cromóforo, o agrupamento em função da semelhança das características dos corantes contribui com o seu reconhecimento na indústria têxtil (HUNGER, 2003). O Quadro 1, reúne a classificação dos corantes com base em sua estrutura do cromóforo, exibindo o grupo, suas principais classes e propriedades.

Quadro 1 – Classificação química de corantes com base na estrutura do cromóforo

CROMÓFORO	PRINCIPAIS CLASSES	PRINCIPAIS PROPRIEDADES
Azo	Reativos, ácidos, dispersos, diretos, básicos, catiônicos, pré-metalizados, azoicos	ampla variedade de cores, resistência à exposição luminosa, brilho, boa relação custo-benefício
Antraquinona	Reativos, dispersos, ácidos, básicos, pré-metalizados, à Tina	brilho, estabilidade, resistência à exposição luminosa, ampla variedade de cores, baixo custo-benefício em função da baixa fixação
Metalizados	Ácidos, diretos, reativos	resistência à exposição luminosa, resistência à lavagem, pouco brilho, maior toxicidade, cores com tonalidades mais fortes
Indigoide	Ácidos, à Tina	baixa solubilidade, tonalidades sólidas, resistência à exposição luminosa e ao calor, alta fixação, baixa resistência à lavagem
Ftalocianinas	Reativos, diretos, ácidos, básicos	resistência ao calor e exposição luminosa, brilho e boa fixação, boa relação custobenefício, cores intensas
Metina, polimetina e polienos	Básicos, dispersos, catiônicos	cores brilhantes, ampla variedade de cores, eventualmente fluorescência
Diarilmetina, triarilmetina e aza análogos	Ácidos, básicos, diretos, dispersos	resistência à luz, brilho, cores intensas, alguns apresentam toxicidade
Nitro e nitrosos	Ácidos, básicos, dispersos	baixo custo, boa resistência à luz e bom rendimento no tingimento
Sulforosos	sulforosos, leuco e solubilizados	baixo custo, tonalidades escuras, insolúveis em água

Fonte: Adaptado de Zanoni e Yamanaka (2016).

O que define o tipo e a quantidade de corante a ser utilizado para tingimento durante a etapa de acabamento no processamento industrial é o tipo de fibra que se pretende trabalhar (O'NEILL *et al.*, 1999). Segundo Bouraie e Din (2016), os valores de concentração de corantes comumente identificados em efluentes têxteis apontam para aplicações entre 10 mg/l a 100 mg/l.

As principais propriedades dos corantes envolvem cor, substantividade ou reatividade, solubilidade permanente ou temporária, dispersibilidade, difundibilidade e solidez. De acordo com Salem (2010), os principais grupos funcionais identificados nos corantes são os cromóforos, responsáveis pela cor, e os auxocromos, responsáveis por intensificar as cores e proporcionar qualidade tintorial. Os auxocromos são constituídos por pelos grupos amino NH_2 , aminos substituídos NHR ou NR_2 , carboxílicos COOH e hidroxílicos OH .

Devido à esta composição química e alta complexidade estrutural, os corantes podem ser considerados compostos xenobióticos, altamente nocivos à saúde humana, em função da capacidade de desregulação endócrina (FLORÊNCIO, 2018).

3.5.6 Corantes Azo

Os corantes Azo compõem a classe mais importante dentre os sintéticos utilizados no tingimento de diferentes bens de consumo, representando mais de 65% dos corantes comerciais utilizados na indústria, devido à características tais como um amplo espectro de tonalidades, forte aderência às fibras, facilidade de aplicação e resistência à luz, umidade e oxidantes (ZANONI; YAMANAKA, 2016; ALMEIDA *et al.*, 2021).

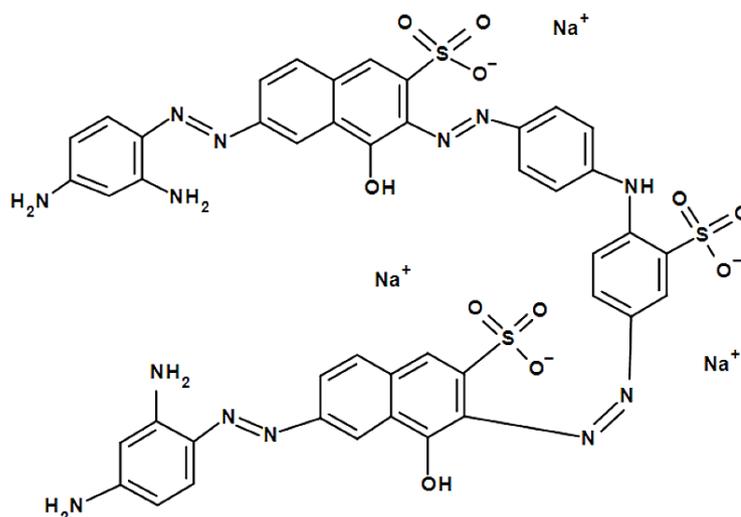
Estes contaminantes possuem componentes de difícil remoção, ligados essencialmente à sua composição, dotada de estruturas de anéis aromáticos e grupos azo funcionais (—N=N—), que em muitas circunstâncias se somam às substituições sulfonadas, que desempenham um importante papel na garantia da sua estabilidade (RECK; PAIXÃO, 2016).

A nocividade dos corantes azo em corpos hídricos se estende para além da poluição visual. Quando degradados, em muitos casos, conseguem atingir níveis de toxicidade superior à molécula original do corante, devido a produção de amins, amins aromáticas e fenóis, cuja biodegradação ocorre de forma lenta (YAGUB *et al.*, 2014; ALMEIDA *et al.*, 2022).

Dentre os diversos corantes pertencentes ao grupo Azo, o DB22 representa um dos compostos de maior utilização pelas lavanderias do Polo de Confecções do Agreste, geralmente aplicado ao tingimento de fibras celulósicas como algodão, lã, viscose, raiom e papel (LUCENA, 2018; ALEXANDRE, 2019). Possui como característica principal uma estrutura química altamente complexa (Figura 2), fórmula

molecular correspondente a $C_{44}H_{32}N_{13}O_{11}S_3Na_{33}$, com peso molecular de 1083,97 g/mol-1 e solubilidade equivalente a 40 g/L (SANTOS, 2012; ALEXANDRE, 2019).

Figura 2 – Estrutura química do corante *Direct Black 22*

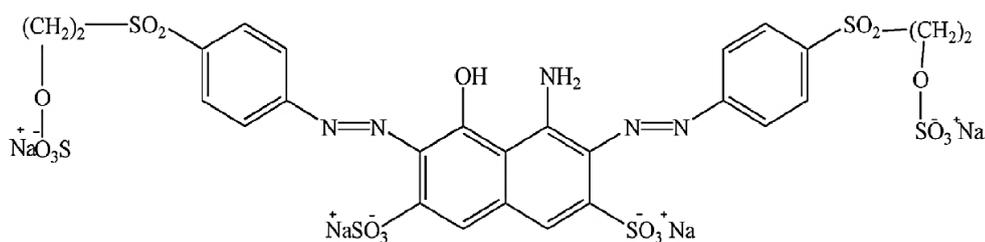


Fonte: Santos (2012).

O corante RBB, de modo análogo ao DB22, também pertence ao grupo Azo, sendo um dos corantes reativos sintéticos de maior aplicabilidade na indústria. É caracterizado por uma alta solubilidade em água e grupos reativos cromofóricos como azo, antraquinona, triarilmetano, ftalocianina, etc., capazes de formar ligações covalentes entre corante, contendo grupos eletrofílicos, e a fibra, composta de resíduos nucleofílicos (GUARATINI; ZANONI, 2000; BOURAIE; DIN, 2016).

Uma de suas principais características é sua elevada capacidade de solidez, devida, justamente, à sua capacidade de realizar ligações covalentes, que garantem maior estabilidade da cor (GUARATINI; ZANONI, 2000). De modo análogo, possui uma estrutura química complexa (Figura 3), fórmula molecular $C_{26}H_{21}N_5Na_4O_{19}S_6$, e um peso molecular de 991,82 g/mol-1.

Figura 3 – Estrutura química do corante *Remazol Black B*



Fonte: Bouraie e Din (2016).

3.6 ADSORÇÃO

A adsorção é um fenômeno de superfície que descreve o aumento da concentração de solutos na interface entre duas fases, sendo as interações químicas de superfície do sorvente dependentes das propriedades do material a ser adsorvido (RAVINDIRAN *et al.*, 2019).

No processo de adsorção, os átomos presentes no adsorvato são atraídos e retidos na superfície do soluto, constituindo um aumento da concentração de moléculas presentes na superfície. O processo de remoção das substâncias por meio da superfície é chamado de dessorção (ANDIA, 2009). Esta migração de componentes é justificada em função das diferenças de concentração entre o seio do fluido e a superfície do adsorvente.

De modo geral, os adsorventes tendem a ser posicionados em leito fixo, por onde circula a fase fluida de modo contínuo até que haja suspensão na transferência de massa. Como a adsorção é um processo que envolve a variação de concentração na superfície do adsorvente, quanto maior a área superficial em contato com o adsorvato, maior será a eficiência do processo adsorptivo (BRUCH; COLE; ZAREMBA, 2007).

Existem dois tipos de adsorção: a fisiosorção, ou adsorção física, e a quimiosorção, ou adsorção química, discutidas adiante:

3.6.1 Fisiosorção

A adsorção física é provocada por meio de uma diferença de energia e/ou forças intermoleculares, chamadas de forças de Van der Waals, que prendem as moléculas fisicamente aos adsorventes mediante atração entre dipolos permanentes ou induzidos, sem alteração dos orbitais atômicos ou moleculares das espécies comprometidas. Apesar destas forças constituírem ligações fracas, características como seu longo alcance e a ocorrência de processos exotérmicos reversíveis durante as interações físicas, possibilitam que o equilíbrio aconteça rapidamente, exceto em situações de difusão através da estrutura porosa (ANDIA, 2009).

3.6.2 Quimiosorção

A adsorção química trata-se de uma interação de tipo químico, onde os elétrons de enlace entre moléculas e sólido passam a sofrer um rearranjo, com posterior mudança de forma dos orbitais, simulando uma reação química (ANDIA, 2009). Nem sempre esta reação é completa, podendo ocorrer apenas uma alteração ou

deformação dos orbitais. Apesar de existirem exceções, grande parte das ocorrências de quimiosorção acontecem por meio de reações exotérmicas e reversíveis.

3.7 BIOCHAR

Nos últimos anos, a aplicação de biomassa bruta tem sido explorada com o intuito de favorecer os processos de adsorção no tratamento de efluentes. Como limitantes à sua empregabilidade estão a baixa porosidade, baixa área superficial específica e baixa capacidade de troca catiônica. Contudo, tais aspectos, diretamente ligados às propriedades adsorptivas da biomassa, foram facilmente ampliados mediante sua conversão deste material em biochar (PANG *et al.*, 2021; FRADE, 2015; LIMA, 2017).

O mecanismo de adsorção do biochar, que é, em grande parte das circunstâncias, explorado na remoção de poluentes, envolve reações de interação eletrostática, troca iônica, preenchimento de poros e precipitação (AMBAYE *et al.*, 2020).

A produção do biochar exige o controle de oxigênio e uma temperatura elevada, superior a 350 °C. Os minerais presentes na matéria prima possuem importante papel na catalisação da conversão de biomassa, auxiliando na estabilização do carbono (AMBAYE *et al.*, 2020; ISLAM *et al.*, 2021; BUSS *et al.*, 2022). Segundo Isaac e Siddiqui (2022), o uso de temperatura ótima, avaliada em 450 °C, associado a um baixo fornecimento de oxigênio durante o processo pirolítico, contribui para a ampliação dos poros e o aumento de grupos funcionais (LIMA *et al.*, 2018; CHAHINEZ *et al.*, 2020).

De acordo com Park *et al.* (2016) e Praveen *et al.* (2022), métodos como a carbonização hidrotermal, liquefação, combustão direta e gaseificação também se constituem como métodos alternativos ao uso da pirólise, que podem ser utilizados na produção de biochars.

Segundo Paranavithana *et al.* (2016), Ambaye *et al.* (2020) e Isaac e Siddiqui (2022) o biochar tem sido aplicado a diferentes estudos relacionados ao desempenho agrícola do solo, o gerenciamento de resíduos, a mitigação dos efeitos decorrentes das mudanças climáticas, a produção de biocombustíveis e a remediação de componentes orgânicos, inorgânicos e microbianos, que comprometem a qualidade dos recursos hídricos.

Embora existam diferentes meios para a remoção de contaminantes, tais como os métodos de coagulação, floculação, fotodegradação, métodos oxidativos avançados, etc. os materiais carbonáceos, tais como o próprio biochar, tem ganhado maior espaço no campo da ciência devido a sua simplicidade e eficiência (CHAHINEZ *et al.*, 2020; TEIXEIRA *et al.*, 2021).

Os custos de produção do biochar são insignificantes em comparação com outros materiais adsorventes disponíveis no mercado tais como o carvão ativado ou resinas de troca iônica, o que o torna uma alternativa acessível (STERENZON *et al.*, 2021; KHAN *et al.*, 2021; FURTADO *et al.*, 2022).

Sua matéria prima, predominantemente composta por bases vegetais, utiliza recursos de descarte, como vagens de diferentes espécies, cascas e caroços de frutos, resíduos provenientes de tratamento industrial da madeira, resíduos de operações agrícolas, etc. todos com ampla disponibilidade e baixo custo de aquisição, à medida em que representam recursos comumente inutilizáveis (BABEL; KURNIAWAN, 2004; AMBAYE *et al.*, 2020).

3.7.1 Características do biochar

Embora o biochar apresente variações em suas propriedades, mesmo mediante a aplicação de um procedimento padrão em sua produção, existe uma série de particularidades que contribuem para a sua utilização, quer seja no campo da biorremediação de poluentes, quer seja na mitigação de impactos ambientais provocados pelo derramamento de substâncias contaminantes no meio ambiente.

Neste sentido, é essencial que reconheçamos as principais características de cada tipo de biochar, para que estes sejam empregados da forma mais adequada possível. Dentre as principais propriedades a se observar em um biochar estão a sua porosidade, potencial hidrogeniônico, carga superficial, presença de grupos funcionais e a sua capacidade de troca catiônica (INYANG; DICKENSON, 2015; TAREQ *et al.*, 2019).

De acordo com Tareq *et al.* (2019), durante o processo pirolítico, a quebra térmica de celulose, hemiculite, lignina, amido, etc., associada à perda de água por desidratação do material, provocam a formação de microporos com alta variabilidade de tamanho. Inyang e Dickenson (2015), apontam que a obtenção de um biochar com porosidade variando entre 2 e 20 nm pode contribuir com a ampliação da área

superficial específica e, conseqüentemente, com o processo de absorção de compostos orgânicos.

Tareq *et al.* (2019), ressaltam que grande parte dos biochars possuem pH alcalino, salvas raras exceções, sendo esta característica uma consequência do tipo de matéria prima utilizada. Esta característica se deve essencialmente à degradação decorrente das altas temperaturas de pirólise que são aplicadas na etapa de síntese, e tendem a degradar grupos funcionais ácidos.

A característica de carga superficial dos biochars, por sua vez, é fortemente influenciada pelo pH da solução à qual está em contato, podendo se tornar carregada positivamente ou negativamente, a depender do ponto de carga zero apresentado pelo próprio biochar (TAREQ *et al.*, 2019).

Devido à matéria prima produtiva, outra particularidade observada nos biochars é a presença de grupos funcionais, especialmente os grupos OH, COOH, C=O e NH₂, que possibilitam uma maior capacidade de adsorção com diferentes tipos de poluentes, podendo, inclusive, realizar uma síntese facilitada com outros materiais funcionais (PANG *et al.*, 2021). A formação destes grupos, contudo, depende essencialmente da temperatura de pirólise utilizada no processo produtivo (BEZERRA, 2021).

Outra característica importante é a Capacidade de Troca Catiônica, que consiste no potencial de retenção de cátions trocáveis, tais como Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺ e NH₄⁺. Trata-se de uma propriedade que envolve, tanto a presença de grupos funcionais, quanto a área superficial, sendo uma propriedade intensificada em biochars cujo processo produtivo envolve a aplicação de temperaturas pirolíticas relativamente baixas (WEBER; QUICKER, 2018; BEZERRA, 2021).

3.8 TRANSFERÊNCIA DE SOLUTOS NO SOLO

Diferentes substâncias, dentre as quais a própria água, podem se deslocar ao longo de caminhos preferenciais, essa tendência de movimentação pode acelerar a velocidade com a qual determinados poluentes chegam aos aquíferos subterrâneos. Quer seja pelo fluxo preferencial, ou por meio da zona de raízes biologicamente ativa, a degradabilidade ou transformação destes compostos químicos ocorre de forma lenta, contribuindo com sua permanência no solo por longos períodos de tempo (LIMA, 2003).

De acordo com Mélo (2001), conhecer a mobilidade de soluções no solo contribui com o entendimento e avaliação da transferência de solutos neste meio. Existem três principais mecanismos que descrevem a transferência de solutos em meio poroso: convecção, difusão molecular e dispersão hidrodinâmica.

Segundo Mélo (2001), o transporte de substâncias através de fase líquida é controlado pelas características hidrodinâmicas do meio poroso, podendo ser explicado pelos movimentos de convecção ou advecção, onde o movimento é provocado pela variação de umidade, decorrente da infiltração, evapotranspiração ou redistribuição, com a pluma de contaminação avançando com mesma velocidade do fluido percolante, sem alteração da concentração.

A difusão molecular, por sua vez, é um resultado de gradientes térmicos ou da concentração do meio poroso, ocorrendo tanto em fase líquida como em fase gasosa, enquanto a dispersão hidrodinâmica, por sua vez, ocorre na fase líquida e está correlacionada à velocidade do fluxo de água no meio poroso, combinando os processos de difusão molecular e de dispersão mecânica, cuja origem se encontra na variação espacial da velocidade da água em circulação no meio (MÉLO, 2001; SANTOS NETO, 2019).

Parte dos solutos carregados durante o fluxo de massa, decorrente do movimento da água, podem ser adsorvidos no trajeto, absorvidos por plantas ou mesmo sofrer o processo de precipitação. Contudo, a dispersão e/ou difusão destes compostos excede a interação entre água e solo, podendo ser uma consequência da interferência de gradientes de concentração (GONDIM, 2014).

3.8.1 Convecção ou advecção

Conforme descrito, o processo de convecção ou advecção é controlado pelas características hidrodinâmicas do meio, sendo as partículas de soluto conduzidas pelo escoamento da água. Durante este processo, existe uma manutenção da concentração e proporcionalidade para com o fenômeno de transporte (LIMA, 2003; GONDIM, 2014). Este processo pode ser definido por meio da Equação 1.

$$J_c = qc = -c \left[K(\theta) \frac{\partial H}{\partial z} \right] \quad (1)$$

Onde:

- J_c – fluxo convectivo de solutos;

- q – densidade de fluxo da água [$L.T^{-1}$];
- c – concentração do soluto [$M.L^{-1}$];
- H – potencial total [L].

3.8.2 Difusão molecular

A difusão molecular, Equação 2, costuma ser um processo insignificante diante da convecção. Ela pode ocorrer nas fases líquida e gasosa, onde a colisão entre moléculas do fluido e o gradiente de concentração provocam agitação térmica, e conseqüentemente, a difusão sob efeito Browniano. Neste sentido, tal condição corrobora com a homogeneidade da concentração e a relação de proporcionalidade entre a difusão do soluto e o gradiente de concentração, correspondente à 1.^a lei de Fick (LIMA, 2003).

$$J_d = -D_0 \frac{\partial c}{\partial z} \quad (2)$$

Onde:

- J_d – fluxo de difusão molecular;
- D_0 – coeficiente de difusão molecular na água [$L^2.T^{-1}$];
- $\partial c/\partial z$ – gradiente de concentração do soluto [$M.L^{-3}.L^{-1}$].

Na fase líquida do solo, conforme descreve Gondim (2014), o coeficiente de difusão considerado pela primeira lei de Fick é afetado pelos fatores de tortuosidade e umidade volumétrica do solo, sendo o primeiro um parâmetro empírico dependente da fração de volume da fase líquida e de θ .

$$D_s = D_0 \theta \xi \quad (3)$$

Onde:

- D_s – coeficiente de difusão molecular no solo [$L^2.T^{-1}$];
- D_0 – coeficiente de difusão molecular na água [$L^2.T^{-1}$];
- ξ – parâmetro empírico ($\xi < 0$).

3.8.3 Dispersão hidrodinâmica

Trata-se de um processo resultante da desuniformidade microscópica da velocidade da água nos vazios do solo, que atuam como condutores. Trata-se de um

fenômeno de efeito análogo àquele produzido por meio de difusão molecular, porém com mecanismos de ocorrência distintos. A dispersão hidrodinâmica, Equação 4, pode, então, ser definida como um resultado da associação entre os processos de difusão molecular e de dispersão mecânica (LIMA, 2003; SANTOS NETO, 2019).

$$D = \alpha v \quad (4)$$

Onde:

- D – dispersão hidrodinâmica;
- α – coeficiente de dispersividade do meio poroso;
- v – velocidade de percolação média da água nos poros [$L.T^{-1}$].

3.8.4 Modelo de Convenção-dispersão (CDE)

De acordo com Milfont *et al.* (2006), o transporte de solutos em meios porosos pode ser descrito por meio do modelo de convecção e dispersão, demonstrado por meio da Equação 5, que considera uma transferência de água em regime permanente.

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \frac{\partial C}{\partial z} \quad (5)$$

Onde:

- C – concentração de soluto [$M.L^{-3}$];
- D – coeficiente de dispersão hidrodinâmica [$L^2.T^{-1}$];
- v – velocidade média da água nos poros [$L.T^{-1}$];
- z – coordenada espacial [L];
- t – tempo [T];
- R – fator de retardo, descrito pela Equação 6.

$$R = 1 + \frac{\rho_d K_d}{\theta} \quad (6)$$

Onde:

- K_d – coeficiente de distribuição linear [L^3M^{-1}];
- ρ_d – massa específica do solo [ML^{-3}];
- θ – umidade volumétrica [L^3L^{-3}].

De acordo com Gondim (2014), o modelo convecção-dispersão pode ser considerado de uma abordagem clássica para o transporte unidimensional de solutos em meios porosos homogêneos, considerando condições isotérmicas.

3.8.5 Modelo de convecção-dispersão a duas frações de água (CDE-MIM)

O CDE-MIM é considerado um modelo de maior complexidade por abranger as condições de fluxo preferencial de solutos em meios heterogêneos. Neste sentido, ele particiona o espaço poroso, alterado em função circulação de soluções, em duas regiões distintas, uma com conteúdo móvel e outra com conteúdo imóvel. A modelagem representativa, referente à troca existente entre estas regiões, pode ser realizada por meio do princípio de conservação de massa, conforme descreve a equação abaixo (MILFONT *et al.*, 2006; GONDIM, 2014; SANTOS NETO, 2019).

$$\theta C = \theta_m C_m + \theta_{im} C_{im} \quad (7)$$

Onde:

- θ_m – região contendo conteúdo de água móvel;
- θ_{im} – região contendo conteúdo de água imóvel;
- C_m – concentração do soluto na fase móvel;
- C_{im} – concentração do soluto na fase imóvel.

Como o espaço é particionado, considera-se que o modelo da distribuição contínua das velocidades nos poros também será dividido em duas áreas, uma onde a água escoar em velocidade constante, na parte referente à fração móvel (θ_m), e outra, correspondente ao volume restante dessa água, que se concentra na parte imóvel (θ_{im}). Deste modo, a equação da velocidade média pode ser descrita como:

$$v_m = \frac{q}{\theta_m} \quad (8)$$

Onde:

- q – densidade de fluxo.

Mediante a concepção de particionamento do espaço poroso, autores como Coats e Smith (1964) propuseram uma equação de convecção-dispersão, aplicando o conceito formulado por Deans (1963), que considerou o efeito da água em condição

estagnada no transporte de solutos, possibilitando a representação de assimetrias presentes nas curvas de eluição, conforme descreve o modelo:

$$f^* \rho_d \frac{\partial S_m}{\partial t} + (1 - f^*) \rho_d \frac{\partial S_{im}}{\partial t} + \theta_m \frac{\partial C_m}{\partial t} + \theta_{im} \frac{\partial C_{im}}{\partial t} = \theta_m D_m \frac{\partial^2 C_m}{\partial x^2} + \theta_{im} D_{im} \frac{\partial^2 C_{im}}{\partial x^2} - \theta_m v_m \frac{\partial C_m}{\partial x} + \sum_{j=1}^n \phi (C, S, \dots) \quad (9)$$

Onde:

- f^* - fração de água móvel;
- $(1 - f^*)$ - fração de água imóvel.
- D_m – coeficiente de dispersão hidrodinâmica na fase móvel [L^2T^{-1}];
- D_{im} – coeficiente de dispersão hidrodinâmica na fase imóvel [L^2T^{-1}];

Considerando-se um soluto não conservativo e não interativo, as parcelas S_m , S_{im} e $\sum_{j=1}^n \phi (C, S, \dots)$ da Equação 9 serão nulas. Outra consideração relevante é a de que, na fase móvel, a dispersão mecânica é insignificante, por este motivo, D_m pode ser considerado igual a zero.

Segundo Coats e Smith (1964), a troca de massa entre as frações móvel e imóvel acontece, inicialmente, por meio de um processo de difusão molecular, geralmente descrito por uma cinética de primeira ordem:

$$\theta_{im} \frac{\partial C_{im}}{\partial t} + \rho_s (1 - f^*) \frac{\partial S_{im}}{\partial t} = \alpha (C_m - C_{im}) \quad (10)$$

Onde:

- α – coeficiente de transferência de massa [T^{-1}].

3.8.6 Modelo de convecção-dispersão a dois sítios de sorção (CDE-2SS)

Também definido como um modelo de não-equilíbrio químico, ele considera que a sorção, para determinados sítios, ocorre de forma instantânea, enquanto a sorção nos demais sítios ocorre mediante cinética de primeira ordem (GONDIM, 2014). A interação entre a matriz sólida do solo de forma instantânea com a fase móvel líquida é representada pelo parâmetro (f), enquanto o parâmetro $(1 - f)$ representa a fração de sítios de sorção para o qual o equilíbrio acontece ao longo do tempo (SANTOS NETO, 2019).

Os sítios de sorção considerados na interação entre solo e solução, considerados pelo modelo CDE-2SS, correspondem a S_1 e S_2 , conforme descrito por meio das equações abaixo.

$$S_1 = K_D C \quad (11)$$

$$S_2 = (1 - f)K_D C \quad (12)$$

$$S = S_1 + S_2 = K_D C \quad (13)$$

Onde:

- C – concentração do soluto na solução [M.L⁻³];
- S – fração adsorvida;
- S_1 – fração sorvida pelos sítios em equilíbrio (sorção instantânea) [M.M⁻¹];
- S_2 – fração sorvida pelos sítios cinéticos de sorção [M.M⁻¹];
- f – fração de sítios para os quais o equilíbrio é instantâneo.

Admitindo um equilíbrio seja instantâneo, tem-se:

$$\frac{\partial S_1}{\partial t} = f K_D \frac{\partial c}{\partial t} \quad (14)$$

Considerando a cinética de primeira ordem para o sítio de sorção S_2 , tem-se:

$$\frac{\partial S_2}{\partial t} = \alpha [(1 - f)K_D C - S_2] \quad (15)$$

Onde:

- α – coeficiente de transferência de massa entre os dois sítios [T⁻¹].

Admitindo a possibilidade de transformação ou degradação do soluto em um regime hidrodinâmico estacionário, podemos obter a equação de conservação de massa em uma configuração que considera os sítios de sorção S_1 e S_2 , utilizando o modelo CDE:

$$\rho_a \frac{\partial S_1}{\partial t} + \rho_a \frac{\partial S_2}{\partial t} + \theta \frac{\partial C}{\partial t} = \theta D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \theta v \frac{\partial C}{\partial x} + \sum_{j=1} \phi_j \quad (16)$$

Substituindo a equação 14 na equação 16, obtemos o modelo CDE-2SS, conforme exige a Equação 17.

$$\left(1 + \frac{f\rho_d K_D}{\theta}\right) \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho_d}{\theta} \frac{\partial S_2}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} + \sum_{j=1} \phi_j \quad (17)$$

3.8.7 Equações de transporte adimensionais

Quando aplicamos os parâmetros adimensionais, reunidos no Quadro 2, tanto o modelo CDE-MIM quanto o modelo CDE-2SS se reduzem à mesma forma adimensional.

Quadro 2 – Parâmetros adimensionalizados.

PARÂMETRO	MODELO	
	CDE-2SS	CDE-MIM
T	$\frac{vt}{l}$	$\frac{vt}{l}$
Z	$\frac{x}{l}$	$\frac{x}{l}$
Pe	$\frac{vl}{D}$	$\frac{v_m l}{D_m} = \frac{vl}{D}$
R	$1 + \frac{\rho_d K_D}{\theta}$	$1 + \frac{\rho_d K_D}{\theta}$
β	$\frac{\theta + \rho_d f K_D}{\theta + \rho_d K_D}$	$\frac{\theta_m + \rho_d f K_D}{\theta + \rho_d K_D}$
ω	$\frac{\alpha(1 - \beta)RL}{v}$	$\frac{\alpha l}{\theta v}$
C_1	$\frac{C}{C_0}$	$\frac{C_m}{C_0}$
C_2	$\frac{S_2}{(1 - f)K_D C_0}$	$\frac{C_{im}}{C_0}$
μ_1	$\frac{L(\theta\mu_l + f\rho_d K_D \mu_{s,e})}{\theta v}$	$\frac{L(\theta_m \mu_{l,m} + f\rho_d K_D \mu_{s,m})}{\theta v}$

Fonte: Santos Neto (2019).

Considera-se l o comprimento da coluna, C_0 a concentração inicial e μ compreende a taxa de decaimento de primeira ordem. Enquanto o sub-escrito (l) indica a fase líquida; (s, e) a fase adsorvida em equilíbrio; (l, m) a fase líquida móvel e (s, m) a fase sólida móvel.

Na forma adimensionalizada, as Equações 9 e 17 se estruturam da seguinte forma:

$$\beta R \frac{\partial C_1}{\partial T} + (1 - f)R \frac{\partial C_2}{\partial T} = \frac{1}{Pe} \frac{\partial^2 C_1}{\partial Z^2} - \frac{\partial C_1}{\partial Z} \quad (18)$$

Enquanto as Equações 10 e 15, envolvendo cinética, se transformam em:

$$(1 - \beta)R \frac{\partial C_2}{\partial T} = \omega(C_1 - C_2) \quad (19)$$

Onde:

- β – coeficiente de partição;
- T – tempo adimensionalizado;
- Z – coordenada espacial adimensionalizada;
- C_1 e C_2 – concentrações adimensionalizadas na fase móvel e imóvel (modelo MIM), ou em dois sítios de sorção (instantâneo ou cinético);
- R – fator de retardo;
- ω – coeficiente de Damköler;
- Pe – número de Péclet.

Como condição inicial para a Equação 18, temos:

$$C_1(Z, 0) = C_2(Z, 0) = 0 \quad (20)$$

E como condição de contorno podemos considerar:

$$-\frac{1}{Pe} \frac{\partial C_1}{\partial Z} + C_1 = \begin{cases} 1 & \text{para } 0 < T \leq T_0 \\ 0 & \text{para } T > T_0 \end{cases} \quad (21)$$

$$\frac{\partial C_1}{\partial Z} \Big|_{\infty} = \frac{\partial C_2}{\partial Z} \Big|_{\infty} = 0 \quad (22)$$

3.8.8 Análise de Sorção para Ensaios em Batelada

Segundo Bezerra (2021), a quantidade de poluente adsorvido em razão da unidade de adsorvente pode ser determinada da seguinte forma:

$$S_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{m} \quad (23)$$

Sendo:

- S_e – concentração do corante no adsorvente (mg/kg);
- C_0 – concentração inicial do corante na solução (mg/L);

- C_e – concentração final do corante na solução (mg/L);
- V – volume da solução corante (L);
- m – massa da amostra de solo.

3.8.9 Cinética de Sorção

Segundo Ho e Mckay (1999), a cinética de sorção trata-se de uma importante ferramenta para realização de análises de retenção de contaminantes, devido ao fornecimento de informações sobre o comportamento do processo adsorptivo, taxa de absorção e o tempo de permanência na interface sólido-solução, por meio das quais é possível inferir a taxa de remoção do poluente.

De acordo com Barros *et al.* (2021), no modelo de pseudo-primeira ordem, a cinética considera uma proporcionalidade entre a taxa de absorção e a diferença entre as concentrações da solução em equilíbrio e da fase sólida, ao longo do tempo. Já o modelo pseudo-segunda ordem leva em conta a proporcionalidade direta entre a taxa de absorção e o quadrado da diferença (HO; MCKAY, 1999). Deste modo, a equação de pseudo-primeira ordem pode ser descrita do seguinte modo:

$$\log(S_{e1} - S_t) = \log S_{e1} - \frac{K_1}{2,303} t \quad (24)$$

Onde:

- K_1 – constante de taxa de sorção de primeira ordem (min^{-1});
- S_{e1} – quantidade de soluto sorvida no equilíbrio (mg/g);
- S_t – quantidade de soluto sorvido na superfície do sorvente em qualquer tempo (mg/g);
- t – tempo (min).

Já o modelo de pseudo-segunda ordem se ajusta mais satisfatoriamente quando ocorrem processos de sorção lentos. Quando comparado ao de primeira ordem, abrange um maior número de variáveis cinéticas, sendo, portanto, mais refinado (BARROS *et al.*, 2021). Segundo Ho e Mckay (1999), o modelo de pseudo-segunda ordem pode ser descrito da seguinte forma:

$$\frac{t}{S_t} = \frac{1}{K_2 S_{e2}^2} + \frac{1}{S_{e2}} t \quad (25)$$

Onde:

- K_2 – constante de taxa de sorção de segunda ordem (min^{-1});
- S_{e2} – quantidade de soluto sorvida no equilíbrio (mg/g);
- S_t – quantidade de soluto sorvido na superfície do sorvente em qualquer tempo (mg/g);
- t – tempo (min).

3.8.10 Isoterma de Sorção

As isotermas de sorção são capazes de determinar a quantidade de um determinado elemento ou composto químico adsorvido, bem como a sua quantidade remanescente na solução em equilíbrio (OLIVEIRA *et al.*, 2010), sendo as equações de Langmuir e Freundlich as mais utilizadas para descrever a adsorção de diferentes elementos químicos pela fase coloidal do solo. De acordo com Amarh *et al.* (2021), as isotermas consideram fatores de intensidade e capacidade em temperatura constante, representando, por meio de análise numérica, os parâmetros que influenciam a adsorvidade em solos.

De acordo com Barros *et al.* (2021), o modelo de Langmuir se baseia na hipótese de que as forças interativas entre as moléculas adsorvidas são desprezíveis, portando cada sítio pode ser ocupado por apenas uma molécula. Barros *et al.* (2021) ainda afirmam que o modelo de Freundlich, por sua vez, considera que existe, em cada sítio de sorção, energias de adsorção distintas, considerando, durante o processo de caracterização, que existe uma distribuição exponencial diferente. Quando não há equilíbrio nos sítios de sorção, a saturação da superfície do material não atingiu sua capacidade de saturação (BARROS *et al.*, 2021).

A Equação 26 apresenta a isoterma de Freundlich, expressa na forma logarítmica, para obtenção da concentração de poluentes (AMARH *et al.*, 2021).

$$\log(S_e) = \log(K_F) + \log(C_e)/n \quad (26)$$

Onde:

- S_e – quantidade de soluto sorvida no equilíbrio (mg/g);
- K_F – constante de afinidade de Langmuir (L/mg);
- C_e – concentração da substância adsorvida no estado de equilíbrio (mg/g);
- n – coeficiente de Freundlich.

A equação correspondente à isoterma de Langmuir é amplamente utilizada em formulações matemáticas que avaliam o processo adsorptivo utilizando o princípio de que a energia das moléculas adsorvidas é igual para todo e qualquer ponto da superfície, sendo a adsorção o resultado da colisão molecular para com o adsorvato. Neste sentido, apenas uma camada adsorptiva é gerada durante sua ocorrência, e o fenômeno de dessorção depende exclusivamente do material de superfície (LANGMUIR, 1916).

Segundo Oliveira *et al.* (2014), modelo isotérmico linear pode ser descrito utilizando a seguinte formulação:

$$\frac{C_e}{S_e} = \frac{C_e}{S_{maz}} + \frac{1}{S_{max}K_L} \quad (27)$$

Sendo:

- K_L – constante de Langmuir que dá a camada de adsorção teórica na monocamada (L/g);
- S_{max} – constante relacionada à adsorção (L/mg);
- C_e – concentração do adsorvato no estado de equilíbrio (mg/L);
- S_e – quantidade de soluto adsorvido por grama de adsorvente (mg/g);

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 USO DO BIOCHAR NA REMEDIAÇÃO DE POLUENTES

4.1.1 Características do biochar e efeitos na sorção

A técnica utilizada para produção do biochar possui importantes reflexos sobre suas características funcionais. Segundo Praveen *et al.* (2022), uma das principais lacunas existentes em pesquisas envolvendo a compreensão da tendência adsorviva destes materiais envolve justamente a sua produção, que afeta os parâmetros de qualidade e uniformidade do material, e afetam profundamente a sua produção e comercialização em larga escala.

Considerando a importância da porosidade para os processos adsorvivos, pesquisas apontam que o aumento de temperatura durante o processo de pirólise contribui com aumento de poros, que passam a variar de nanômetros para micrômetros (JIN *et al.*, 2016). Essa condição é essencial para o processo de adsorção, pois, como abordado anteriormente, existe uma relação direta entre um processo adsorvivo satisfatório para com a área superficial do soluto que estará diretamente em contato com o adsorvato.

A condição de pH também é uma grande responsável pelas características de superfície do biochar, à medida em que aumenta em função da temperatura pirolítica. Contudo este processo pode resultar em um aumento substancial de cinzas ou ainda na degradação de grupos funcionais ácidos (JIN *et al.*, 2016; PRAVEEN *et al.*, 2022).

4.1.2 Estudos envolvendo a aplicação de biochar

O biochar possui diferentes aplicações no campo do tratamento de contaminantes em efluentes, sendo aplicado em pesquisas distintas ao longo das últimas décadas. O estudo sobre a utilização do biochar na biorremediação de poluentes emergentes oriundos de diferentes ramos industriais tem se tornado recorrente em função dos resultados positivos apresentados no processo de aplicação.

Suhogusoff, Hirata e Ferrari (2012), utilizaram o biochar para remediação de nitratos. O meio adsorvivo utilizou uma biomassa de serragem, obtendo 90% de eficiência de remoção para um período de 460 horas, utilizando uma camada de 20cm do material e ensaios em coluna. Por meio dos resultados foi possível verificar que a utilização de biomassa seguiu uma proporção 2,5 vezes mais eficiente que aquele

obtido para uma coluna com metade da espessura do material, observado, portanto, um percentual constante de remoção.

Outro exemplo, desenvolvido por Kumarasinghe *et al.* (2018), avaliou a associação de um solo aluvial franco-argiloso, um bichar proveniente da casca de coco e tijolos kandy, como meio reativo para remoção de chumbo e cádmio em águas subterrâneas. Observou-se, utilizando técnicas de adsorção e dessorção, que a barreira reativa atingiu melhor capacidade de remoção do chumbo (Pb: ~95%), em detrimento do cádmio (Cd: ~75%) para toda a faixa de pH observada. Ambos os materiais analisados apresentaram uma alta capacidade de retenção e uma baixa lixiviação para os metais pesados.

O sequestro de carbono é outra propriedade investigada por meio da aplicação de biochar. Segundo Buss *et al.* (2022), a dopagem de biomassa com minerais refinados ou rochas moídas implica em uma perda de carbono no processo de pirólise e conseqüentemente reduz os custos de remoção do dióxido de carbono em 17%, com 30% de economia viável.

No campo dos efluentes têxteis, diversos estudos realizados têm apontado para a eficiência na remoção de corantes de águas residuais mediante a aplicação de uma gama diversificada de biochars.

Qiu *et al.* (2009) utilizaram um biochar produzido a partir de palha em um estudo comparativo envolvendo também o carvão ativado na adsorção dos corantes azul brilhante reativo e rodamina B. Comprovou-se que ambos os carvões possuíam elevada superfície específica, divergindo nos aspectos de porosidade, acidez superficial e ponto de carga zero. Ambos apresentaram elevada reatividade em uma faixa de pH de 3,0 a 6,5, contudo os melhores resultados foram obtidos para o biochar, devido à atração eletrostática e protonação em baixo pH.

Park *et al.* (2019) utilizaram dois biochars, ambos produzidos a partir da biomassa do *Panicum virgatum* L. em temperaturas de pirólise distintas, variando de 600 a 900 °C. Foram realizados experimentos de isotermas de adsorção para três corantes distintos, com ajuste de dados baseado no modelo de Langmuir. O biochar produzido em menor temperatura apresentou adsorção máxima de 37,6; 8,2 e 8,0 mg/g enquanto o biochar de maior temperatura apresentou valores 196,1; 38,2 e 22,6 mg/g, ambos para os corantes azul de metileno, laranja G e vermelho congo, respectivamente.

Chahinez *et al.* (2020) avaliaram a capacidade adsorptiva de um biochar produzido a partir do pecíolo da palma na remediação do corante cristal de violeta, obtendo valores de adsorção máxima de 27,40 mg/g para uma faixa de pH variando de 2 a 12.

Yi *et al.* (2021), associaram os resíduos da decapagem de aço inoxidável à palha de arroz, obtendo um biochar magnético, cuja área superficial específica correspondeu a 274,29 m²/g. O material foi capaz de promover uma adsorção máxima de 111,48 mg/g do corante cristal de violeta, por meio de interações entre os óxidos de ferro, ligações hidrogênicas e interações eletrostáticas.

O biochar produzido por meio de síntese do *Eucalyptus camdulensis* foi utilizado por Amin, Alazba e Shafiq (2021), em estudos de adsorção envolvendo os corantes azul de metileno e cristal de violeta. Utilizando ensaios cinéticos e isotérmicos, constatou-se um tempo de equilíbrio de 60 minutos. Observou-se que o aumento do pH e das concentrações iniciais das soluções resultaram em melhores percentuais de adsorção de ambos os contaminantes. Considerou-se um ajuste satisfatório aos modelos de *pseudo* segunda ordem e cinética de Elovich, confirmando um processo de adsorção química. As isotermas foram ajustadas pelos modelos de Langmuir e Freundlich, para o corante cristal de violeta e azul de metileno, respectivamente.

O estudo desenvolvido por Jegan *et al.* (2020) analisou a remoção dos corantes azul básico 41 e vermelho básico 09 com a aplicação de um biochar derivado da casca de amendoim. Por meio dos ensaios de cinética e isoterma, utilizando uma solução com concentrações entre 25 e 200 mg/L dos corantes. Observou-se uma eficiência de adsorção de 22,32 mg/g do corante azul básico e 40,65 mg/g do corante vermelho básico.

Sewu *et al.* (2021) utilizaram um biochar produzido a partir de lodo de esgoto na análise de adsorção dos corantes verde de malaquita e cristal de violeta. O estudo concluiu que houve uma adsorção de 69,5 mg/g e 49,0 mg/g para ambos, respectivamente. Os ajustes cinéticos, utilizando o modelo de *Langmuir*, apontaram para um processo governado por ligações hidrogênicas, interações eletrostáticas e trocas iônicas.

4.1.3 Estudos sobre a região do Alto Capibaribe

Dada a importância dos depósitos aluvionares na manutenção socioeconômica da região do Alto Capibaribe, diferentes estudos têm sido desenvolvidos, com a intenção de entender a dinâmica de fluxo de contaminantes emergentes nestes solos,

bem como propor técnicas de tratamento envolvendo a biorremediação de compostos nocivos que possam comprometer a qualidade das águas subterrâneas estocadas nas aluviões.

As análises abordadas neste tópico compõem uma série de estudos realizados sobre as aluviões presentes no leito seco do rio Capibaribe, localizada entre as cidades de Brejo da Madre de Deus e Santa Cruz do Capibaribe (RABELO, 2018; ALVES, 2019; ALEXANDRE, 2019; BARROS, 2019; SANTOS NETO, 2019; BEZERRA 2021).

Tendo em vista a forte presença do setor agropecuário na região do Alto Capibaribe, Rabelo (2018) estudou a retenção e mobilidade da Sulfadiazina, um antibiótico veterinário. O estudo apontou, por meio de ensaios em batelada e em coluna, que a camada superficial de solo teve uma maior capacidade de sorção em detrimento da camada subsuperficial, devido à presença de matéria orgânica em sua composição. Os resultados de sorção obtidos para o composto apontaram para um elevado risco de contaminação das aluviões em função de sua alta mobilidade e baixa capacidade de sorção do solo.

Santos Neto (2019) realizou um estudo dos impactos da heterogeneidade estrutural nos processos de mobilidade e retenção da Sulfadiazina, com a realização de uma caracterização hidrodispersiva das litofácies pertencentes a um depósito aluvionar do Alto Capibaribe, por meio de análise utilizando *Ground Penetration Radar* (GPR), e caracterização das amostras de solo coletadas por meio de ensaios de Batch e em coluna. De modo geral, a zona não saturada de solo aluvionar apresentou uma baixa capacidade de retenção do antibiótico e, conseqüentemente, um elevado risco de contaminação dos depósitos aluvionares. Foram utilizados no tratamento de dados os modelos CDE, CDE-MIM e CDE-2SS.

Alves (2019) investigou, por meio de ensaios em batelada e deslocamento em coluna, a mobilidade e retenção do corante Remazol Black B nas camadas de solo oriundas do leito seco do rio Capibaribe, também utilizadas por Rabelo (2018). Seu estudo identificou uma maior taxa de sorção para a camada superficial que para a subsuperficial, de 81,81 mg/kg e 21,7 mg/kg, respectivamente. Os ensaios em coluna apontaram para uma redução no valor do pico de concentração de corante para a camada superficial.

Alexandre (2019) realizou estudos de sorção utilizando o corante Direct Black 22 aplicado à duas camadas de solo aluvionar, com o propósito de avaliar a implantação

de um sistema alagado construído para retenção de efluentes. Por meio dos ensaios de cinética, observou-se um comportamento similar, em termos de sorção, em relação às conclusões de Rabelo (2018) e Alves (2019), com uma maior retenção para a camada superficial de solo.

Devido à composição diversificada dos efluentes têxteis, Barros (2019) analisou a mobilidade e retenção dos metais pesados cádmio e cobre em amostras de solo provenientes do leito seco do rio Capibaribe. Os ensaios de cinética, isoterma e colunas, realizados neste estudo, mostraram que ambos os metais, especialmente o cádmio, apresentaram uma alta mobilidade no solo, oferecendo risco considerável de contaminação dos aquíferos aluvionares. Para tratamento dos dados de ensaio em coluna, foram aplicados os modelos CDE e CDE-MIM para o traçador, e CDE-2SS para o poluente.

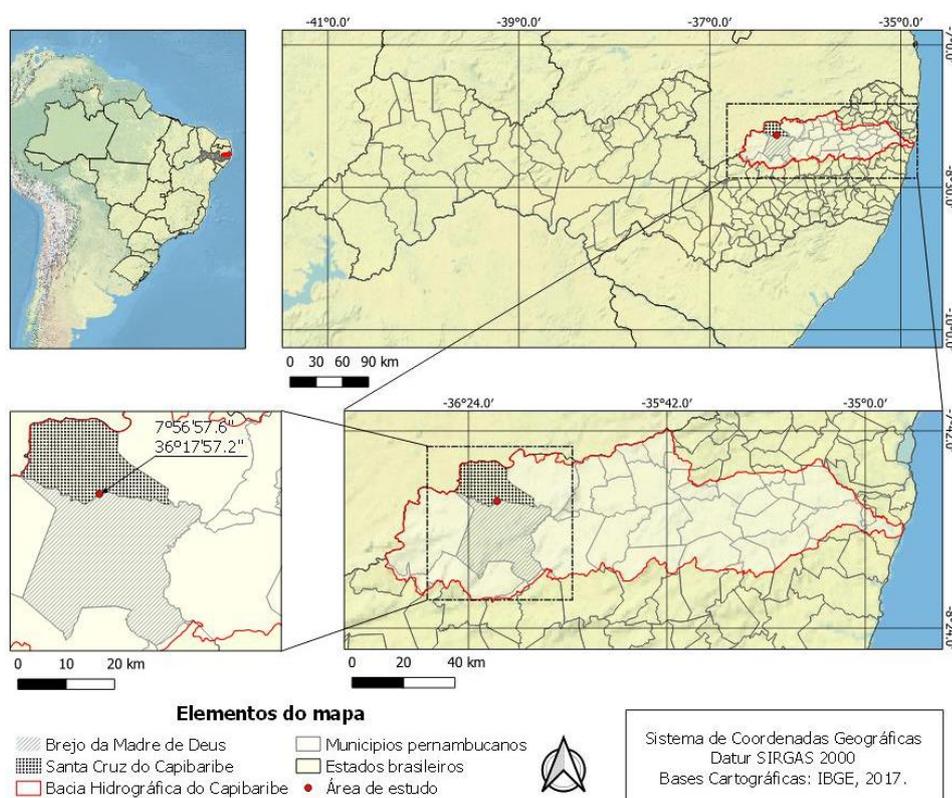
Enquanto Bezerra (2021) utilizou, em seu estudo, solo aluvionar do rio Capibaribe associado a um biochar, produzido a partir da biomassa da borra do café, com diferentes percentuais. Por meio de ensaios em batelada, observou-se que o incremento de 0,25% de biochar ao solo obteve uma maior capacidade adsortiva, com 47 mg/kg para uma camada de solo superficial e 21,7 mg/kg para uma camada mais profunda, ambas de um depósito aluvionar do Alto Capibaribe. Seus dados foram tratados por meio dos modelos de Langmuir e Freundlich.

5 METODOLOGIA

5.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende o local de coleta das amostras de solo aluvionar, em uma região rural, na divisa entre os municípios de Brejo da Madre de Deus e Santa Cruz do Capibaribe, a nordeste do estado de Pernambuco, com coordenadas geográficas $7^{\circ}56'57,6''$ S e $36^{\circ}17'57,2''$ W (Figura 4). O local de extração se situa na porção mais elevada do Rio Capibaribe, em um trecho que apresenta leito seco, e dista aproximadamente 10 km do centro da cidade de Santa Cruz do Capibaribe.

Figura 4 – Localização da área de estudo



Fonte: O Autor (2023).

A Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe é uma das 13 bacias que compõem o estado de Pernambuco e uma das 23 sub-bacias da Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental, sendo dividida em três macrozonas, intituladas: Alto (MZ-1), Médio (MZ-2) e Baixo Capibaribe (MZ-3). Cabe salientar que estas macrorregiões foram definidas em função da demanda de água, da importância dos sistemas de fornecimento de água para o desenvolvimento dos municípios e o aproveitamento dos recursos naturais. Sua área corresponde a 7.454,88 km², equivalente a 7,58% do

território estadual, e engloba 42 municípios, dos quais 27 deles encontram-se inseridos no semiárido. Em termos regionais, ela abrange as regiões do Agreste, Zona da Mata, estendendo-se até o Litoral (SRH/PE, 2010; AGUIAR *et al.*, 2022).

Segundo Braga *et al.* (2015) os valores de evapotranspiração da macrorregião do Alto do Capibaribe, correspondente, em média, a 1.900 mm/ano, superam os valores de precipitação, cuja média anual é de 600 mm/ano.

O município de Santa Cruz do Capibaribe está localizado na porção centro-leste da Província Borborema, cujo solo é caracterizado essencialmente por litotipos pré-cambrianos, com baixo percentual de rochas cenozóicas, compondo o Domínio Hidrogeológico Fissural, cujas rochas possuem embasamento cristalino (CPRM, 2017).

Cabe destacar que o município compreende a unidade geoambiental da Depressão Sertaneja, cuja paisagem possui características típicas do semiárido nordestino, como superfícies de pediplanação, relevo suave-ondulado, junto à presença de vales estreitos com vertentes dissecadas, além da vegetação composta predominantemente por *Caatinga Hiperxerófila* e trechos de *Floresta Caducifólia* (CPRM, 2005).

No que tange às características socioespaciais do município de Santa Cruz do Capibaribe, o mesmo encontra-se a 192 km da capital, Recife. De acordo com o último censo, realizado no ano de 2010, a população somava 85.594 habitantes, estima-se que este número já tenha ultrapassado a marca de 100 mil, atualmente (IBGE, 2022). A principal atividade econômica do município envolve a produção têxtil e o comércio, sendo o município responsável por uma das maiores taxas de participação no 'Polo de Confecções de Pernambuco', conforme abordado anteriormente (SEBRAE, 2013).

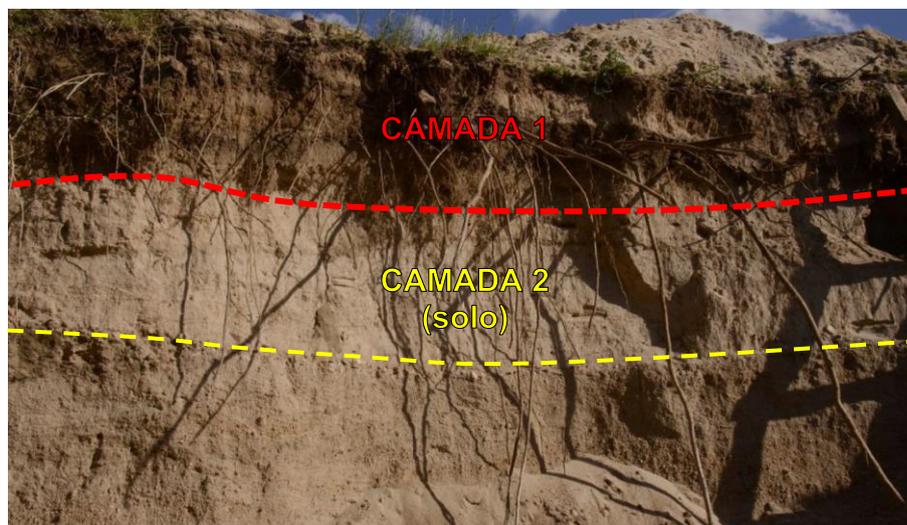
5.2 COLETA DE SOLO

5.2.1 Coleta de solo

O solo utilizado no presente estudo foi coletado mediante iniciativa de um grupo de pesquisa do Departamento de Energia Nuclear (DEN), pertencente à Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Segundo Santos Neto (2019), o experimento envolveu a abertura de uma trincheira de 12 metros de comprimento, por 5 metros de largura e 2 metros de profundidade. A escavação se deu no sentido longitudinal do rio, com o intuito de expor a estrutura do depósito aluvionar em sua zona não saturada.

Foram identificadas, mediante abertura da trincheira, duas camadas de solo (Figura 5), nomeadas como Camada 1 e Camada 2. Contudo, o presente estudo se atém apenas à análise da segunda camada do perfil, doravante intitulado “solo”.

Figura 5 – Perfis de solo identificados na trincheira



Fonte: Rabelo (2018).

A principal motivação para a escolha desta camada em detrimento da superior é justificada em função da sua baixa capacidade de adsorção, observada mediante as análises de mobilidade e retenção de poluentes nos estudos desenvolvidos por Alexandre *et al.* (2020), utilizando o corante DB22, e Alves *et al.* (2022), utilizando o corante RBB. Além disso, a presença de um teor elevado de matéria orgânica, presente na camada superior, poderia interferir nas análises feitas sobre o biochar, uma vez que interação entre os contaminantes e a matéria orgânica demonstrou resultados adsorptivos positivos. Neste sentido, entende-se que as propriedades do solo oriundo da Camada 2, contribuiu para uma análise detalhada sobre o potencial do biochar devido à ausência de fatores externos intervenientes.

5.3 CARACTERIZAÇÃO DA CAMADA DE SOLO ALUVIONAR

A análise da camada de solo aluvionar, utilizado neste estudo, foi feita por Rabelo (2018). Neste sentido, toda a caracterização descrita neste tópico foi precedentemente realizada pela pesquisadora supracitada, com apoio do Laboratório de Física dos Solos do Departamento de Energia Nuclear (DEN), da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), com base nos procedimentos experimentais descritos pela Embrapa (1997).

5.3.1 Análise granulométrica

A classe textural da amostra de solo aluvionar (Tabela 1), foi obtida por meio de fracionamento do material utilizando uma peneira com abertura de malha de 0,053 mm (80 mash), enquanto as frações de silte e argila foram determinadas por análises de sedimentação.

Tabela 1 – Distribuição granulométrica e classificação textural do solo

Argila %	2,34
Silte %	3,52
Areia %	94,14
Classe textural	Areia

Fonte: O Autor (2023).

Nota: Adaptado de Rabelo (2018).

5.3.2 Teor de Matéria Orgânica

O Carbono Orgânico (CO) utilizou o método de Walkley-Black. A oxidação da matéria orgânica foi feita por meio da aplicação de Dicromato de Potássio ($K_2Cr_2O_7$) e a titulação foi feita utilizando sulfato ferroso ($FeSO_4$). A Matéria Orgânica (MO) foi obtida por meio da multiplicação do CO por 1,724, admitindo-se que o carbono participa com uma parcela de 58% na composição do húmus. Os dados de CO e MO obtidos podem ser observados na Tabela 2.

Tabela 2 – Valores de composição orgânica

Média CO (g/g)	0,97%
Média MO (g/g)	1,67%

Fonte: O Autor (2023).

Nota: Adaptado de Rabelo (2018).

5.3.3 Superfície Específica

A superfície específica foi determinada por meio do método de Brunauer, Emmet e Teller (BET). Tal análise utiliza o princípio da sorção de um gás pela superfície de um sólido. Utilizando o *software Enhanced Data Reduction*, aplicando o método BET às isotermas de adsorção com o gás nitrogênio, obteve-se o valor de superfície específica equivalente à 2,46 m²/g.

5.3.4 Capacidade de troca catiônica (CTC)

A CTC (Tabela 3) foi estimada por meio de Potássio e Sódio trocáveis, com aferição em um fotômetro de chama, Cálcio e Magnésio trocáveis em um extrator com

Cloreto de Potássio e, posteriormente, a leitura de absorção atômica por espectrofotometria, enquanto o Alumínio trocável foi verificado em um extrator com Cloreto de Potássio.

Tabela 3 – Capacidade de Troca Catiônica

Bases trocáveis (cmol_c dm⁻³)					
Ca	Mg	Na	K	Al	H
0,75	1,25	0,62	0,07	0,00	0,57
Soma das bases S (cmol_c dm⁻³)					2,70
CTC (cmol_c.dm⁻³)					3,30
Saturação por bases V (%)					83,0

Fonte: O Autor (2023).

Nota: Adaptado de Rabelo (2018).

5.3.5 Densidade de Partícula

A obtenção de um valor elevado de densidade de partícula pode indicar a presença de óxidos de ferro e/ou metais pesados no solo, enquanto valores reduzidos podem indicar que o solo apresenta maior teor de matéria orgânica em sua composição (MENDES *et al.*, 2003). Para a camada de solo estudada, determinou-se que a densidade da partícula equivale a 3,07 mg/m³, adquirindo valores ainda maiores à medida em que o solo avança em profundidade (RABELO, 2018).

5.3.6 Análise pelo EDXRF

Para realização da quantificação química, foi realizado aplicada a Fluorescência de Raios X por Dispersão de Energia (EDXRF). Esta técnica quantifica tanto os elementos químicos, como nutrientes e poluentes. Os resultados de óxidos, com 95% de confiança dos elementos químicos analisados, podem ser observados por meio da Tabela 4.

Tabela 4 – Presença de óxidos determinados nos materiais de referência SRM 2709

	Valores Certificados (mg kg⁻¹)	Valores obtidos (mg kg⁻¹)
Mn	538 ± 17	156 ± 25
Fe	35000 ± 1100	7928 ± 443
Ni	88 ± 5	7 ± 1,4
Zn	106 ± 3	16 ± 8
Pb	18,9 ± 0,5	43 ± 10
Sr	231 ± 2	494 ± 6
Ti	3420 ± 240	1621 ± 92
Mg	15100 ± 500	5933 ± 1046

Al	75000 ± 600	58802 ± 1847
Si	296600 ± 2300	416429 ± 11468
K	20300 ± 600	31359 ± 633
Ca	18900 ± 500	6504 ± 927
V	112 ± 5	42 ± 12

Fonte: O Autor (2023).

Nota: Adaptado de Rabelo (2018).

5.4 PRODUÇÃO E DETERMINAÇÃO DAS PROPRIEDADES DO BIOCHAR

O biochar, utilizado no presente estudo, foi produzido por Lima *et al.* (2018) a partir da biomassa da casca de café. Deste modo, a caracterização descrita neste tópico foi outrora realizada pelos pesquisadores supracitados, com o apoio do grupo de pesquisa da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) – Unidade Acadêmica de Garanhuns.

A casca de café foi submetida a um tratamento térmico utilizando pirólise lenta. Este processo foi realizado por meio de um forno metálico caseiro, por um período de 10 a 12 horas, sob condições restritivas de disponibilidade de oxigênio e uma temperatura de 530 °C.

As propriedades do biochar (Tabela 5), foram realizadas em conformidade com os padrões do IPA (2008) e Embrapa (2011). Os teores de carbono e hidrogênio foram aferidos pelo método de combustão, a uma temperatura de 925 °C, utilizando um analisador elementar CHNS-O. A análise do teor de fósforo utilizou o método de calorimetria associado à espectrofotometria, enquanto a troca iônica foi feita por meio da extração de KCl N (LIMA *et al.*, 2018).

Tabela 5 – Propriedades físico-químicas do biochar da casca de café

pH	P	Ca	Mg	K	Al	Na	CTC	C	N	SSA
1:5	Mg/kg	cmol/g	-	-	-	-	-	%	-	m ² /g
10,31	470,65	0,14	0,12	22,17	0,0	0,06	22,54	67,11	2,05	244,0

CTC: capacidade de troca catiônica; SSA: área superficial específica.

Fonte: O Autor (2023).

Nota: Adaptado de Lima *et al.* (2018).

Como o objetivo deste estudo está centrado na avaliação do biochar como um aditivo melhorador da capacidade adsorptiva da amostra de solo analisada, foram definidas configurações de adição deste material, para os ensaios de deslocamento

miscível e em batelada, composto pelas configurações de solo, solo+0,25% e solo+1,0% (Figura 6).

O único tratamento ao qual o biochar foi submetido para realização dos ensaios elencados neste estudo foi a redução granulométrica, realizada com o auxílio de almofariz e pistilo em porcelana. Este processo teve como objetivo diminuir as partículas do biochar, para garantir uma melhor homogeneização deste ao solo, durante o processo de mistura, realizado mecanicamente.

Figura 6 – Preparação do conteúdo das colunas para acondicionamento



Fonte: O Autor (2023).

5.5 CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS ADSORVENTES

Os ensaios de caracterização dos adsorventes foram realizados mediante apoio do Laboratório de Química (LQ), da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) - Centro Acadêmico do Agreste.

5.5.1 Espectroscopia na Região do Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR)

A análise FTIR foi realizada utilizando espectrofotômetro com transformada de Fourier, com o intuito de reconhecer a composição química das configurações solo, solo+0,25%BC, solo+0,50%BC, solo+0,75%BC e solo+1,0%BC.

Para tal análise, as amostras foram submetidas à maceração utilizando almofariz e pistilo em Ágata (Figura 7), sendo posteriormente peneiradas utilizando uma peneira 200 *Mash*, com abertura de malha de 0,075 mm. Em seguida, as amostras foram

dispostas em béqueres, devidamente identificados, e encaminhadas à estufa, sob temperatura de 100 °C, onde permaneceram por 24 horas.

Figura 7 – Preparação de amostras para análise FTIR a) Redução granulométrica da amostra; b) Duplicatas das amostras de solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC, da esquerda para a direita, respectivamente, após a redução granulométrica.



Fonte: O Autor (2023).

Após a desidratação, as amostras foram homogeneizadas mediante o uso de brometo de potássio (KBr), e posteriormente compactadas utilizando uma prensa hidráulica manual *MARCON*. Foram obtidas pastilhas de aspecto translúcido, com 14 mm de diâmetro e massa de 0,20 g, aproximadamente, compostas por 10% do material de análise e o restante por KBr. As amostras seguiram para análise, que utilizou um espectrofotômetro da marca *Shimadzu*, modelo *IR Prestige-21*.

A espectrofotometria de infravermelho é feita por meio da geração de um interferograma, que ocorre no domínio temporal e contém todas as frequências que formam o espectro infravermelho. A análise de espectro no domínio de frequência, contudo, é obtida por meio de uma operação matemática denominada transformada de Fourier, que é capaz de separar as frequências das absorções individuais contidas no interferograma, gerando espectros virtualmente idênticos àqueles gerados por meio de espectrômetro dispersivo.

Partindo deste princípio, obtidas as curvas, foi observada a transmitância na região do infravermelho para todas as configurações solo-biochar descritas, considerando a faixa de comprimento entre 4000 e 400 cm^{-1} . O comportamento da curva, dos picos e bandas, possibilitaram a identificação dos grupos funcionais que compõem as amostras analisadas.

5.6 pH EM ÁGUA E EM KCl

O procedimento de análise de pH em água e em KCl trata-se da determinação da concentração de íons H^+ na solução do solo, por meio de um eletrodo imerso em suspensão solo:líquido (água, KCl), na proporção 1:2,5. O ensaio foi conduzido em duplicatas, para as configurações solo, biochar, solo+0,25%BC, solo+0,50%BC, solo+0,75% e solo+1,0%BC, previamente homogeneizadas, segundo o método descrito pela Embrapa (2017).

Foram pesadas 10 g de cada amostra e adicionadas em béqueres de 100 mL. Em cada amostra foram adicionados 25 mL de KCl, com concentração de 1 mol/L. Cada amostra foi agitada por 60 segundos, com auxílio de um bastão de vidro, e deixada em repouso por 1 hora. Após o período de repouso, cada amostra foi ligeiramente agitada utilizando o bastão. Com a solução homogeneizada, foi inserido imediatamente o eletrodo para leitura do pH. O equipamento utilizado para realização das leituras foi um pHmetro digital da marca *GEHAKA*, modelo PG1800.

5.7 PONTO DE CARGA ZERO (PCZ)

O método utilizado se baseou no experimento dos 11 pontos, desenvolvido por Robles e Regalbutto (2004), que consiste em submeter à agitação amostras solo-biochar, adicionadas em soluções de água destilada com pH's ajustados em 11 valores distintos (ALEXANDRE, 2019; BEZERRA, 2021).

Inicialmente foram adicionados 100 mL de água destilada em 11 *erlenmeyers* de 125 ml. Foi adicionado, em seguida, 1,0 g do material analisado a cada um dos *erlenmeyers*. Os onze pontos de pH utilizados foram 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11 e 12, ajustadas com a adição de soluções de ácido sulfúrico (H_2SO_4 0,1 N) e hidróxido de sódio (NaOH 0,1 N). Este processo foi realizado para as configurações solo, solo+0,25%BC, solo+0,50%BC, solo+0,75%BC e solo+1,0%BC, individual e separadamente.

Os *erlenmeyes* foram então encaminhadas a uma incubadora da marca *TECNAL*, modelo TE-421, onde permaneceram em agitação por 24 horas, com velocidade de 200 RPM a uma temperatura de 25 °C (Figura 8a).

Após o período de agitação, as soluções foram retiradas e filtradas a vácuo, utilizando um conjunto motor bomba *Marte*, associado a um funil de *Buchner Kitassato* contendo um filtro em éster de celulose *Milipore*, de 0,45 μm de abertura (Figura 8b).

Por fim, por meio do pHmetro digital *GEHAKA*, modelo PG1800, foram efetuadas as medições do pH final de cada uma das soluções.

A descrição gráfica do PCZ foi obtida por meio da diferença entre pH_{final} e $\text{pH}_{\text{inicial}}$, no eixo das ordenadas, e do $\text{pH}_{\text{inicial}}$, no eixo das abcissas. O valor de PCZ corresponde ao valor nulo de $\text{pH}_{\text{inicial}}$, identificado por meio da interceptação de cada uma das curvas com o eixo das abcissas.

Figura 8 – Equipamentos utilizados no ensaio de PCZ a) Incubadora; b) Conjunto motor bomba e *Buchner Kitassato* para filtragem à vácuo



Fonte: O Autor (2023).

5.8 PRODUÇÃO DAS SOLUÇÕES ESTOQUE DE DB22 E RBB

O processo de hidrólise foi realizado para os corantes DB22 (C.I. 35435; CAS 6473-13-8) e RBB (C.I. 20505; CAS 12225-25-1; 17095-24-8), com o intuito de simular as características do banho de tingimento utilizado na indústria têxtil (ALBUQUERQUE *et al.*, 2005; ALVES, 2019; BEZERRA, 2021). Este processo foi realizado no Laboratório de Química (LQ), da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) - Centro Acadêmico do Agreste.

A preparação das soluções estoque dos corantes DB22 e RBB foram realizadas individualmente, iniciando com a pesagem das massas e a adição do corante em pó em água destilada na concentração de 32,5 mg/L. A homogeneização da solução foi feita em béqueres individuais, com o auxílio de um agitador magnético, sob temperatura ambiente.

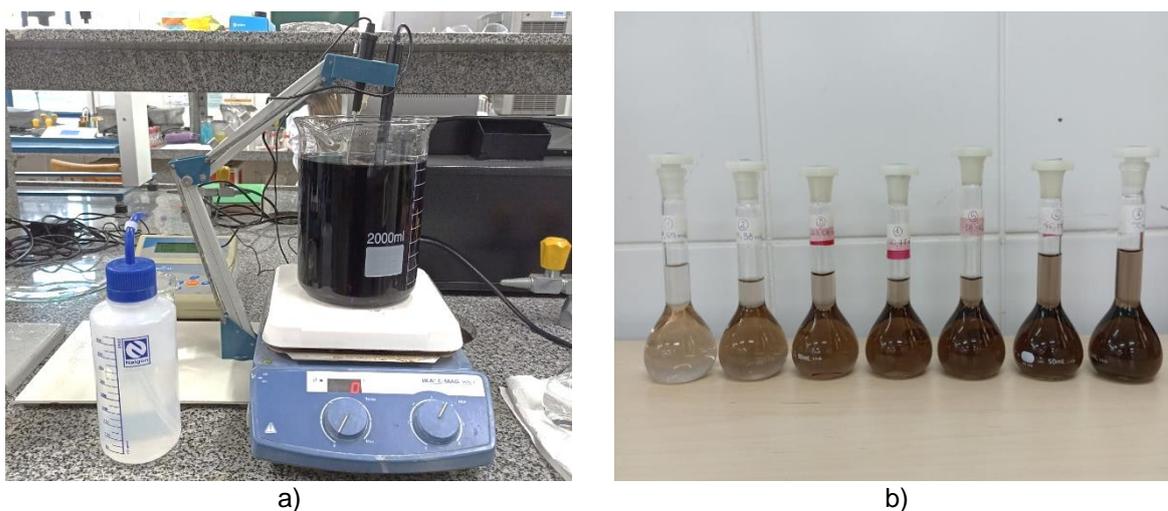
Após a homogeneização, ambas as soluções permaneceram sob agitação, procedendo com o ajuste de pH para $11 \pm 0,05$, utilizando uma solução de hidróxido de sódio (NaOH) 20% (m/v). Após esta etapa, as soluções foram aquecidas pelos próprios agitadores magnéticos, até atingirem a temperatura de 80 ± 10 °C, durante 60

minutos, seguindo, posteriormente, para arrefecimento em temperatura ambiente. Após atingir o equilíbrio térmico, as soluções passaram por um novo ajuste de pH para $5 \pm 0,05$ (Figura 9a), mediante uso de uma solução de ácido clorídrico (HCl) 30% (v/v).

Mediante a regularização do pH, foi feita a aferição do máximo pico de absorbância, utilizando o espectrofotômetro da marca Spectroquant, modelo Prove 100. Esta etapa é responsável por indicar a fração de radiação absorvida por uma dada espessura da própria solução estoque, em uma frequência específica.

De posse desta informação, procedeu-se com a montagem das curvas padrão, também denominadas curvas de calibração, obtidas por meio da diluição das soluções estoque para as concentrações 5,0; 10,0; 15,0; 20,0; 25,0 e 30,0 mg/L (Figura 9b). sendo a leitura das absorbâncias, para cada diluição, realizada por meio do espectrofotômetro supracitado.

Figura 9 – Solução estoque do DB22 a) Hidrólise da solução; b) Diluição da solução estoque para montagem da curva padrão



Fonte: O Autor (2023).

5.9 ENSAIOS DE ADSORÇÃO

Os ensaios de cinética e isoterma de sorção foram realizados no Laboratório de Química (LQ), da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) – Centro Acadêmico do Agreste. Os ensaios em colunas de solo foram realizados com apoio do Laboratório de Física dos Solos e do Laboratório de Transporte de Solutos, ambos integrados ao Departamento de Energia Nuclear (DEN/UFPE). Cabe destacar que os ensaios foram replicados para tanto para o corante DB22, quanto para o corante RBB.

5.9.1 Ensaios em Coluna de Solo

O dispositivo experimental utilizado no ensaio de transferência de solutos (Figura 10), foi composto por colunas da marca *CYTIVA*, modelo XK26, com 2,60 cm de diâmetro interno, bomba peristáltica da marca *ISMATEC*, capilares de teflon com 2,0 mm de diâmetro interno e coletor de frações *Spectrum*, modelo CF-2. Também foram utilizadas balanças digitais da marca *SHIMADZU*, modelo BL3200H, para controle das massas de injeção, tanto da solução traçadora quanto do contaminante, além de um condutivímetro *DIGIMED*, modelo DM-31, para leitura da condutividade elétrica das amostras do traçador.

Figura 10 – Dispositivo experimental para injeção de traçador e contaminantes



Fonte: O Autor (2023).

Com base na densidade do solo, equivalente a $1,63 \text{ g/cm}^3$, no diâmetro interno da coluna e na sua altura, fixada em 10 cm, foram calculadas as massas de cada configuração solo-biochar analisadas. Posteriormente, cada amostra foi encaminhada à sua respectiva coluna, devidamente identificada, e acondicionada em camadas de aproximadamente 2 cm, compactadas manualmente. O processo de compactação foi feito de modo a aproximar a altura da coluna de solo em laboratório ao valor previamente fixado, considerando que, deste modo, seriam simuladas as condições de compactação reais, uma vez que os cálculos consideram a massa específica aparente, próxima àquela obtida por meio de ensaios em campo (ALVES, 2019).

Este ensaio foi composto de duas etapas, a primeira envolvendo o traçador não reativo Brometo de Potássio (KBr), com concentração de 35,70 g/L (0,3 mol/L), para

análise dos parâmetros hidrodispersivos, e a segunda etapa utilizando os corantes DB22 e RBB, ambos com concentração de 32,5 mg/L, para análise da mobilidade de solutos. Cada corante foi analisado por um conjunto de colunas, em duplicata, para as configurações solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC, isoladamente. A utilização do KBr como traçador não reagente remonta estudos similares (MILFONT *et al.*, 2008; CARMO *et al.*, 2013; ALVES, 2019).

Após a montagem, as colunas foram saturadas ininterruptamente por 24 horas com uma solução iônica de Cloreto de Cálcio (CaCl_2), cuja concentração foi de 1,20 g/L (0,01 mol/L), por meio de um fluxo ascendente, utilizando a mínima vazão permitida pela bomba peristáltica. Cada coluna foi pesada antes e depois da saturação, para obtenção do volume de poros.

Após a saturação, foi executada a primeira etapa do ensaio correspondente às injeções das massas de traçador KBr, equivalentes aos volumes de poros (V_0) de cada coluna, sob fluxo ascendente a uma vazão de 0,3 mL/min. As amostras foram recolhidas por meio do coletor de frações e posteriormente encaminhadas para pesagem e aferição da condutividade elétrica. Após este processo foi retomada a injeção de CaCl_2 para lixiviação do traçador por aproximadamente 24 horas.

A segunda etapa consistiu na injeção das massas de contaminante, correspondentes aos volumes de poros de cada coluna, sob fluxo ascendente, a uma vazão de 0,3 mL/min, sendo realizada a coleta por meio de tubos de ensaio utilizando o coletor de frações. Cada amostra foi encaminhada primeiramente à pesagem, devidamente estocada em tubos tipo âmbar de 5mL, e submetidas à filtração utilizando uma seringa, *holder* e membranas lisas em éster de celulose da marca *Unifil*, de 0,25 mm de diâmetro e porosidade de 0,45 μm .

A leitura das absorvâncias de cada amostra filtrada foi realizada mediante o uso de um espectrofotômetro da marca Spectroquant, modelo Prove 100, com apoio do Laboratório de Engenharia Ambiental LEA/UFPE.

A relação entre concentração inicial e concentração remanescente (C/C_0) em função do volume de poros do efluente coletado (V/V_0) forneceram as curvas de eluição do soluto (MILFONT *et al.*, 2008; CARMO *et al.*, 2013; ALVES, 2019).

5.9.2 Parâmetros hidrodispersivos

Os dados de tempo de aplicação do pulso (t_0) e densidade de fluxo de Darcy (q) foram estimados mediante a realização dos ensaios em coluna.

As análises para traçador e poluente foram realizadas mediante utilização do programa CXTFIT, desenvolvido por Parker e Van Genuchten (1984). Para o traçador KBr, foram realizados ajustes utilizando os modelos CDE, para obtenção dos parâmetros D e R, e CDE-MIM, para obtenção dos parâmetros D, R, β e ω , intrínsecos às curvas de eluição experimentais.

De modo análogo, foi aplicado o modelo CDE-2SS para ajuste dos dados de concentração, obtidos para os contaminantes DB22 e RBB, a partir de leitura espectrofotométrica e da curva padrão.

5.9.3 Cinética de Sorção

Utilizando as soluções estoque dos corantes DB22 e RBB, na concentração padrão de 32,5 mg/L, e amostras contendo solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC, foram preparados os ensaios de cinética. Cada corante foi ensaiado isoladamente, mediante a preparação de amostras na proporção de 1:10 solo-corante, contendo 5,0g do material para 50 mL da solução estoque, dispostas em *Erlenmeyers* de 125 mL, que foram selados hermeticamente com auxílio de plástico filme (Figura 11a), e encaminhadas à incubadora *TECNAL*, modelo TE-421, refrigerada e com agitação, previamente programada à uma temperatura de $25\pm 0,5$ °C e 200 ± 10 RPM (Figura 11b).

Figura 11 – Realização do ensaio de cinética a) Preparação das amostras do corante RBB; b) Disposição das amostras na mesa agitadora



a)



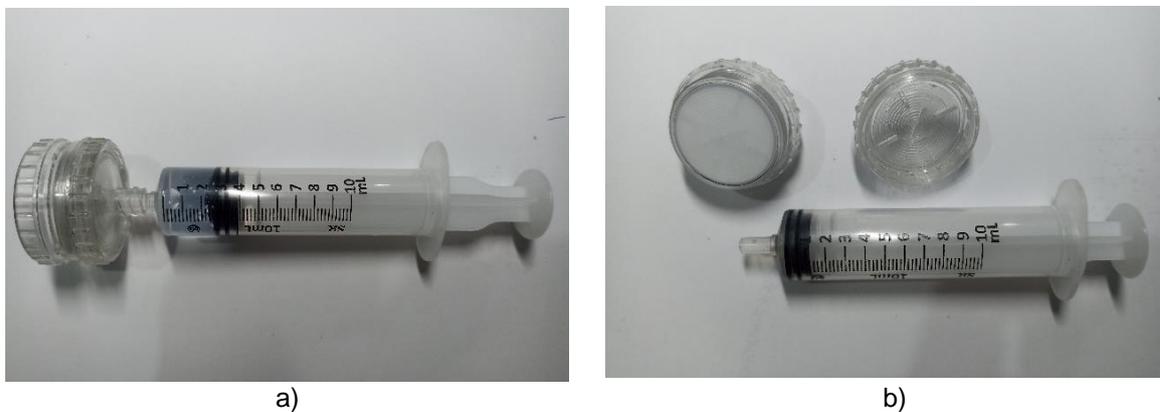
b)

Fonte: O Autor (2023).

Os tempos de contato analisados foram de 0,17; 0,33; 0,50; 1, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 24, 48 e 72 horas. Para cada intervalo de tempo, uma duplicata das amostras de cada configuração foi retirada da incubadora, filtrada por meio de seringa e Holder (Figura 12), utilizando membranas *Unifil* de 0,45 μm , e encaminhada para leitura em um

espectrofotômetro UV-Vis, da marca Spectroquant, Prove 100, onde foi possível determinar sua absorvância (BEZERRA, 2021).

Figura 12 – Dispositivos de filtragem a) Conjunto seringa holder equipado; b) Seringa e holder após o processo de filtragem



Fonte: O Autor (2023).

5.9.4 Isoterma de sorção

Com procedimento análogo à cinética de sorção, foi mantida a proporção de 5,0g para 50 mL da solução, dispostas em *Erlenmeyers* de 125 mL. As amostras de solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC foram preparadas em duplicatas nas concentrações de 5,0; 10,0; 15,0; 20,0; 25,0; 30,0 e 32,5 mg/L, obtidas por meio de diluição das soluções estoque.

Os corantes DB22 e RBB foram analisados isoladamente. As amostras foram encaminhadas à incubadora *TECNAL*, modelo TE-421, onde permaneceram por um tempo de equilíbrio de 24 horas à uma temperatura de $25\pm 0,5$ °C e 200 ± 10 RPM.

Após este período, as amostras também passaram por filtragem utilizando seringa, holder e membranas *Unifil* de 0,45 μm , sendo encaminhadas para leitura em um espectrofotômetro UV-Vis, Spectroquant, Prove 100, onde foram obtidas as absorvâncias de cada amostra.

5.9.5 Critérios estatísticos para análise de desempenho de modelos

A análise da qualidade de ajuste dos dados obtidos por meio dos modelos CDE, CDE-MIM e CDE-2SS será realizada por meio dos seguintes critérios estatísticos: Coeficiente de determinação, Erro Quadrado Médio, Eficiência de Modelagem, Razão de Desvios e Coeficiente de Massa Residual. Tais estatísticas também foram utilizados por Antonino *et al.* (2004) Oliveira, Soares e Holanda (2018) e Alves *et al.*

(2022) no controle de qualidade de dados, para análises de infiltração e caracterização hidrodinâmica em solos.

O Coeficiente de Determinação (R^2) corresponde a uma medida de ajuste entre o modelo estatístico linear generalizado em relação a valores obtidos por meio de observação. Varia entre 0 e 1, e quanto maior o valor, mais explicativo é o modelo linear (MAIA, 2013; ALVES et al., 2022).

$$R^2 = 1 - \frac{SQ_{residual}}{SQ_{total}} \quad (28)$$

Onde:

- $SQ_{residual}$ – Soma dos quadrados dos resíduos, exibida pela Equação 29;
- SQ_{total} – Soma dos quadrados totais, exibida pela Equação 30.

$$SQ_{residual} = \sum_{i=1}^N (M_i - T_i)^2 \quad (29)$$

$$SQ_{total} = \sum_{i=1}^N (M_i - \bar{M})^2 \quad (30)$$

O Erro Quadrático Médio (EQM), corresponde ao grau de desvio entre os valores experimentais e aqueles obtidos por meio de cálculo, utilizando o modelo teórico correspondente, sendo expresso em porcentagem e tendendo a zero (ANTONINO et al., 2004).

$$EQM = \left(\frac{\sum_{i=1}^N (T_i - M_i)^2}{N} \right)^{\frac{1}{2}} \frac{100}{\bar{M}} \quad (31)$$

A Eficiência de Modelagem (EM) exibe a representatividade da estimativa fornecida pelo modelo teórico em relação as determinações experimentais, em detrimento da estimativa feita com base no valor médio destas. Este valor tende a se aproximar de um, à medida que se aproxima de simulações mais próximas da realidade (ANTONINO et al., 2004).

$$EM = \frac{\sum_{i=1}^N (M_i - \bar{M})^2 - \sum_{i=1}^N (T_i - M_i)^2}{\sum_{i=1}^N (M_i - \bar{M})^2} \quad (32)$$

A Razão de Desvios (RD) exibe a correlação entre a dispersão das determinações experimentais e dos valores obtidos mediante o modelo teórico

correspondente, tendendo a um quando os valores são consistentes com aqueles estimados (OLIVEIRA; SOARES; HOLANDA, 2018).

$$RD = \frac{\sum_{i=1}^N (M_i - \bar{M})^2}{\sum_{i=1}^N (T_i - \bar{M})^2} \quad (33)$$

O Coeficiente de Massa Residual (CMR) indica a ocorrência de superestimativa ou subestimativa do modelo correspondente em relação aos valores observacionais. Valores negativos indicam superestimação, enquanto os positivos indicam subestimação (ALVES *et al.*, 2022).

$$CMR = \frac{\sum_{i=1}^N M_i - \sum_{i=1}^N T_i}{\sum_{i=1}^N M_i} \quad (34)$$

Considerando, para as Equações 29 a 34:

- T_i – Valores obtidos por meio do modelo;
- M_i – Valores experimentais;
- \bar{M} – Média dos valores experimentais;
- N – Número de determinações.

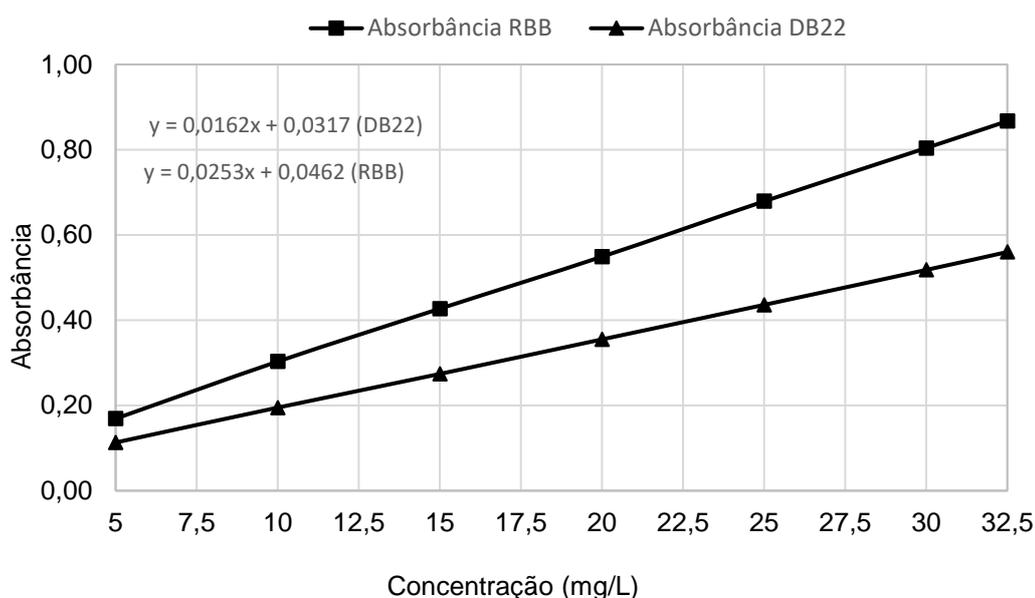
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 CURVAS PADRÃO

As curvas de calibração foram montadas por meio dos dados de absorvância obtidos da aferição de sete amostras da solução estoque do corante DB22 e outras sete amostras do corante RBB. Para cada corante, foram feitas seis diluições em concentrações menores, e a sétima correspondeu à concentração inicial da própria solução estoque.

Por meio de ajuste linear, foram obtidas as linhas de tendência (Figura 13), que correlacionam os dados de absorvância e concentração, descritas também por meio da Equação 35, para o corante DB22, e Equação 36, para o corante RBB.

Figura 13 – Curvas padrão dos corantes DB22 e RBB



Fonte: O Autor (2023).

As curvas obtiveram o valor de $R^2=1$. Deste modo, pode-se inferir que elas exibem um modelo de regressão linear que se adequa perfeitamente à linha de regressão ajustada.

$$A = 0,0162 \times C + 0,0317 \quad (35)$$

$$A = 0,0253 \times C + 0,0462 \quad (36)$$

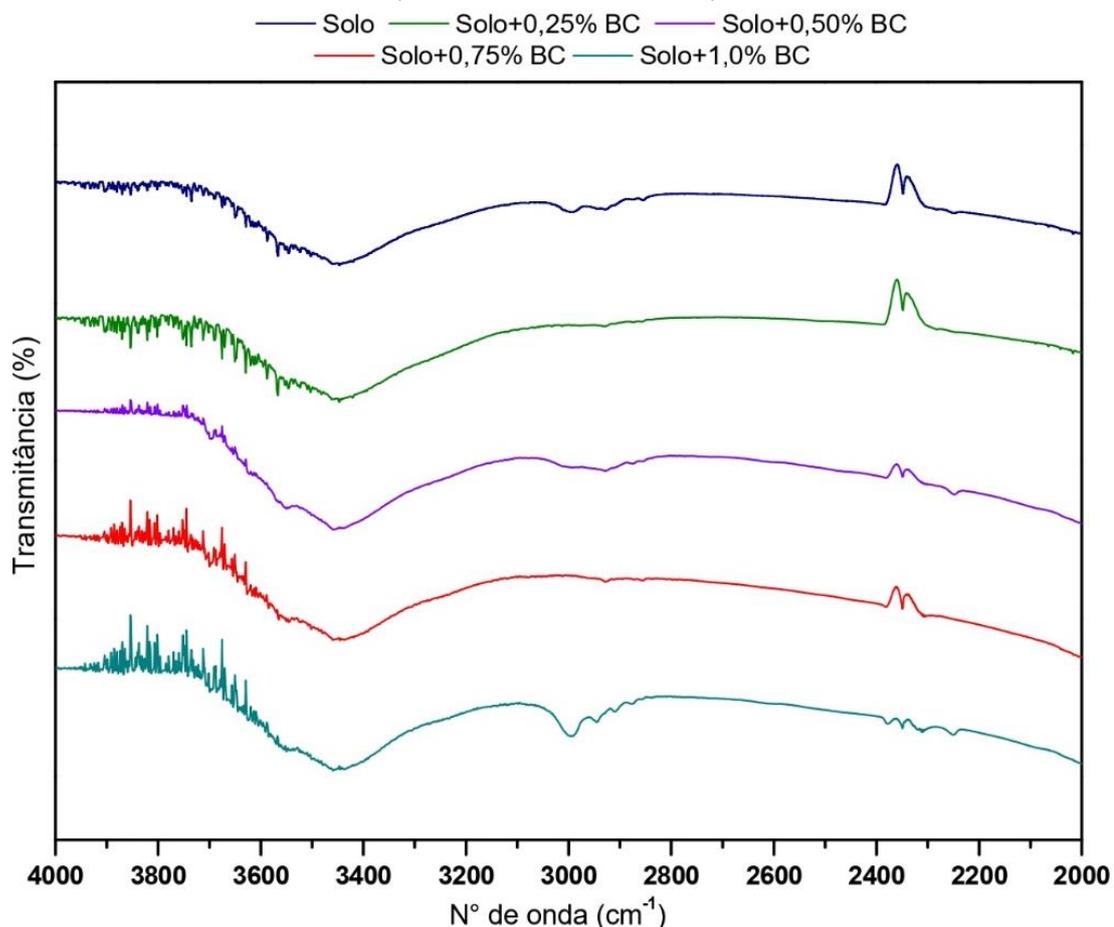
As leituras de absorvância realizadas nesta etapa foram feitas mediante calibração do espectrofotômetro para o máximo comprimento de onda equivalente dos contaminantes DB22 e RBB, sendo estes $\lambda_{\text{máx}} = 476 \text{ nm}$, e $\lambda_{\text{máx}} = 597 \text{ nm}$,

respectivamente. Ambos os valores correspondem aos picos identificados mediante avaliação utilizando espectrofotometria, e são consistentes com análises similares, desenvolvidas por Santos (2012) e Lucena (2018), que realizaram procedimentos experimentais sobre os mesmos corantes aplicados ao presente estudo.

6.2 ANÁLISE FTIR DAS AMOSTRAS

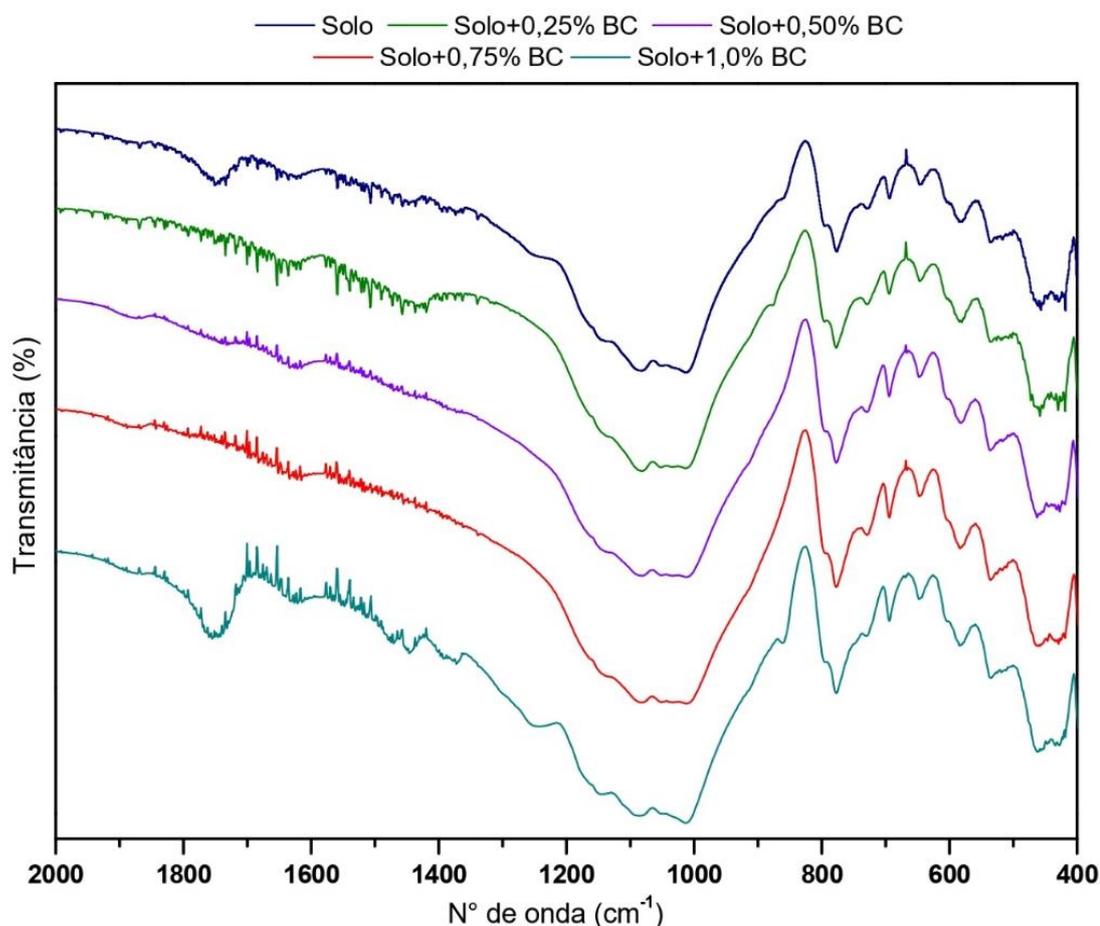
Os espectros das amostras adsorventes correspondentes às configurações de solo, solo+0,25%BC, solo+0,50%BC, solo+0,75%BC e solo+1,0%BC, estão apresentadas na Figura 14 e Figura 15 e foram obtidos por meio da espectroscopia na região do infravermelho com transformada de *Fourier*.

Figura 14 – Espectros de FTIR dos grupos funcionais das amostras de solo adicionadas de biochar (faixa de 4000 a 2000 cm^{-1})



Fonte: O Autor (2023).

Figura 15 – Espectros de FTIR dos grupos funcionais das amostras de solo adicionadas de biochar (faixa de 2000 a 400 cm^{-1})



Fonte: O Autor (2023).

Por meio de tal análise foi possível identificar uma diversidade de grupos funcionais nas superfícies adsorventes, além de uma elevada semelhança entre os espectros obtidos para as configurações de análise pré-definidas. De modo análogo, Bezerra (2021) identificou aspectos de transmitância similares para diferentes percentuais de biochar adicionados na mesma camada de solo aluvionar utilizada no presente estudo. Tal comportamento se justifica em função das baixas proporções de biochar utilizadas na análise. Deste modo, as divergências observadas correspondem à intensidade de cada grupo funcional.

O estiramento fraco na banda de vibração observada no intervalo entre 2920 e 3000 cm^{-1} indicam a presença de grupos C-H alifáticos de configurações simétricas e assimétricas, referentes à vibração em celulose e hemiceluloses. Como o estiramento se estende entre 2850 e 2960, é possível identificar a presença de CH_3 , CH_2 e CH . Já o estiramento longo em torno de 3400 cm^{-1} , corresponde a presença de grupos

hidroxilas (CASTRO, 2003; VEIGA, 2016; NAZARI; RAHIMI; NEZHAD, 2019; BEZERRA, 2021).

Para as amostras contendo biochar, observa-se que os pontos de comprimento de onda 1579 cm^{-1} , 1604 cm^{-1} e 1664 cm^{-1} , decorrentes do estiramento da carbonila, demonstram a presença de grupos amina e amida, os quais possuem grande relevância do ponto de vista da capacidade adsorptiva, estabilidade química e captação de CO_2 (LIU *et al.*, 2021). Pode-se observar a ocorrência destes grupos, também, por meio do comportamento da curva, apresentando leve vibração, entre a banda de espectro 3300 e 3500 cm^{-1} , que, segundo Fraga *et al.* (2020) pode ocorrer neste intervalo. Um estudo de sorção envolvendo o corante aniônico *Acid Black 172*, demonstrou que o grupo amina foi capaz de apresentar uma resposta positiva no melhoramento do processo de adsorção do contaminante (DU *et al.* 2012).

A vibração observada na curva para o intervalo correspondente a 1049 e 1150 cm^{-1} indica um alongamento dos grupos sulfonatos ($-\text{SO}_3^-$). A banda observada em 780 cm^{-1} sugere a presença do grupo $-\text{CH}$, enquanto a banda 459 cm^{-1} indicam a existência do grupo $\text{C}=\text{O}$. O pico observado para o comprimento de onda correspondente a 1080 cm^{-1} indica a presença de ligação com grupo funcional do tipo aromático, enquanto o pico observado para o valor de comprimento de onda correspondente a 1400 cm^{-1} indica a presença de ligações de carbono e halogênio (C-X) (BIAN *et al.*, 2014; NAZARI; RAHIMI; NEZHAD, 2019; FRAGA *et al.*, 2020).

6.3 ANÁLISE DE pH

Os valores obtidos por meio da análise de pH em água e em KCl (Tabela 6), para as configurações solo-biochar utilizadas, demonstram que o pH tende a ser maior para as amostras analisadas em água. Tal comportamento é atribuído ao efeito da solução de KCl, que quando em contato com o solo, induz a troca de cátions, em função da grande concentração de íons K^+ , liberando, conseqüentemente, íons H^+ e Al^{3+} , que provocam o aumento da acidez da solução (EBELING *et al.*, 2008).

Tabela 6 – Valores de pH em Água e em KCl para as amostras adsorventes

	SOLO					
	BC	SOLO	+0,25%BC	+0,50%BC	+0,75%BC	+1,0%BC
Em Água	10,32	6,10	6,86	7,05	7,75	8,11
Em KCl	9,83	5,06	6,58	6,72	7,12	7,83

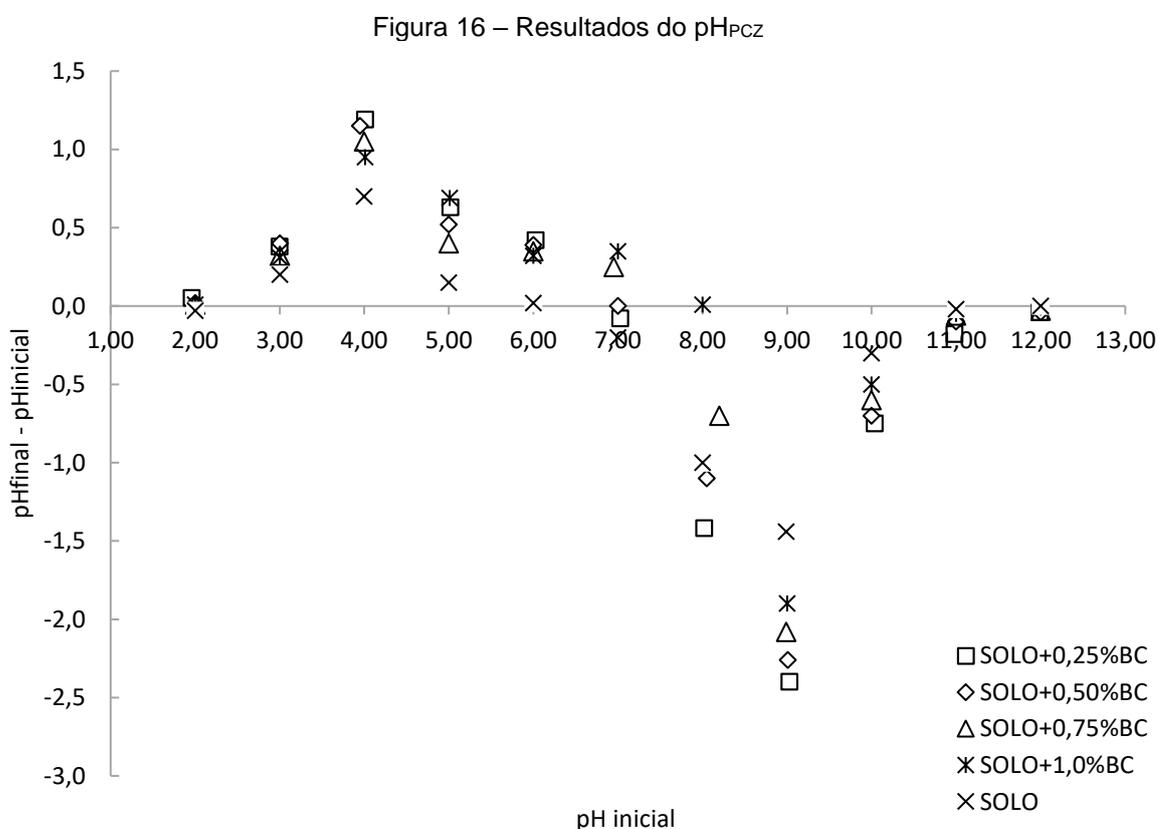
Fonte: O Autor (2023).

Os resultados também apontam para um aumento do pH em decorrência da adição de biochar, sendo o efeito diretamente proporcional ao percentual adicionado. Diferentes estudos comprovaram esta particularidade, uma vez que o biochar também apresenta propriedades de calagem, quando adicionado em solos ácidos, neutralizando Al trocáveis, e alterando a capacidade de troca catiônica (VENDRUSCOLO *et al.*, 2016).

6.4 PONTO DE CARGA ZERO (PCZ)

O Ponto de Carga Zero (pH_{PCZ}) é um importante indicador do processo de adsorção, por permitir identificar a carga na superfície do adsorvente em função do pH, facilitando a compreensão dos mecanismos de interação (SILVA *et al.*, 2010).

Os resultados obtidos para a análise do pH_{PCZ} (Figura 16), utilizando as configurações adsorventes predeterminadas, indicaram um comportamento inversamente proporcional entre a adição de biochar e a eletronegatividade do adsorvente, similaridade que também foi observada por Bezerra (2021).



Fonte: O Autor (2023).

Observa-se que a amostra de solo apresentou os menores valores de pH_{PCZ} , cerca de 6,02, convergente com análises realizadas por Alexandre *et al.* (2020) e Bezerra (2021), para a mesma camada de solo aluvionar. Devido à proximidade entre os valores de pH_{PCZ} e pH em água, observada na Tabela 6, pode-se inferir que o processo a comunicação entre os corantes DB22 e RBB, para com as amostras de solo ocorre por meio de interação eletrostática, resultando, portanto, em menores valores de adsorção para ambos (BEZERRA, 2021).

Quando o pH em água para um determinado material possui valores inferiores que aqueles observados por meio do pH_{PCZ} , podemos afirmar que existe uma melhor tendência adsortiva para com espécies aniônicas (SILVA *et al.*, 2010). Neste sentido, os valores de pH e pH_{PCZ} para a amostra solo+0,25% apontam para uma melhor tendência adsortiva dos corantes DB22 e RBB, uma vez que o valor de pH_{PCZ} para a mesma amostra foi aproximadamente 7,0, inferior ao pH em água, equivalente a 6,86. As demais configurações aproximaram-se ou excederam os seus respectivos valores de pH_{PCZ} , o que pode justificar a diminuição do desempenho destes percentuais no processo de adsorção dos corantes.

Utilizando a mesma camada de solo aluvionar, Bezerra (2021) identificou uma melhor adsortividade do biochar da borra de café na porcentagem de 0,25%, que apresentou $pH < pH_{PCZ}$, sendo esta condição posteriormente confirmada mediante os ensaios de cinética e isoterma. Silva *et al.* (2010), por sua vez, identificaram uma melhor adsortividade do corante aniônico Azul de Remazol R por um pseudocaule de bananeira quando satisfeita a condição de $pH < pH_{PCZ}$, suposição também confirmada pelos ensaios de sorção.

6.5 DESLOCAMENTO DE SOLUTO EM COLUNAS DE SOLO

6.5.1 Estudo do comportamento hidrodispersivo

As propriedades experimentais dos ensaios de transporte de KB rodem ser observadas por meio da Tabela 7. As injeções utilizaram uma solução de KBr, com concentração de 0,30 mol/L e uma vazão de 0,30 mL/min, em fluxo ascendente, para as colunas de solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC. Cada dispositivo experimental, composto por duplicatas das configurações citadas, permitiu a injeção de um volume de poros do traçador, sua lixiviação e a injeção de um volume de poros do contaminante. Portanto, as colunas utilizadas no ensaio de deslocamento miscível do KBr/DB22 são um conjunto de colunas diferente daquele utilizado para o

deslocamento do KBr/RBB, tendo, conseqüentemente, parâmetros hidrodispersivos distintos.

Tabela 7 – Condições experimentais para análise do comportamento hidrodispersivo de solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC, com vazão de 0,30 mL/min

Configuração		ρ_d (g/cm ³)	V_p (cm ³)	θ (cm ³ /cm ³)	q (cm/h)	v (cm/h)	T_{pulso} (h)
Solo*	Média	1,618	21,483	0,405	2,557	6,317	1,583
	σ	0,004	0,741	0,014	0,110	0,059	0,015
Solo+0,25%BC*	Média	1,618	19,767	0,372	2,974	8,014	1,274
	σ	0,005	0,903	0,017	0,172	0,838	0,131
Solo+1,0%BC*	Média	1,621	22,317	0,420	2,644	6,309	1,597
	σ	0,005	1,070	0,020	0,198	0,686	0,185
Solo**	Média	1,619	21,487	0,405	2,559	6,316	1,590
	σ	0,004	0,749	0,014	0,109	0,059	0,026
Solo+0,25%BC**	Média	1,621	22,323	0,421	2,647	6,310	1,623
	σ	0,005	1,060	0,020	0,198	0,687	0,215
Solo+1,0%BC**	Média	1,622	22,316	0,421	2,643	6,308	1,598
	σ	0,006	1,073	0,018	0,195	0,685	0,184

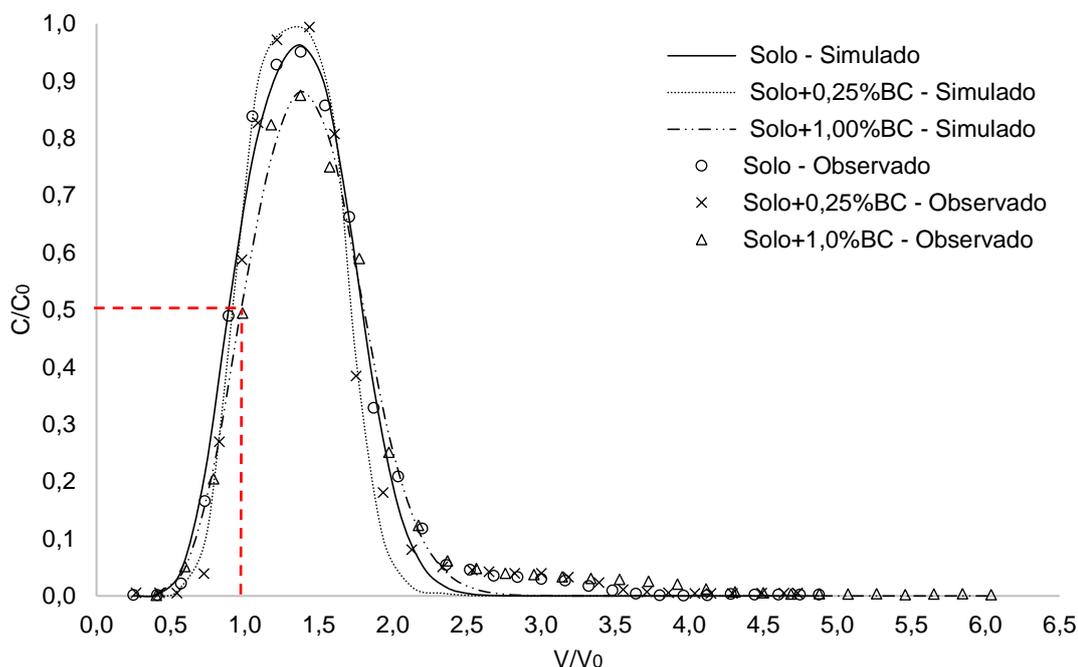
*Colunas utilizadas no ensaio de deslocamento miscível do KBr/DB22; **Colunas utilizadas no ensaio de deslocamento miscível do KBr/RBB. σ : desvio padrão considerando ensaio em duplicata; ρ_d : densidade obtida para a coluna; V_p : volume de poros; θ : porosidade; q : densidade de fluxo de Darcy; T_{pulso} : tempo de passagem de um volume de poros.

Fonte: O Autor (2023).

Para todas as configurações, obteve-se um EQM < 0,092, indicando uma baixa variância para os dados de análise. De modo análogo, os valores de EM > 0,986, apresentados pelas amostras, apontam para a similaridade de dados experimentais para com a sua análise real. Os valores de RD > 0,992, indicaram a consistência dos dados experimentais em relação aos dados médios. Por fim, todos os coeficientes de massa residual (CMR) apresentaram valores positivos, próximos do valor unitário, indicando uma superestimação do modelo.

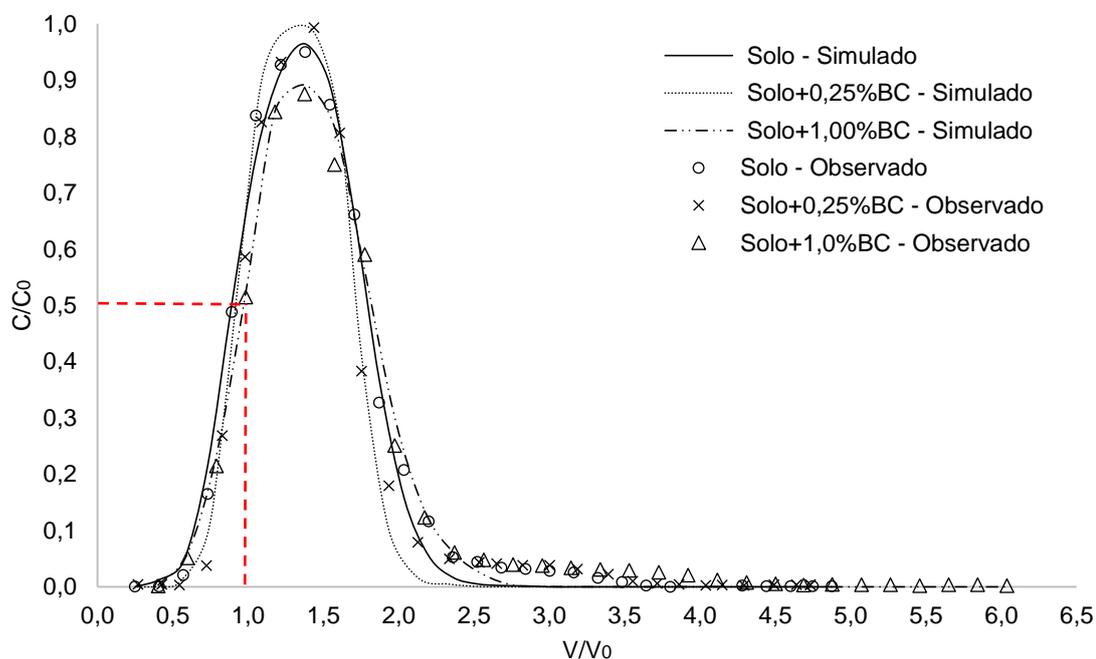
As curvas de eluição do traçador KBr para os conjuntos de colunas KBr/DB22 e KBr/RBB podem ser observadas por meio da Figura 17 e Figura 18, respectivamente, e foram obtidas utilizando mediante o ajuste de dados utilizando o modelo CDE.

Figura 17 – Curvas de eluição do traçador KBr, com vazão de 0,30 mL/min, utilizando o modelo CDE, para as colunas solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC, utilizadas no deslocamento miscível KBr/DB22



Fonte: O Autor (2023).

Figura 18 – Curvas de eluição do traçador KBr, com vazão de 0,30 mL/min, utilizando o modelo CDE, para as colunas solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC, utilizadas no deslocamento miscível KBr/RBB



Fonte: O Autor (2023).

Verifica-se, por meio dos dados observados, que o KBr se apresenta como um bom traçador, uma vez que, utilizando um meio totalmente saturado para ambos os conjuntos de colunas, as curvas de eluição aproximam-se do ponto $V/V_0 = 1,0$ e C/C_0

= 0,5, que satisfaz a condição teórica de um traçador ideal (MELO *et al.*, 2006). Os pequenos deslocamentos à direita podem ter sido o resultado de alguma condição experimental adversa, não estando correlacionados, portanto, à reatividade entre traçador e solo. Além disso, o padrão de similaridade entre as curvas, para ambos os conjuntos, indica que os ensaios obtiveram resultados satisfatórios.

A assimetria observada entre a parte ascendente e a parte descendente das curvas pode ser justificada por meio da interação entre as regiões móvel e imóvel da água. Alves (2019), observou um comportamento similar para a mesma camada de solo aluvionar. Na Tabela 8 é possível observar os dados de hidrodispersividade ajustados ao modelo CDE.

Tabela 8 – Parâmetros hidrodispersivos e coeficiente de determinação, utilizando o modelo CDE para transferência de KBr nas colunas solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC

Configuração	D (cm²/h)	R	Pe	λ (cm)	R²
Solo*	3,327	1,085	18,988	0,527	0,992
Solo+0,25%BC*	3,003	1,278	21,010	0,476	0,994
Solo+1,0%BC*	3,940	1,691	20,340	0,492	0,993
Solo**	3,339	1,096	18,916	0,529	0,993
Solo+0,25%BC**	3,023	1,287	20,873	0,479	0,995
Solo+1,0%BC**	3,984	1,723	20,057	0,499	0,991

*Colunas utilizadas no ensaio de deslocamento miscível do KBr/DB22;

**Colunas utilizadas no ensaio de deslocamento miscível do KBr/RBB.

Fonte: O Autor (2023).

O fator de retardo é um importante indicador do processo de sorção. Valores de R maiores que 1 indicam a ocorrência de um processo de sorção ou retardo, enquanto valores inferiores indicam uma exclusão de íons, sorção negativa ou ainda que existem regiões líquidas imóveis envolvidas no processo, mas que não atuam no transporte convectivo (BEZERRA, 2021). Os resultados de R (Tabela 8) são consistentes com o esperado para as configurações de análise utilizadas.

O coeficiente de dispersividade (λ) para a camada de solo apresentou um valor médio de 0,528, inferior ao observado por Alves (2019) equivalente a 0,547, sendo esta disparidade justificada em função da diferença de vazão utilizada por ela, superior à aplicada neste estudo. As demais configurações apresentaram valores médios aproximados de 0,478 para a coluna de solo+0,25%BC e 0,50 para a coluna de solo+1,0%BC, considerando a média dos conjuntos KBr/DB22 e KBr/RBB.

Para todas as configurações analisadas, em ambos os conjuntos, observou-se a predominância do processo convectivo ($Pe > 10$). Conforme afirma Santos Neto (2019), valores de Peclet superiores a 10 indicam que o processo de convecção se sobrepõe ao processo de difusão. Contudo, uma análise mais apurada deste parâmetro deve envolver a aplicação de diferentes vazões de fluxo na coluna, conforme aponta Barros (2019).

O modelo CDE descreveu a existência de um não-equilíbrio físico para as curvas de eluição do KBr, observadas por meio da presença de cauda nos gráficos de cada conjunto (KBr/DB22 e KBr/RBB), apresentados pela Figura 17 e Figura 18, respectivamente. Deste modo, procedeu-se com o ajuste de dados por meio do modelo MIM (Tabela 9), que passa a considerar outros 4 parâmetros adicionais que, segundo Barros (2019), forçam um melhor ajuste do modelo.

Tabela 9 – Parâmetros hidrodispersivos e coeficiente de determinação, utilizando o modelo CDE-MIM para transferência de KBr nas colunas solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC

Configuração	D (cm²/h)	R	β	ω	R²
Solo*	3,379	1,291	0,812	0,014	0,995
Solo+0,25%BC*	3,008	1,239	0,819	0,012	0,996
Solo+1,0%BC*	3,935	1,491	0,824	0,011	0,998
Solo**	3,366	1,285	0,810	0,015	0,996
Solo+0,25%BC**	3,003	1,228	0,820	0,013	0,997
Solo+1,0%BC**	3,954	1,325	0,823	0,009	0,997

*Colunas utilizadas no ensaio de deslocamento miscível do KBr/DB22;

**Colunas utilizadas no ensaio de deslocamento miscível do KBr/RBB.

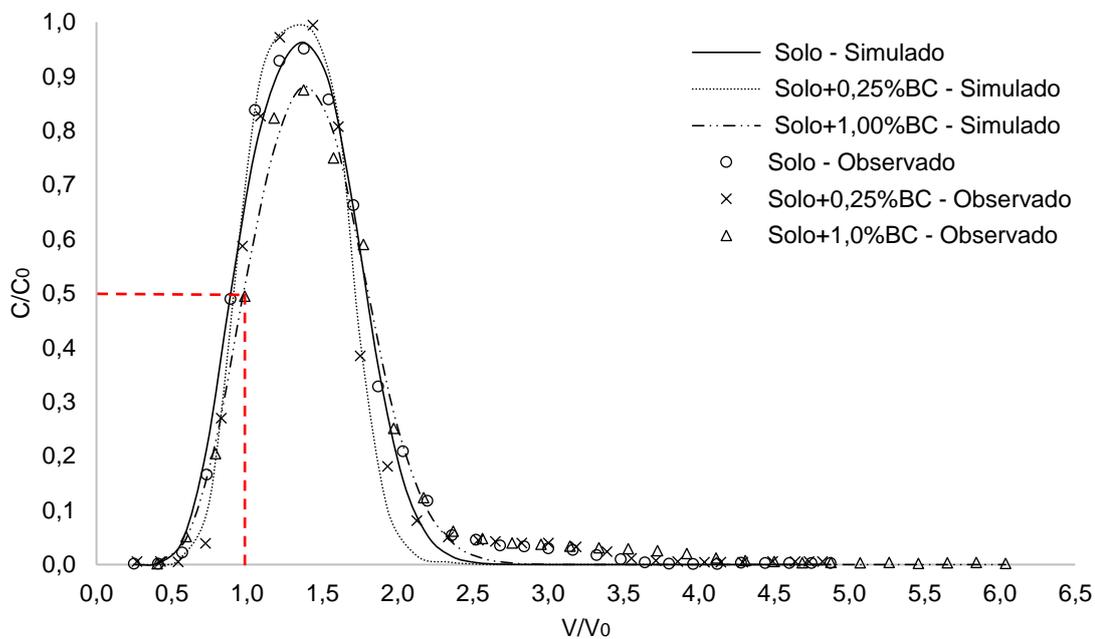
Fonte: O Autor (2023).

Comparando os coeficientes de determinação (R^2) obtidos pelo CDE-MIM com aqueles obtidos pelo modelo CDE, é possível afirmar que o modelo MIM apresentou um melhor ajuste aos dados experimentais enquanto os fatores de retardo para o modelo MIM tenderam a decrescer levemente. Estas observações indicam que não houve interação considerável entre as configurações analisadas e o traçador, apenas um não-equilíbrio físico (BARROS, 2019). Tal condição também pode ser observada por meio do fator β , que quando mais distante do valor unitário, pode indicar um não-equilíbrio físico mais elevado.

As curvas de eluição do traçador KBr para os conjuntos de colunas KBr/DB22 e KBr/RBB podem ser observadas por meio da Figura 19 e Figura 20,

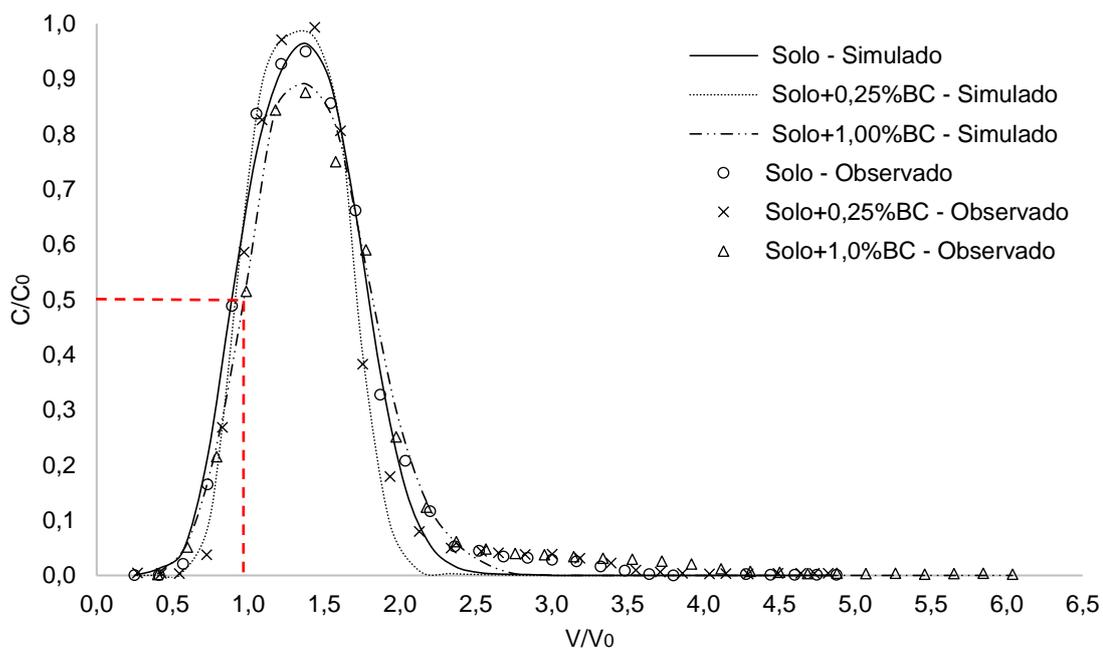
respectivamente, e foram obtidas utilizando mediante o ajuste de dados utilizando o modelo CDE-MIM.

Figura 19 - Curvas de eluição do traçador KBr, com vazão de 0,30 mL/min, utilizando o modelo CDE-MIM, para as colunas solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC, utilizadas no deslocamento miscível KBr/DB22



Fonte: O Autor (2023).

Figura 20 - Curvas de eluição do traçador KBr, com vazão de 0,30 mL/min, utilizando o modelo CDE-MIM, para as colunas solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC, utilizadas no deslocamento miscível KBr/RBB

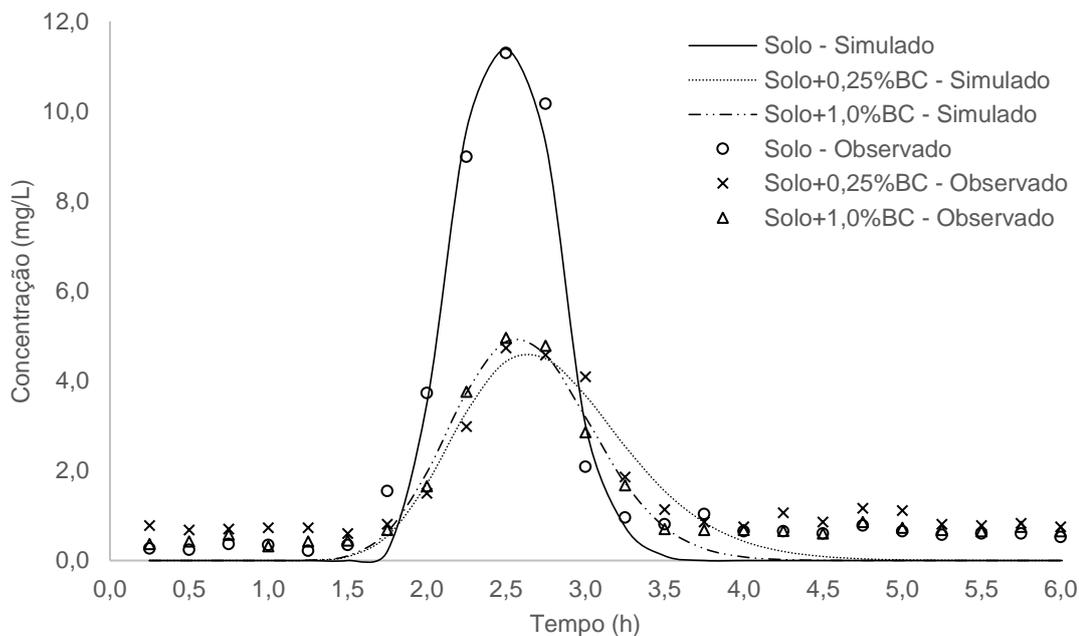


Fonte: O Autor (2023).

6.5.2 Deslocamento dos corantes DB22 e RBB

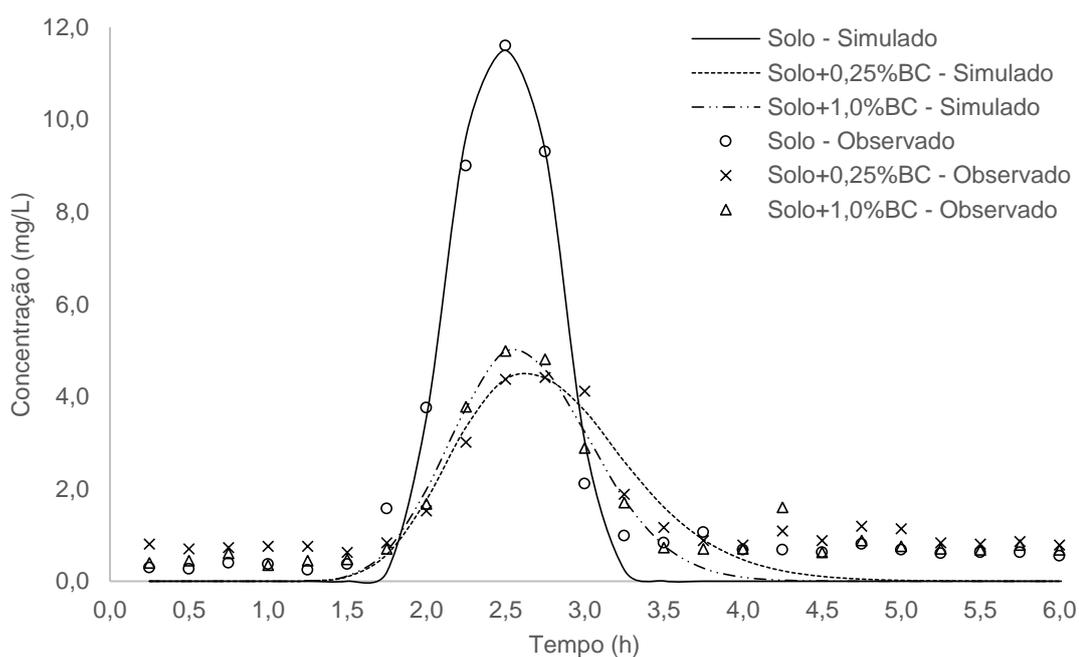
As curvas de eluição experimentais e simuladas utilizando o modelo CDE-2SS podem ser observadas por meio das Figuras 21 e 22, para o DB22 e RBB, respectivamente, considerando as configurações predeterminadas.

Figura 21 - Curvas de eluição do corante DB22, utilizando o modelo CDE-2SS, com vazão de 0,30 mL/min, para as colunas de solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC



Fonte: O Autor (2023).

Figura 22 - Curvas de eluição do corante RBB, utilizando o modelo CDE-2SS, com vazão de 0,30 mL/min, para as colunas de solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC



Fonte: O Autor (2023).

A leve assimetria apresentada pelas curvas denota a ocorrência de um não-equilíbrio químico, que se associa, também, à reatividade entre ambos os corantes e às configurações solo-biochar utilizadas (BEZERRA, 2021).

Os ensaios realizados para o corante DB22 apresentaram as seguintes concentrações de pico: para a amostragem utilizando colunas de solo, 11,29 mg/L; para as colunas de solo+0,25%BC, 4,73 mg/L; e para as colunas de solo+1,0%BC, 4,96 mg/L. O corante RBB, por sua vez, apresentou como pico de concentração na coluna de solo de 11,60 mg/L, enquanto a coluna de solo+0,25%BC deteve valor médio de 4,41 mg/L e a coluna de solo+1,0% deteve uma concentração de 4,99 mg/L. Neste sentido, é possível observar que a adição de 0,25% de biochar ao solo apresentou uma melhor tendência adsortiva para ambos os corantes.

Quando comparadas às curvas de eluição obtidas para o traçador, é possível observar um deslocamento dos picos para a direita, de modo que a reatividade de ambos os corantes para com as amostras, nas configurações solo-biochar analisadas, provocou um atraso no fluxo da solução. Comportamento similar foi observado por Alves (2019), para a análise de deslocamento do corante *Remazol Black 5*, utilizando a mesma camada de solo aluvionar deste estudo.

Os parâmetros hidrodispersivos correspondentes ao ajuste dos dados experimentais, utilizando o modelo CDE-2SS, podem ser observados por meio da Tabela 10.

Tabela 10 – Parâmetros de deslocamento, utilizando o modelo CDE-2SS para transferência dos contaminantes DB22 e RBB nas colunas solo, solo+0,25%BC e solo+1,0%BC

Configuração	D (cm ² /h)	R	β	ω	R ²
Solo*	2,665	1,186	0,826	0,008	0,997
Solo+0,25%BC*	2,350	1,097	0,820	0,011	0,995
Solo+1,0%BC*	2,854	1,204	0,832	0,012	0,996
Solo**	2,770	1,195	0,810	0,009	0,995
Solo+0,25%BC**	2,393	1,104	0,805	0,015	0,996
Solo+1,0%BC**	2,930	1,210	0,823	0,019	0,998

*Colunas utilizadas no ensaio de deslocamento miscível do KBr/DB22;

**Colunas utilizadas no ensaio de deslocamento miscível do KBr/RBB.

Fonte: O Autor (2023).

Conforme observado, o modelo de dois sítios de sorção (CDE-2SS) apresenta um ajuste satisfatório para ambos os conjuntos (KBr/DB22 e KBr/RBB), considerando os valores obtidos por meio do coeficiente de determinação (R^2), que se aproximam do valor unitário.

Os valores do coeficiente de dispersão observados para a camada de solo apresentaram consistência para com as análises anteriores realizadas por Alves (2019), Barros (2019) e Santos Neto (2019), sobre a mesma área de estudo.

Os valores de R, maiores que a unidade para ambos os conjuntos, indicam a ocorrência de um processo de interação entre os corantes e as configurações solo-biochar analisadas. Alves (2019), utilizando a mesma camada de solo aluvionar, para análise de retenção do corante *Remazol Black B*, observou um valor médio de R equivalente a 1,428, condizente com os resultados observados no presente estudo.

Observa-se, também, que o DB22 apresentou um parâmetro R próximo do valor unitário, o que indica que houve um processo reativo maior deste corante, se comparado ao RBB, condição que é reforçada por meio dos dados de pico de concentração, descritos pelas curvas de eluição experimentais e simuladas, utilizando o modelo CDE-2SS (Figura 21 e Figura 22).

Valores de β inferiores a 1 reforçam a ocorrência do fenômeno de não-equilíbrio químico (RADCLIFFE; SIMUNEK, 2010). Conforme observado pelos ensaios, ambos os corantes detiveram valores de $\beta < 1$, o que reforça a aplicabilidade e coerência do CDE-2SS na modelagem de dados.

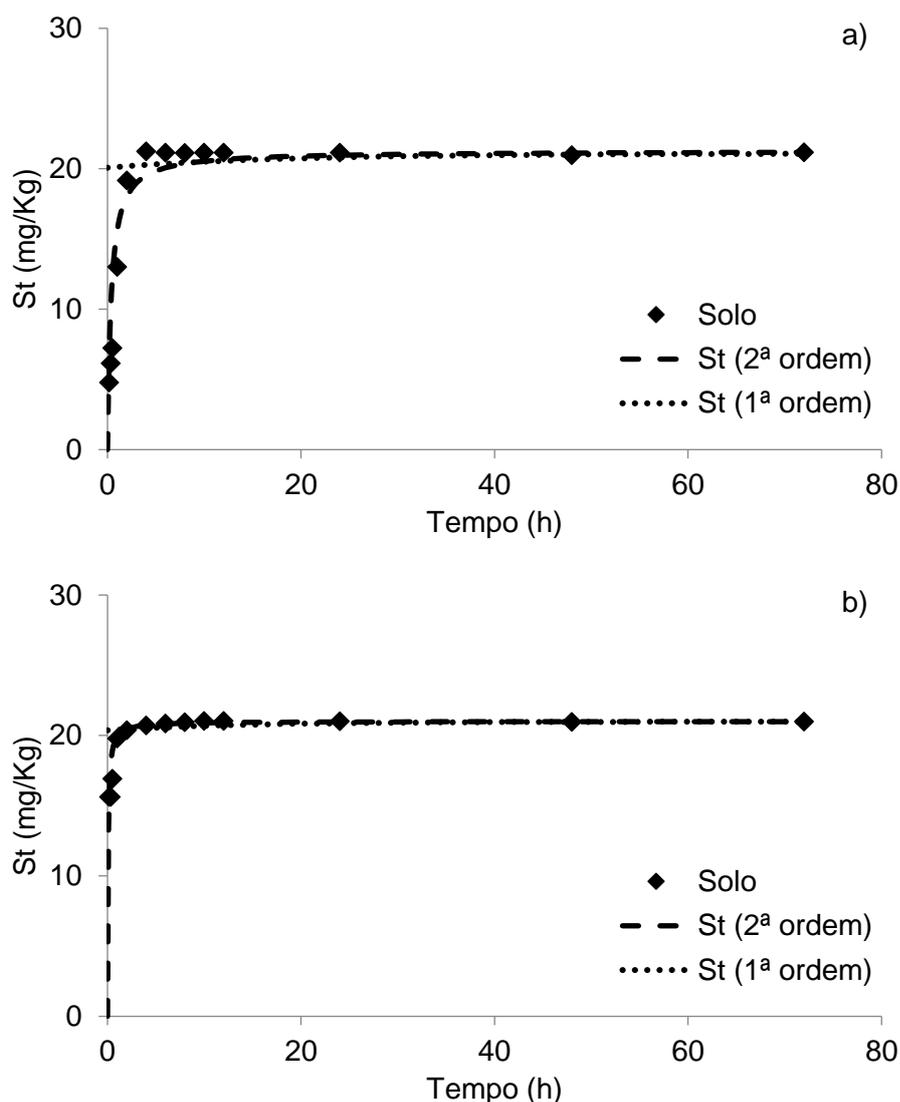
6.6 ENSAIOS DE BATCH

6.6.1 Cinética de Sorção

Os ajustes aos modelos de cinética para os corantes DB22 e RBB, utilizando a camada de solo, podem ser observados por meio da Figura 23. A camada de solo, quando em contato com o corante DB22, alcançou um tempo de equilíbrio de 4 horas, com uma adsorção de cerca de 21,24 mg/kg. Para o corante RBB, o equilíbrio cinético alcançado pela camada de solo só foi atingido em 10 horas, adsorvendo 21,03 mg/kg, aproximadamente. Bezerra (2021), avaliando a adsorção do *Direct Black 22* pela mesma camada de solo aplicada a este estudo, obteve para um tempo de equilíbrio de 4 horas e uma adsorção de cerca de 20 mg/kg. Alves *et al.* (2019), utilizando a mesma camada de solo para análise da adsorção do corante *Remazol Black 5*, observou um tempo de equilíbrio de 10 horas, e uma máxima adsorção de 21,7 mg/kg.

Observa-se, portanto, que o tempo de equilíbrio de ambos os corantes coincidiu com estudos anteriores utilizando os mesmos compostos, enquanto o leve contraste observado para os valores de adsorção de ambos pode ser justificado em função de alguma variação experimental.

Figura 23 – Ajustes aos modelos de cinética: a) camada de solo utilizando o corante DB22; b) camada de solo utilizando o corante RBB



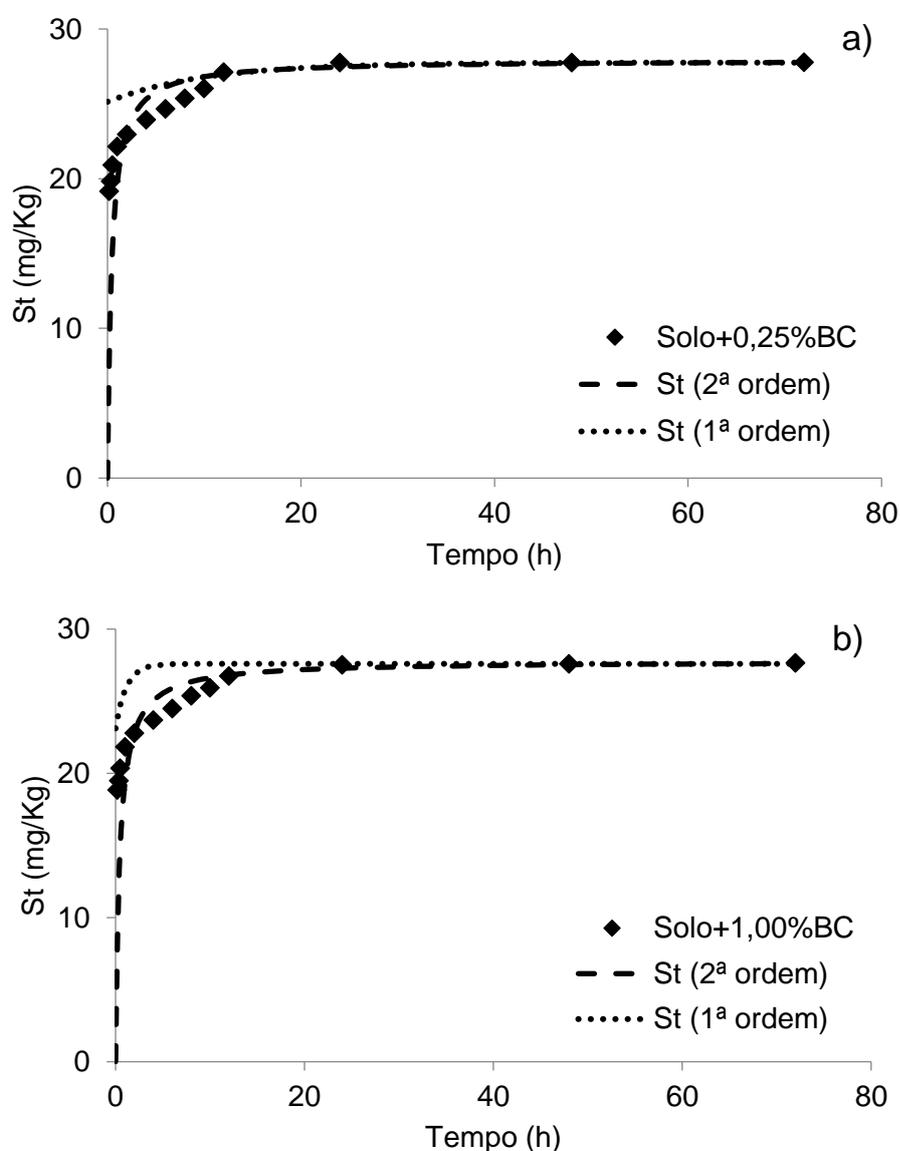
Fonte: O Autor (2023).

As configurações solo+0,25%BC e solo+1,0%BC, adsorveram, respectivamente, 27,75 mg/kg e 27,52 mg/kg do corante DB22 (Figura 24). De modo análogo, a adsorção para o corante RBB foi de 28,10 mg/kg e 27,51 mg/kg, para as mesmas configurações solo-biochar, respectivamente (Figura 25).

Por meio das curvas, é possível observar, no início do processo, a ocorrência de uma adsorção rápida, o que resulta em tempos de equilíbrio de valor reduzido no

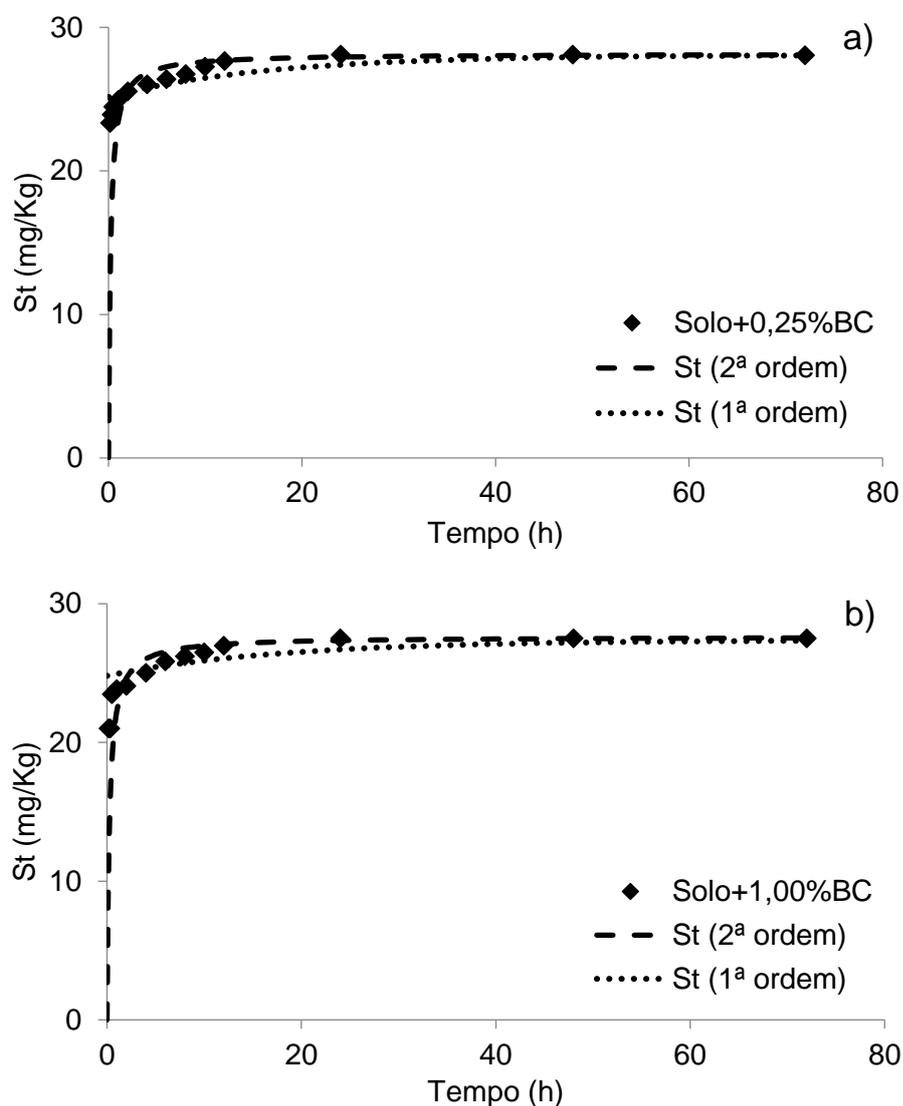
estágio inicial, que se estende aos primeiros 30 minutos. Esta ocasionalidade pode ser justificada em função da baixa disponibilidade de sítios de adsorção ativos nas amostras adsorventes, que resultam em um processo de fixação e posterior saturação da matriz sólida, que eventualmente atinge o equilíbrio (BEZERRA, 2021). Após aproximadamente 4 horas, a capacidade de adsorção do corante DB22 pelas camadas com adição de 0,25% e 1,0% aumentaram lentamente e a adsorção atingiu equilíbrio em 24 horas. Para o corante RBB, é possível notar esse aumento a partir de 10 horas, sendo o equilíbrio atingido, também, em 24 horas.

Figura 24 – Ajustes aos modelos de cinética do corante DB22: a) solo+0,25%BC; b) solo+1,0%BC



Fonte: O Autor (2023).

Figura 25 – Ajustes aos modelos de cinética do corante RBB: a) solo+0,25%BC; b) solo+1,0%BC



Fonte: O Autor (2023).

Os resultados observados por meio de ajuste obtiveram uma melhor adequação ao modelo de pseudo-segunda ordem, uma vez que os coeficientes de regressão (R^2) apresentaram valores muito próximos da unidade para o DB22 (Figura 26), iguais a 1 para o RBB (Figura 27), e superiores àqueles obtidos utilizando o modelo de pseudo-primeira ordem, para ambos os corantes. Portanto, o modelo de pseudo-segunda ordem pode descrever com maior precisão os processos adsorptivos para ambos os corantes utilizados neste estudo. Segundo He *et al.* (2022), a equação de pseudo-segunda ordem inclui processos de adsorção, como difusão de filme líquido, adsorção de superfície, difusão intrapartícula e compartilhamento ou transferência de elétrons.

Figura 26 – Ajuste ao modelo de pseudo-segunda ordem para amostras adsorventes do corante DB22

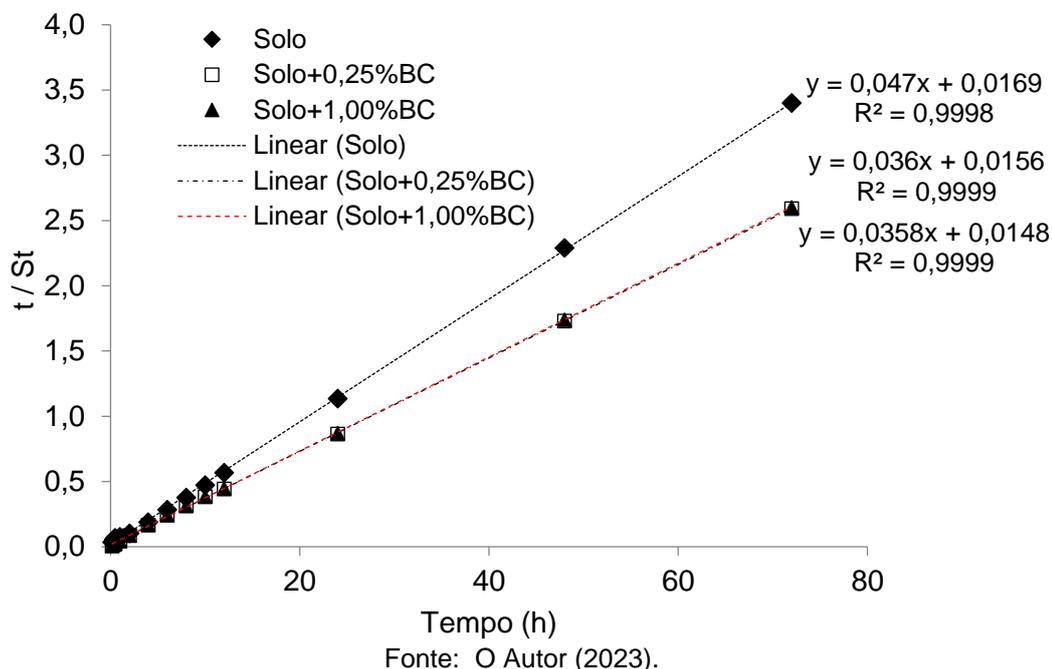
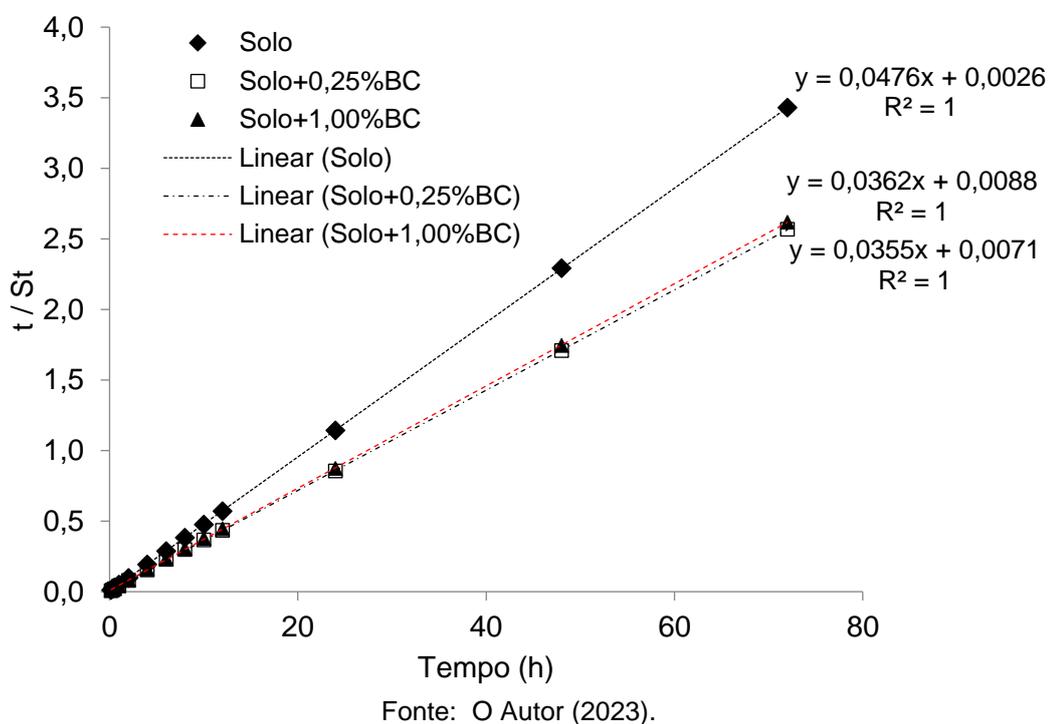


Figura 27 – Ajuste ao modelo de pseudo-segunda ordem para amostras adsorventes do corante RBB



Autores como Adamu; Zewge; Chebude (2019); Sackey *et al.* (2021), He *et al.* (2022), Kapoor *et al.* (2022), Castro *et al.* (2022) obtiveram, de modo análogo, resultados satisfatórios por meio do ajuste de dados ao modelo cinético de pseudo-segunda ordem, aplicando diferentes tipos de solos e biochars, para a sorção de

corantes azo. Enquanto, para a mesma camada de solo aluvionar utilizada neste estudo, Alves (2019) e Bezerra (2021), obtiveram bons ajustes por meio do modelo de pseudo-segunda ordem para a análise de sorção de corantes azo. Barros (2019), de modo análogo, observou adequabilidade do mesmo modelo na análise de cinética de sorção de metais pesados, enquanto Rabelo (2018) e Santos Neto (2019), observaram ajustes satisfatórios na análise de antibióticos veterinários, aplicando, também, o modelo de pseudo-segunda ordem.

Os parâmetros obtidos utilizando o ajuste de dados aos modelos cinéticos de primeira e segunda ordem podem ser observados por meio da Tabela 11. Observa-se que os valores de S_e correspondem à capacidade de sorção, ou seja, a relação entre a massa adsorvida do contaminante e a massa do adsorvente (mg/kg). O valor de k_x , corresponde à taxa de sorção, enquanto o índice 'x' sinaliza o tipo de modelo. O coeficiente de determinação (R^2), conforme abordagens anteriores, corresponde à adequabilidade do modelo, obtido pela geração de uma linha de tendência, e quanto mais próximo o valor da unidade, melhor o ajuste.

Tabela 11 – Parâmetros de ajuste de Cinética de Sorção para os corantes DB22 e RBB

Configuração	Modelo cinético	Capacidade de sorção (cm ² /h)	Taxa de sorção (h ⁻¹)	R ²
Solo*	1 ^a ordem	$S_{e1} = 1,01$	$k_1 = 0,0537$	0,2165
	2 ^a ordem	$S_{e2} = 21,28$	$k_2 = 0,1307$	0,9998
Solo+0,25%BC*	1 ^a ordem	$S_{e1} = 2,62$	$k_1 = 0,0990$	0,6072
	2 ^a ordem	$S_{e2} = 27,93$	$k_2 = 0,0866$	0,9999
Solo+1,0%BC*	1 ^a ordem	$S_{e1} = 4,48$	$k_1 = 0,0867$	0,7291
	2 ^a ordem	$S_{e2} = 27,78$	$k_2 = 0,0831$	0,9999
Solo**	1 ^a ordem	$S_{e1} = 0,61$	$k_1 = 0,0716$	0,4989
	2 ^a ordem	$S_{e2} = 21,01$	$k_2 = 0,8714$	1,0000
Solo+0,25%BC**	1 ^a ordem	$S_{e1} = 2,93$	$k_1 = 0,0601$	0,3615
	2 ^a ordem	$S_{e2} = 28,17$	$k_2 = 0,1775$	1,0000
Solo+1,0%BC**	1 ^a ordem	$S_{e1} = 2,97$	$k_1 = 0,0557$	0,6963
	2 ^a ordem	$S_{e2} = 27,62$	$k_2 = 0,1489$	1,0000

*Colunas utilizadas no ensaio de deslocamento do corante DB22; **Colunas utilizadas no ensaio de deslocamento miscível do corante RBB.

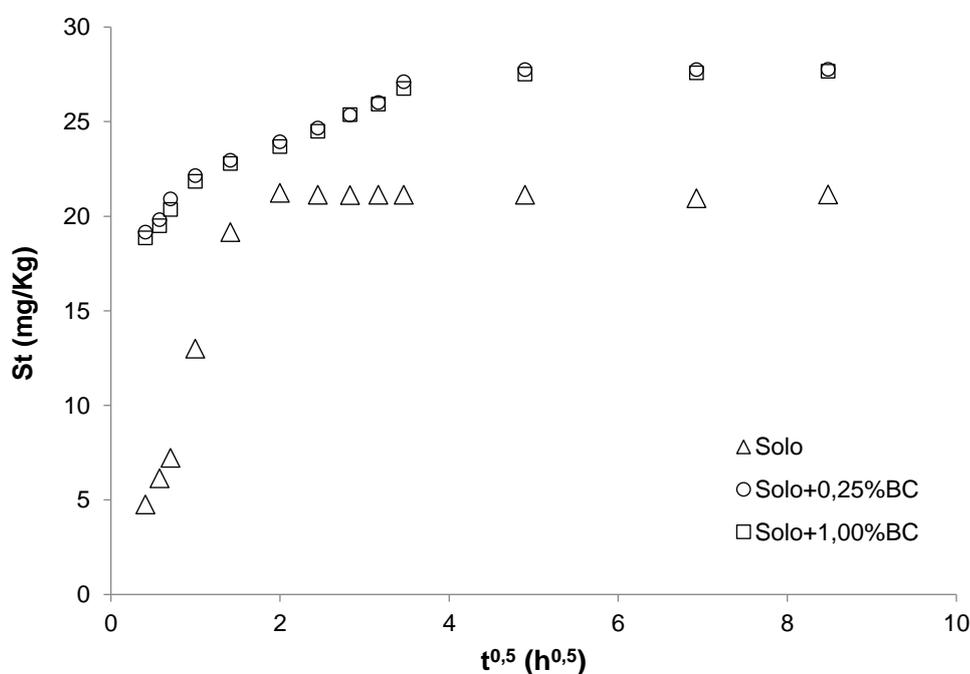
Fonte: O Autor (2023).

Conforme exposto, os parâmetros de ajuste confirmam as observações realizadas por meio das curvas anteriormente apresentadas, além disso, o corante RBB alcançou um ajuste perfeito mediante aplicação do modelo de pseudo-segunda ordem, devido ao R^2 atingir o valor unitário. Tais informações são consistentes com análises que aplicaram a mesma camada de solo aluvionar utilizada neste estudo, mediante ajuste pelo modelo de pseudo-segunda ordem. Alves (2019), obteve um R^2 de 0,9998 utilizando solo puro e o corante *Remazol Black B*, enquanto Bezerra (2021), obteve os coeficientes de 0,9998; 1,0 e 1,0 para solo puro e adicionado de 0,25% e 1,0% de biochar da borra de café, respectivamente, para sorção do *Direct Black 22*.

As taxas de sorção obtidas no modelo de pseudo-segunda ordem indicam um melhor desempenho adsorptivo para a configuração solo+0,25%BC para ambos os corantes. Tal observação confirma as análises realizadas por meio dos ensaios de pH e pH_{PCZ} , bem como os ensaios deslocamento miscível em colunas de solo.

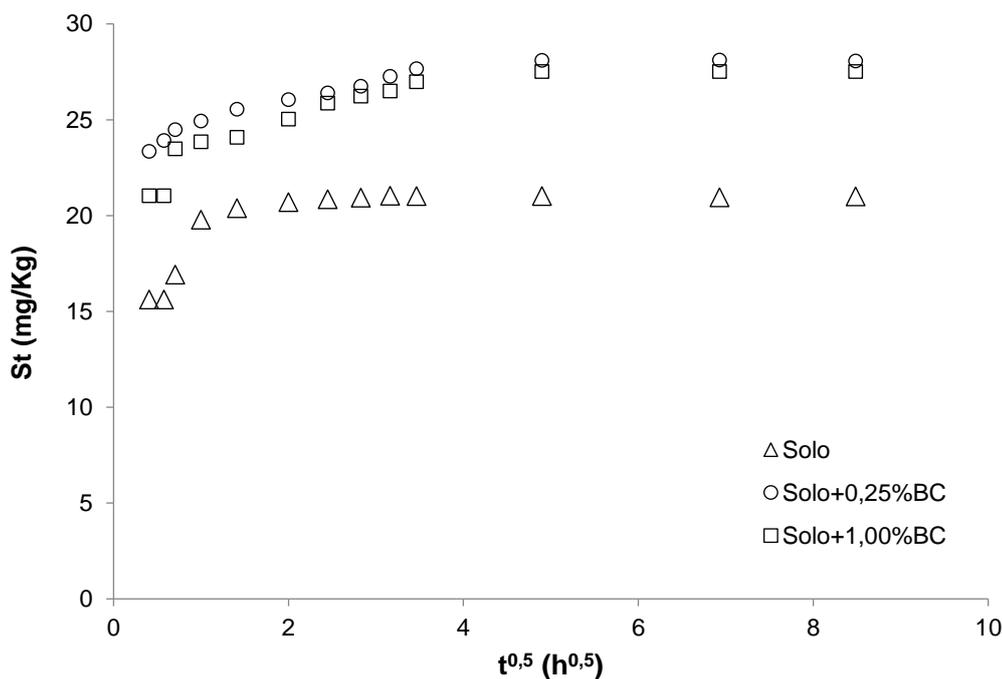
Com o intuito de observar as etapas de controle da velocidade de adsorção, os dados obtidos para os corantes DB22 e RBB foram ajustados por meio do modelo de difusão intra-partícula (Figura 28 e Figura 29).

Figura 28 – Ajuste ao modelo de difusão intra-partícula para amostras adsorventes do corante DB22



Fonte: O Autor (2023).

Figura 29 – Ajuste ao modelo de difusão intra-partícula para amostras adsorventes do corante RBB



Fonte: O Autor (2023).

De acordo com Rabelo (2018), a análise por meio da difusão-intra partícula possibilita a compreensão da dinâmica de sorção do contaminante na estrutura porosa da amostra adsorvente. Milfont (2006), destaca que a obtenção de valores elevados para o coeficiente angular (k_i), indica a ocorrência de difusão nos macroporos, enquanto valores reduzidos demonstram a ocorrência do fenômeno nos poros de transição.

As taxas de sorção e coeficientes de determinação para os dados ajustados ao modelo de difusão intra-partícula, para os corantes DB22 e RBB, podem ser observados na Tabela 12. Os maiores valores de taxa de sorção foram observados para as configurações de solo puro aplicadas para cada corante individualmente, indicando a ocorrência do fenômeno de difusão nos macroporos. Já as configurações solo+0,25%BC e solo+1,0%BC, em ambos os procedimentos experimentais (DB22 e RBB), demonstram a ocorrência de difusão nos poros de transição. Este comportamento é coerente com a perspectiva de adição do biochar ao solo, visto que a área superficial específica do material é elevada, e seus poros possuem dimensões reduzidas, que aumentam, conseqüentemente, o número de poros de transição (Roy *et al.*, 2022)

Tabela 12 – Parâmetros de ajuste de Cinética de Sorção ao modelo de difusão intra-partícula para os corantes DB22 e RBB

Configuração	Modelo cinético	Taxa de sorção (mg/kg*h)	R ²
Solo*	Difusão intra-partícula	ki = 1,4928	0,4100
Solo+0,25%BC*	Difusão intra-partícula	ki = 0,6986	0,6406
Solo+1,0%BC*	Difusão intra-partícula	ki = 0,7706	0,7409
Solo**	Difusão intra-partícula	ki = 1,4502	0,3781
Solo+0,25%BC**	Difusão intra-partícula	ki = 0,6560	0,6387
Solo+1,0%BC**	Difusão intra-partícula	ki = 0,7820	0,7638

*Colunas utilizadas no ensaio de deslocamento do corante DB22; **Colunas utilizadas no ensaio de deslocamento miscível do corante RBB.

Fonte: O Autor (2023).

Os coeficientes de regressão indicam que o ajuste de dados para as configurações solo-biochar de 0,25% e 1,0% foram melhores que para a camada de solo puro. Contudo, não podem ser considerados satisfatórios como o modelo de pseudo-segunda ordem (Tabela 11).

6.6.2 Isoterma de Sorção

As isotermas de sorção são utilizadas para descrever a relação entre concentração de adsorvato no adsorvente e a solução quando o equilíbrio de adsorção é atingido. Neste sentido, ajudam a compreender o mecanismo de adsorção existente entre os contaminantes e a superfície do biochar, de modo que, por meio de sua representação gráfica é possível analisar a mobilidade de compostos contaminantes para diferentes padrões de concentração, bem como os processos de sorção e dessorção envolvendo o material adsorvente (SACKEY *et al.*, 2021; HE *et al.*, 2022).

As equações dos modelos isotérmicos linear, de Freundlich e de Langmuir foram ajustados para os dados experimentais de adsorção dos corantes DB22 e RBB, e aplicadas às configurações de ensaio utilizadas (Tabela 13).

Tabela 13 – Parâmetros de ajuste de Cinética de Sorção para os corantes DB22 e RBB

Modelo de ajuste	Parâmetros	Solo	Solo+0,25%BC	Solo+1,0%BC
Linear*	K _d	0,9091	1,1017	1,0598
	R ²	0,9050	0,9954	0,9980

Freundlich*	K_F	1,0891	2,7200	1,1012
	R^2	0,9695	0,9985	0,9993
Langmuir*	K_L	0,0020	0,0050	0,0040
	R^2	0,4035	0,6251	0,6741
Linear**	K_d	0,9080	1,0025	1,0300
	R^2	0,9152	0,9963	0,9981
Freundlich**	K_F	1,0789	2,5300	1,0678
	R^2	0,9741	0,9986	0,9990
Langmuir**	K_L	0,0040	0,0060	0,0090
	R^2	0,6597	0,6840	0,6931

*Modelo aplicado ao conjunto de dados do corante DB22; **Modelo aplicado ao conjunto de dados do corante RBB.

Fonte: O Autor (2023).

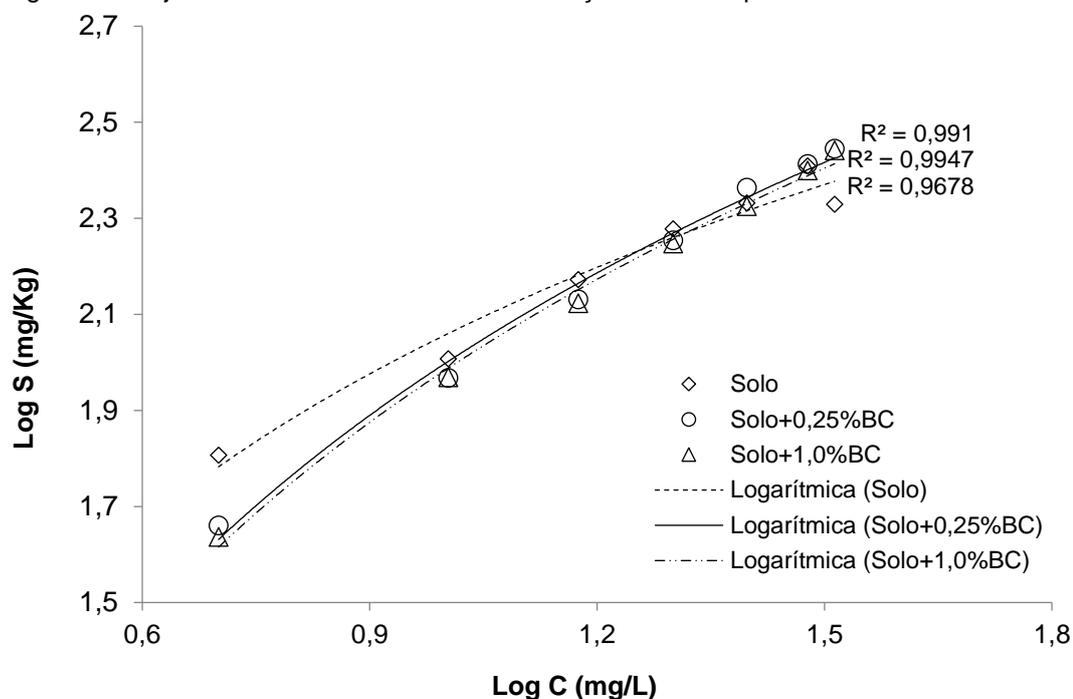
Os dados obtidos são consistentes para com observações anteriores utilizando a mesma camada de solo aluvionar aplicada ao presente estudo. Alexandre *et al.* (2020) obteve valores próximos da unidade pelo modelo linear ($K_d=0,9996$) e valores com uma ordem de grandeza relativamente baixa para o modelo de Langmuir ($K_L=6,67 \times 10^{-5}$), o que indica insignificância física. De modo análogo, Alves (2019) obteve valores próximos de 1 para o modelo linear ($K_d=0,9996$) e valores mais próximos de zero para o modelo de Freundlich ($K_F=0,1868$), enquanto o modelo de Langmuir não foi abordado. Bezerra (2021) observou valores aproximados aos supracitados, e um aumento no valor dos parâmetros para a camada com adição do biochar da borra de café.

Conforme é possível identificar, o modelo de Freundlich representou o melhor ajuste ao conjunto de dados (Figuras 30 e 31), seguido pelo modelo linear, uma vez que todos os coeficientes de determinação, para ambos os corantes, apresentaram valores superiores à 0,95 em ambos os modelos. Para as amostras de solo, contudo, o modelo linear deteve um decréscimo do parâmetro de R^2 , com valores próximos à 0,90. Alves (2019) e Bezerra (2021), observaram um comportamento similar em seus estudos.

Diaz-Urbe *et al.* (2022) observaram, mediante a aplicação de um biochar de *Prosopis juliflora*, para remoção do corante Azul de Metileno, que o melhor ajuste de dados foi obtido utilizando o modelo de Freundlich, uma vez que os valores para o modelo de Langmuir foram relativamente inferiores. De modo análogo, Inram *et al.*

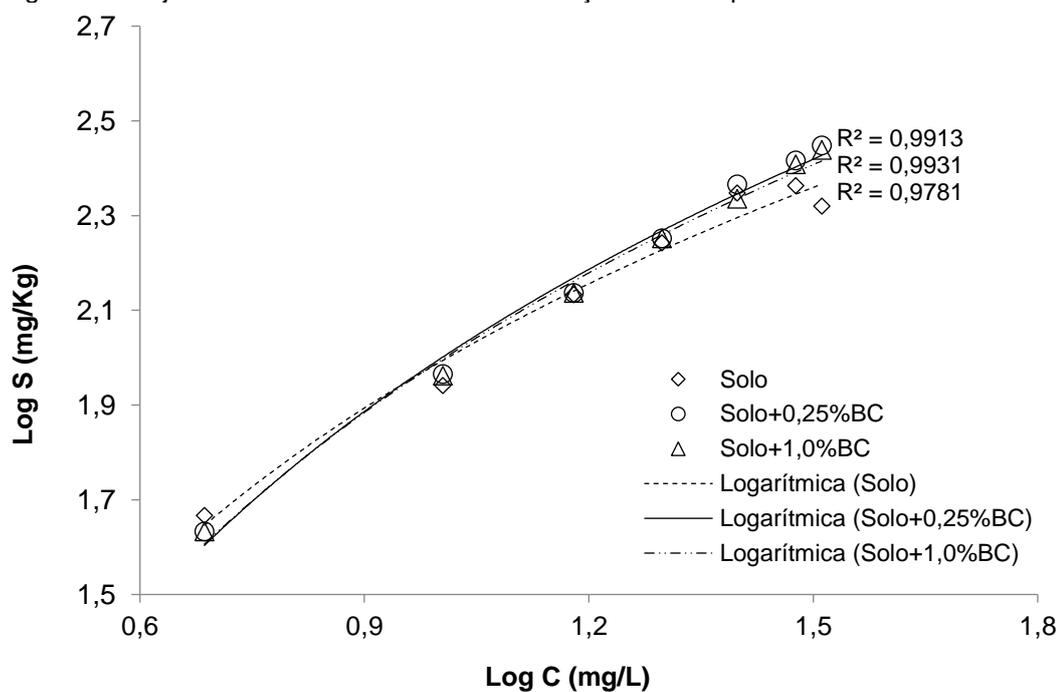
(2022), também obtiveram um melhor ajuste utilizando o modelo de Freundlich, na análise de remoção do corante Vermelho Congo, por um biochar sintetizado a partir da espécie vegetal *Eleocharis dulcis*, onde o valor de K_L foi de 0,013.

Figura 30 – Ajuste dos dados de isoterma de sorção do DB22 pelo modelo de Freundlich



Fonte: O Autor (2023).

Figura 31 – Ajuste dos dados de isoterma de sorção do RBB pelo modelo de Freundlich

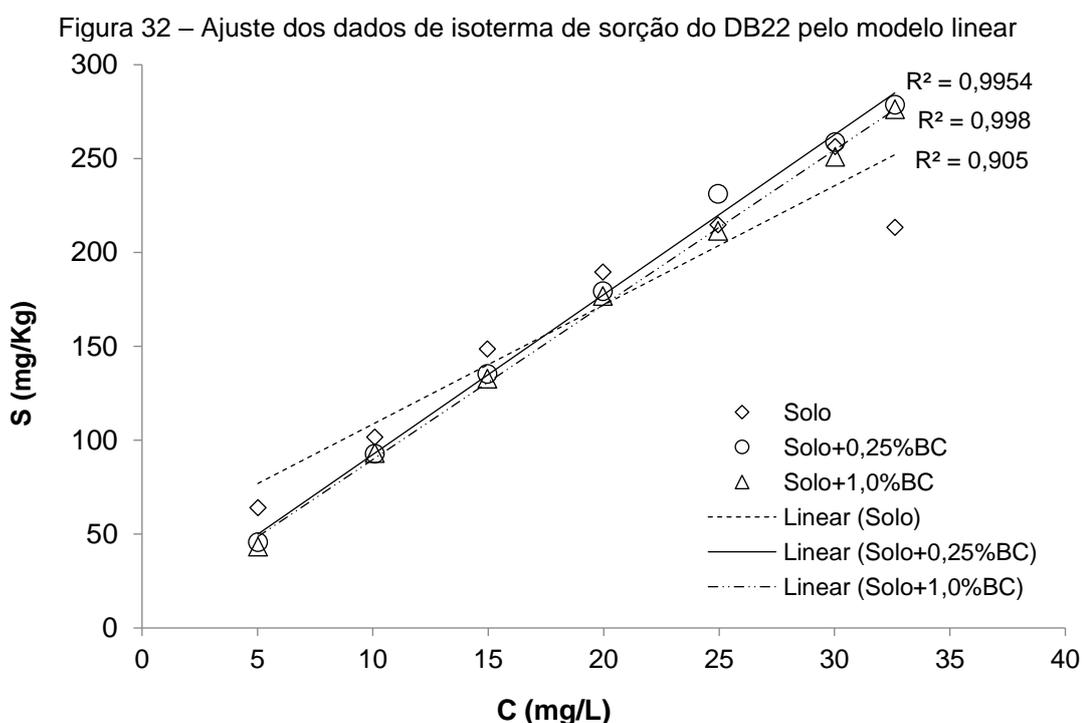


Fonte: O Autor (2023).

No modelo de Freundlich, o parâmetro K_F indica a capacidade de sorção do adsorvente, adquirindo valores maiores quanto melhor o processo adsorptivo, podendo este comportamento ser observado por meio das curvas de ajuste. Por meio da Figura 30 e Figura 31, é possível observar que as isotermas são do tipo S_1 , de acordo com a classificação de Giles *et al.* (1960). De acordo com Alves (2019), para isotermas do tipo S, a adsorção de maiores quantidades de soluto implica em uma maior facilidade de fixação de quantidades adicionais, que implica na associação lateral entre as moléculas adsorvidas.

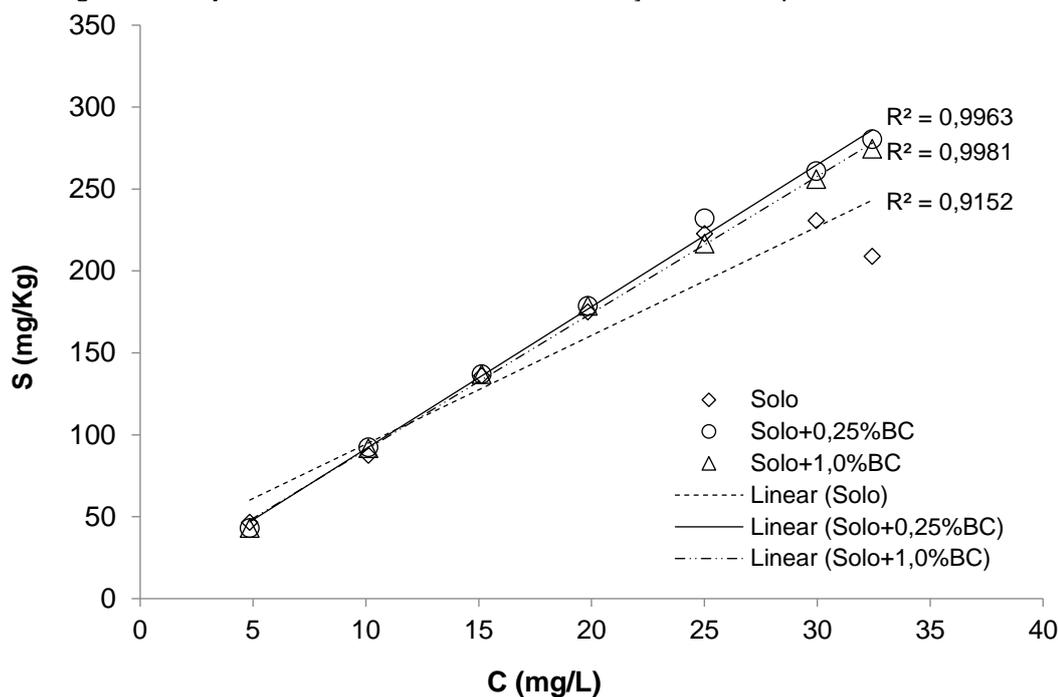
De acordo com Bezerra (2021), o modelo de Langmuir descreve a adsorção em camada única, aceitando estruturas uniformes para os adsorventes, sendo a ocorrência de valores diminutos um exemplo desta consideração, não representando, portanto, o contexto de análise envolvendo o biochar. Já o modelo de Freundlich, por considerar a diversidade de estruturas porosas, incluindo uma análise multicamadas, pode ser considerado mais apropriado a análises contendo biochar, como é o caso do presente estudo.

Por meio das Figuras 32 e 33 é possível observar o ajuste de dados para o DB22 e o RBB, respectivamente, utilizando o modelo linear, que, como destacado anteriormente, também obteve coeficientes de determinação satisfatórios.



Fonte: O Autor (2023).

Figura 33 – Ajuste dos dados de isoterma de sorção do RBB pelo modelo linear



Fonte: O Autor (2023).

A variação de ajuste observada para camada de solo puro, tanto para o corante DB22, quanto para o corante RBB, pode ser justificada por meio do limite de sítios de sorção e à formação de um platô de saturação, que contribui com uma tendência de adsorção constante, o que não ocorre para as demais configurações, com adição de biochar (BEZERRA, 2021).

A distribuição dos pontos experimentais indica, para as configurações solo-biochar, que houve uma tendência de equilíbrio para os sítios de sorção, indicando uma possível saturação da capacidade adsorviva dos contaminantes.

De modo geral, é possível afirmar que a queda no potencial de eficiência observado para as amostras de solo+1,0%BC, em detrimento da de menor percentual, pode ter relação com o tempo de contato entre a amostra adsorvente e o contaminante, bem como com a influência do pH da solução quando em equilíbrio com a amostra adsorvente ou ainda o efeito decorrente da presença de compostos hidrofóbicos presentes no biochar (SCHNEIDER, 2018).

7 CONCLUSÕES

No presente estudo, foram analisadas as interações físicas e químicas envolvidas na adsorção dos corantes DB22 e RBB pelas camadas de solo aluvionar puro, e com adição do biochar da casca de café em dois percentuais distintos, sendo estes 0,25% e 1,0%.

Observou-se, para ambas as metodologias de análise de sorção, que a configuração solo+0,25%BC apresentou os melhores resultados de sorção para ambos os contaminantes estudados. Este comportamento foi condizente com o estudo do pH e pH_{PCZ} , que indicou a criação de uma superfície favorável à retenção dos corantes aniônicos utilizados no presente estudo.

Os ensaios de transporte do traçador não reativo, em ambos os conjuntos de coluna (KBr/DB22 e KBr/RBB), indicaram a ocorrência de um não-equilíbrio físico, enquanto os coeficientes de determinação obtidos para o modelo CDE-MIM indicaram um melhor ajuste do modelo aos dados experimentais.

Os valores experimentais para o deslocamento dos contaminantes apresentaram um ajuste satisfatório ao modelo CDE-2SS, com coeficientes de determinação próximos da unidade ($R^2 > 0,95$). Os resultados obtidos indicam um não-equilíbrio químico para as amostras, além disso, as maiores concentrações após o deslocamento dos corantes DB22 e RBB foram observados para as colunas contendo solo puro, enquanto a melhor resposta adsortiva foi identificada na configuração solo+0,25%BC, conforme mencionado anteriormente.

O melhor modelo de ajuste para as cinéticas de adsorção dos corantes foi o de pseudo-segunda ordem, com coeficientes de determinação próximos do valor unitário para o corante DB22 e iguais a 1 para o corante RBB. Na isoterma de adsorção, o modelo com ajuste mais adequado foi o de Freundlich, com valores de $R^2 > 0,96$, e valores de K_F elevados, indicando maior tendência de adsorção pela configuração contendo 0,25% de biochar, como de fato foi verificado.

Diante dos resultados observados, recomenda-se a aplicação do biochar da casca de café para a sorção dos corantes em efluentes têxteis, dada a sua eficiência na redução da concentração destes compostos, bem como seus custos de produção e acessibilidade de matéria prima.

8 SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS

Como sugestão de trabalhos futuros:

- Avaliar o transporte de contaminantes para diferentes vazões utilizando a metodologia de ensaio em colunas de solo, para verificar se o processo de adsorção é favorecido ou dificultado em função desta condição;
- Realizar estudos em batelada para diferentes tipos de pH, para compreender a influência deste parâmetro na sorção dos corantes DB22 e RBB;
- Estudar a capacidade de saturação do biochar aplicando contaminantes com configurações adversas de concentração, acima do padrão industrial tipificado;
- Avaliar o efeito do biochar da casca de café sob a perspectiva de uma barreira reativa em camada, ou filtro para tratamento de efluentes em escala industrial;
- Estudar a capacidade de regeneração do biochar por meio de ciclos de sorção e dessorção, para entender a sua durabilidade e o seu potencial de reutilização.

REFERÊNCIAS

ABIT - Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção. **Perfil do Setor**. Disponível em: <https://www.abit.org.br/cont/perfil-do-setor>. Acesso em: 15 ago. 2022.

ADAMU, A.; ZEWGE, F.; CHEBUDE, Y. Valorization of spent coffee grounds through pyrolysis as adsorbent for the removal of Vivazole Red 3BS dye from aqueous solution. **Water Practice & Technology**, [S.l.], v. 17, n. 5, p. 1-16, jan. 2019. <http://dx.doi.org/10.2166/wpt.2022.036>.

AGUIAR, W. J. de; BRAGA, R. A. P.; SELVA, V. S. F.; SOBRAL, M. do C. M. Integração entre planos diretores municipais e planos de bacias hidrográficas no Semiárido Nordeste: perspectivas para a governança. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 15, n. 1, p. 487-502, mar. 2022. <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v15.1.p487-502>.

ALBUQUERQUE, M. G. E.; LOPES, A. T.; SERRALHEIRO, M. L.; NOVAIS, J. M.; PINHEIRO, H. M. Biological sulphate reduction and redox mediator effects on azo dye decolourisation in anaerobic–aerobic sequencing batch reactors. **Enzyme And Microbial Technology**, [S.l.], v. 36, n. 5-6, p. 790-799, jan. 2005.

ALEXANDRE, J. I. da S. **Análise da sorção do corante DB22 em solo aluvionar para compor um sistema alagado construído**. 2019. 102 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/33782>. Acesso em: 25 jul. 2022.

ALEXANDRE, J. I. da S.; SANTOS NETO, S. M. dos; COUTINHO, A. P.; MELO, T. dos A. T. de; GONÇALVES, E. A. P.; GONDIM, M. V. S.; ANTONINO, A. C. D.; RABELO, A. E. C. de G. da C.; OLIVEIRA, A. L. de. Sorption of the Direct Black 22 dye in alluvial soil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [S.l.], v. 52, n. 4, p. 1-13, jul. 2020. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2483>.

ALMEIDA, A. P.; MACRAE, A.; RIBEIRO, B. D.; NASCIMENTO. Decolorization and detoxification of different azo dyes by *Phanerochaete chrysosporium* ME-446 under submerged fermentation. *Brazilian Journal of Microbiology*, [S.l.], v. 15, p. 727-738, mar. 2021

ALVES, A. T. A. **Retenção e mobilidade do corante remazol black B em solos aluvionares do alto do capibaribe**. 2019. 89 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/34342>. Acesso em: 25 ago. 2022.

ALVES, A. T. A.; COUTINHO, A. P.; BARROS, V. H. de O.; LASSABATERE, L.; SANTOS NETO, S. M. dos; LIMA, J. R. de S.; ANTONINO, A. C. D. Transport Behavior of RB5 Dye in Alluvial Soil in the Northeast of Brazil. **Water**, Switzerland, v. 14, n. 7, p. 1000-1016, mar. 2022. <http://dx.doi.org/10.3390/w14071000>.

ALVES, A. T. A.; SILVA, L. T. M. S.; ALCÂNTARA, L. R. P.; BARROS, V. H. O.; SANTOS NETO, S. M. dos.; LIMA, V. F.; LIMA, J. R. S.; COUTINHO, A. P.; ANTONINO, A. C. D. Sorption of Remazol Black B dye in alluvial soils of the Capibaribe River Basin, Pernambuco, Brazil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [S.l.], v. 15, n. 2, p. 1-12, jun. 2020. doi:10.4136/ambi-agua.2491.

AMARH, F., VOEGBORLO, R. B., ESSUMAN, E. K., AGORKU, E. S., TETTEY, C. O., & KORTEI, N. K. Effects of soil depth and characteristics on phosphorus adsorption isotherms of different land utilization types: Phosphorus adsorption isotherms of soil. **Soil and Tillage Research**, v. 213, p. 105139, 2021.

AMBAYE, T. G.; VACCARI, M.; VAN HULLEBUSCH, E. D.; AMRANE, A.; RTIMI, S. Mechanisms and adsorption capacities of biochar for the removal of organic and inorganic pollutants from industrial wastewater. **International Journal Of Environmental Science And Technology**, [S.l.], v. 18, n. 10, p. 3273-3294, dez. 2020. <http://dx.doi.org/10.1007/s13762-020-03060-w>.

AMIN, M. T.; ALAZBA, A. A.; SHAFIQ, M. Successful Application of Eucalyptus Camdulensis Biochar in the Batch Adsorption of Crystal Violet and Methylene Blue Dyes from Aqueous Solution. **Sustainability**, [S.l.], v. 13, n. 7, p. 3600-3618, mar. 2021. <http://dx.doi.org/10.3390/su13073600>.

ANA – Agência Nacional de Águas. **A evolução dos recursos hídricos no Brasil**. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2002. 32 p.

ANA – Agência Nacional de Águas. **A questão da água no Nordeste**. Brasília: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, Agência Nacional de Águas, 2012. 436 p.

ANDIA, J. P. M. **Remoção de boro em águas e efluentes de petróleo por adsorção**. 2009. 138 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Materiais e de Processos Químicos e Metalúrgicos) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: https://www.maxwell.vrac.puc-rio.br/14605/14605_1.PDF. Acesso em: 25 dez. 2022.

ANTONINO, A. C. D.; SOARES, W. A.; SILVA, E. B.; LIMA, J. R. S.; NETTO, A. M.; LIRA, C. A. B. O. Utilização do método inverso para a caracterização Hidrodinâmica de um neossolo flúvico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [S.l.], v. 9, n. 3, p. 81-87, set. 2004.

ARAÚJO, J. R. J. **Informalidade: quão comprometidos são os produtores do polo de confecção do Agreste de Pernambuco frente à formalização de suas atividades?**. 2019. 87 f. Dissertação (Mestrado em Economia) – Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/34508/1/DISSERTA%C3%87%C3%83O%20Jos%C3%A9%20Rodrigo%20Juli%C3%A3o%20de%20Ara%C3%BAjo.pdf>. Acesso em: 01 jan. 2023.

BABEL, S.; KURNIAWAN, T. A. Cr(VI) removal from synthetic wastewater using coconut shell charcoal and commercial activated carbon modified with oxidizing agents

and/or chitosan. **Chemosphere**, [S.l.], v. 54, n. 7, p. 951-967, fev. 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.10.001>.

BARROS, V. H. de O. **Retenção e mobilidade de metais pesados num solo aluvionar do Alto do Capibaribe**. 2019. 80 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/33506>. Acesso em: 13 ago. 2022.

BARROS, V. H. de O.; COUTINHO, A. P.; ALVES, A. T. A.; SANTOS NETO, S. M. dos; ASSIS, F. X. de; LIMA, V. F. de; LIMA, J. R. de S.; ANTONINO, A. C. D. Sorption studies of Cd and Cu on Brazilian alluvial soils. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, São Paulo, v. 16, n. 4, p. 2717-2733, jul. 2021. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2717>.

BEZERRA, A. M. do N. **Efeito da aplicação de biochar na retenção e mobilidade do corante direct black 22 num solo aluvionar do alto capibaribe**. 2021. 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2021. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/40729>. Acesso em: 22 jun. 2022.

BEZERRA, A. M. do N.; RIBEIRO, M. H. G.; COUTINHO, A. P.; RABELO, A. E. C. de G. da C.; GONÇALVES, E. A. P. Performance of slow sand filters in the after-treatment of effluent from Pernambuco state textile center. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [S.l.], v. 15, n. 6, p. 1-15, nov. 2020. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2586>

BIAN, R.; JOSEPH, S.; CUI, L.; PAN, G.; LI, L.; LIU, X.; ZHANG, A.; RUTLIDGE, H.; WONG, S.; CHIA, C.; MARJO, C.; GONG, B.; MUNROE, P.; DONNE, S. A three-year experiment confirms continuous immobilization of cadmium and lead in contaminated paddy field with biochar amendment. **Journal of Hazardous Materials**, v.272, p.121-128, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.03.017>.

BOURAIÉ, M. E.; DIN, W. S. E. Biodegradation of Reactive Black 5 by *Aeromonas hydrophila* strain isolated from dye-contaminated textile wastewater. **Sustainable Environment Research**, China, v. 26, n. 5, p. 209-216, set. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.serj.2016.04.014>.

BRAGA, R. A. P.; FARIAS, C. R. de O.; SILVA, S. R. da; CAVALCANTI, E. R. **Gestão e educação socioambiental na Bacia do Capibaribe**. Recife: Publicações Ane, 2015.

BRITO, G. L. M.; COUTINHO, A. P.; CABRAL, J. J. da S. P.; SANTOS NETO, S. M. dos; ANTONINO, A. C. D.; CIRILO, J. A.; BRAGA, R. A. P.; SILVA FILHO, S. L. da. Characterization of the Capibaribe River Dry Bed with Ground Penetrating Radar (GPR). **RBRH**, Porto Alegre, v. 23, n. 1, p. 1-17, abr. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.0318170023>.

BRUCH, L. W.; COLE, M. W.; ZAREMBA, E. **Physical Adsorption: Forces and Phenomena**. Mineola: Dover Publications, Inc, 2007. 340 p.

BUSS, W.; WURZER, C.; MANNING, D. A. C.; ROHLING, E. J.; BOREVITZ, J.; MAŁEK, O. Mineral-enriched biochar delivers enhanced nutrient recovery and carbon dioxide removal. **Communications Earth & Environment**, [S.l.], v. 3, n. 1, p. 67-78, mar. 2022. <http://dx.doi.org/10.1038/s43247-022-00394-w>.

CABRAL, J. J. da S. P.; PAIVA, A. L. R. de; ARAÚJO FILHO, P. F. de; BRITO, G. L. M.; SILVA, D. J. Sistema de acumulação de águas e sedimentos nas aluviões. *In*: BRAGA, R. (Ed.). **Águas de areias**. Recife: Publicações Ane, 2016. Cap. 2. p. 39-70.

CABRAL, J. J. P.; BRAGA, R.; MONTENEGRO, S.; CAMPELLO, S.; CIRILLO, A.; PÉRIER JÚNIOR, G.; LOPES FILHO, S. Recursos hídricos e os brejos de altitude. *In*: PÔRTO, K. C.; CABRAL, J. J. P.; TABARELLI, M. (Org.). **Brejos de Altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004. Cap. 4. p. 31-48.

CAETANO, T. O. **Disponibilidade hídrica das aluviões e as características de uso e demanda de água em comunidades rurais do semiárido pernambucano**. 2018. 87 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/29784>. Acesso em: 23 jun. 2022.

CAETANO, T. O.; PAIVA, A. L. R. de; SILVA, S. R. da; COUTINHO, A. P.; CIRILO, J. A.; CABRAL, J. J. da S. P. Abastecimento rural de água: uso e demanda em comunidades do semiárido e a disponibilidade hídrica das aluviões. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, [S.l.], v. 17, n. 1, p. 8-24, jun. 2020. <http://dx.doi.org/10.21168/rega.v17e8>.

CARMO, A. I.; ANTONINO, A. C. D.; MARTINS, J. M. F.; SILVA, V. L.; MOREL, M. C.; GAUDET, J. P. Lixiviação de Naftaleno em solos urbanos da Região Metropolitana do Recife, PE. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 5, p. 1415-1422, 2013.

CASTRO, A. E.; MARTINHO, F. S.; BARBOSA, M. L.; FRANCA, J. R.; RIBEIRO-SOARES, J.; FERREIRA, G. M. D.; FERREIRA, G. M. D. Influence of Methyl Groups in Triphenylmethane Dyes on Their Adsorption on Biochars from Coffee Husks. **Water Air Soil Pollut**, [S.l.], v. 233, n. 1, p. 1-21, mai. 2022. <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05623-8>.

CASTRO, G. R. **Síntese, caracterização e aplicação de celulose funcionalizada com ligante p-Aminobenzoico em pré-concentração de íons metálicos**. 2003. 57 p. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

CHAARI, I.; FAKHFAKH, E.; MEDHIOUB, M.; JAMOSSI, F. Comparative study on adsorption of cationic and anionic dyes by smectite rich natural clays. **Journal Of Molecular Structure**, [S.l.], v. 1179, n. 1, p. 672-677, mar. 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.molstruc.2018.11.039>.

CHAHINEZ, H.-O.; ABDELKADER, O.; LEILA, Y.; TRAN, H. N. One-stage preparation of palm petiole-derived biochar: characterization and application for adsorption of

crystal violet dye in water. **Environmental Technology & Innovation**, [S.l.], v. 19, n. 1, p. 100872-100886, ago. 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2020.100872>.

CIRILO, J. A. Políticas públicas de recursos hídricos para o semi-árido. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 61-82, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142008000200005>.

CIRILO, J. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; CAMPOS, J. N. B. A questão da água no semiárido brasileiro. *In*: BICUDO, C. E. de M.; TUNDISI, J. G.; SCHEUENSTUHL, M. C. B. (Org.). **Águas do Brasil: análises estratégicas**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2010. Cap. 5. p. 81-91.

CIRILO, J. A.; RIBEIRO NETO, A.; RAMOS, N. M. R.; FORTUNATO, C. F.; SOUZA, J. D. S. de; BEZERRA, S. de T. M. Management of water supply systems from interbasin transfers: case study in the brazilian semiarid region. **Urban Water Journal**, [S.l.], v. 18, n. 8, p. 660-671, maio 2021. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2021.1925703>.

COATS K.H.; SMITH B.D. Dead-end pore volume and dispersion in porous media. **Society of Petroleum Engineering. Journal**, v. 3, p. 49-52, 1964.

COELHO, V. H. R.; MONTENEGRO, S.; ALMEIDA, C. N.; SILVA, B. B.; OLIVEIRA, L. M.; GUSMÃO, A. C. V.; FREITAS, E. S.; MONTENEGRO, A. A. A. Alluvial groundwater recharge estimation in semi-arid environment using remotely sensed data. **Journal Of Hydrology**, [S.l.], v. 548, n. 1, p. 1-15, maio 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.02.054>.

CPRM - Serviço Geológico do Brasil. **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea: Diagnóstico do município de Santa Cruz do Capibaribe, estado de Pernambuco**. MASCARENHAS, J. de C.; BELTRÃO, B. A.; SOUZA JUNIOR, L. C. de; GALVÃO, M. J. da T. G.; PEREIRA, S. N.; MIRANDA, J. L. F. de. (Org.). Recife: CPRM/PRODEEM, 2005. Disponível em: https://rigeo.cprm.gov.br/jspui/bitstream/doc/16633/1/Rel_Santa%20Cruz.pdf. Acesso em: 8 jul. 2022.

CPRM- Serviço Geológico do Brasil. **Geologia e recursos minerais da folha Santa Cruz Do Capibaribe: SB.24-ZD-VI, estados da Paraíba e Pernambuco**. BRASILINO, R. G.; MIRANDA, A. W. A. (Org.). Recife: CPRM, 2017. Disponível em: <https://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/handle/doc/17663>. Acesso em: 12 mai. 2022.

DARDOURI, S.; SGHAIER, J. Adsorption characteristics of layered soil as delay barrier of some organic contaminants: experimental and numerical modeling. **Environmental Modelling & Software**, [S.l.], v. 110, n. 1, p. 95-106, dez. 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.09.003>.

DASGUPTA, J.; SIKDER, J.; CHAKRABORTY, S.; CURCIO, S.; DRIOLI, E. Remediation of textile effluents by membrane based treatment techniques: a state of the art review. **Journal Of Environmental Management**, [S.l.], v. 147, n. 1, p. 55-72, jan. 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.08.008>.

DEANS, H. A. A mathematical model for dispersion in the direction flow in porous media. **Soc. Petrol. Eng.**, v. 3, n. 1, p. 49-52, 1963.

DELÉE, W.; O'NEILL, C.; HAWKES, F. R.; PINHEIRO, H. M. Anaerobic treatment of textile effluents: a review. **Journal Of Chemical Technology & Biotechnology**, [S.l.], v. 73, n. 4, p. 323-335, dez. 1998. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-4660\(199812\)73:4<323:AID-JCTB976>3.0.CO;2-S](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-4660(199812)73:4<323:AID-JCTB976>3.0.CO;2-S).

DIAZ-URIBE, C.; WALTEROS, L.; DURAN, F.; VALLEJO, W.; BOHÓRQUEZ, A. R. R. Prosopis juliflora Seed Waste as Biochar for the Removal of Blue Methylene: A Thermodynamic and Kinetic Study. **ACS Omega**, [S.l.], v. 7, n. 1, p. 42916-42925, nov. 2022. <https://doi.org/10.1021/acsomega.2c05007>.

EBELING, A. G.; ANJOS, L. H. C.; PEREZ, D. V.; PEREIRA, M. G.; VALLADARES, G. S. Relação entre acidez e outros atributos químicos em solos com teores elevados de matéria orgânica. **Bragantia**, [S.l.], v. 67, n. 2, p. 429-439, jan. 2008. <https://doi.org/10.1590/S0006-87052008000200019>.

DU, L. N.; WANG, B.; LI, G.; WANG, S.; CROWLEY, D. E.; ZHAO, Y. H. Biosorption of the metal-complex dye Acid Black 172 by live and heat-treated biomass of Pseudomonas sp. strain DY1: kinetics and sorption mechanisms. **Journal of Hazardous Materials**, v. 205, p. 47-54, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.12.001>.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos e análise de solos. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPq, 1997. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/330804/1/Manualdemethodosdeanalisedesolo2ed1997.pdf>. Acesso em: 14 ago. 2022.

EMBRAPA – Centro Nacional de Pesquisa de Solo, 2011. Manual de método e análise de solo, 2 ed. EMBRAPA Solos, Rio de Janeiro, RJ (230 pp. - (Documentos/Embrapa Solos, ISSN 1517-2627, 132)).

FINDIK, S. Removal of diazo dye Direct Red 28 and Tetra Azo dye Direct Black 22 using synthesized magnetic kaolin supported zinc ferrite. **Acta Chimica Slovenica**, [S.l.], v. 69, n. 1, p. 336-348. <http://dx.doi.org/10.17344/acsi.2021.7289>.

FLORÊNCIO, T. de M. **Degradação anaeróbia de efluente têxtil simulado com corante azo Direct Black 22 na presença de íons sulfato em reator anaeróbio de leito estruturado com fluxo ascendente**. 2018. 175 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-27092018-162456/pt-br.php>. Acesso em: 18 set. 2022.

FRADE, P. R. **Utilização da lama de aciaria em um sistema de barreiras reativas permeáveis para remoção de cr(vi) de águas subterrâneas**. 2015. 97 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-27092018-162456/pt-br.php>. Acesso em: 18 set. 2022.

FRAGA, T. J. M.; SILVA, L. F. F.; LIMA FERREIRA, L. E. M.; SILVA, M. P.; MARQUES FRAGA, D. M. D. S.; ARAÚJO, C. M. B.; CARVALHO, M. N.; CAVALCANTI, J. V. F. L.; GHISLANDI, M. G.; MOTTA SOBRINHO, M. A. Amino-Fe₃O₄-functionalized multi-layered graphene oxide as an ecofriendly and highly effective nanoscavenger of the reactive drimaren red. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 9, p. 9718-9732, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07539-z>.

FRANK, A. **O diário de Anne Frank**. Holanda: Record, 1947. 373 p.

FURTADO, L. A.; BEZERRA, G. E. M. N.; SILVA, J. B. da; SILVA, J. B. da; SILVA, M. C. de O.; SILVA, G. L. de O.; SILVA JÚNIOR, S. F. da; MELO, M. das G. M. A. de; SILVA, G. M. de L.; SANTOS, F. G. L.; COUTINHO, A. P. Biorremediação de corantes em efluentes da indústria têxtil. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 22., 2022, São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo: ABAS, 2022. p. 1760-1761. Disponível em: <https://xxiicabas.gupe.com.br/anais>. Acesso em: 26 set. 2022.

FURTADO, L. A.; LEITE, N. M. G.; DUARTE, A. V.; SOARES, D. A. T.; OLIVEIRA, A. D. de S. Estudo do potencial de captação de águas pluviais em escola rural, no sul cearense. *In*: LEITE, N. M. G.; SANTOS, M. I. F. dos; PINHEIRO, A. R. da S. (Org.). **Meio Ambiente e Saneamento básico: novas perspectivas**. Piracanjuba: Conhecimento Livre, 2021. Cap. 1. p. 5-18.

GILES, C. H. *et al.* Studies in adsorption. **J. Chem. Soc.**, p. 3973–3993, 1960.

GIRI, B. S.; SONWANI, R. K.; VARJANI, S.; CHAURASIA, D.; VARADAVENKATESAN, T.; CHATURVEDI, P.; YADAV, S.; KATIYAR, V.; SINGH, R. S.; PANDEY, A. Highly efficient bio-adsorption of Malachite Green using Chinese Fan-Palm Biochar (*Livistona chinensis*). **Chemosphere**, [S.l.], v. 287, n. 3, p. 132282-132293, jan. 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132282>.

GUARATINI, C. C. I.; ZANONI, M. V. B. Corantes têxteis. **Química Nova**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 71-78, fev. 2000. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422000000100013>.

GONDIM, M. V. S. **Estudo das transferências e transformações do antibiótico Sulfametoxazol em solos no contexto tropical e temperado**. 2014. 133 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2014. Disponível em: https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/17836/1/Tese_Manuela_CD.compressed.pdf. Acesso em: 18 abr. 2022.

HE, L.; CHEN, Y.; LI, Y.; SUN, F.; ZHAO, Y.; YANG, S. Adsorption of Congo red and tetracycline onto water treatment sludge biochar: characterisation, kinetic, equilibrium and thermodynamic study. **Water Science & Technology**. [S.l.], v. 85, n. 6, p. 1936-1951, jan. 2022. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2022.085>.

HETHNAWI, A.; NASSAR, N. N.; MANASRAH, A. D.; VITALE, G. Polyethylenimine-functionalized pyroxene nanoparticles embedded on Diatomite for adsorptive removal of dye from textile wastewater in a fixed-bed column. **Chemical Engineering Journal**, [S.l.], v. 320, n. 1, p. 389-404, jul. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.057>.

HOLKAR, C. R.; JADHAV, A. J.; PINJARI, D. V.; MAHAMUNI, N. M.; PANDIT, A. B. A critical review on textile wastewater treatments: possible approaches. **Journal Of Environmental Management**, [S.l.], v. 182, n. 1, p. 351-366, nov. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.090>.

HOSSAIN, L.; SARKER, S. K.; KHAN, M. S. Evaluation of present and future wastewater impacts of textile dyeing industries in Bangladesh. **Environmental Development**, [S.l.], v. 26, n. 1, p. 23-33, jun. 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envdev.2018.03.005>.

HUNGER, K. **Industrial dyes: chemistry, properties, applications**. Nova Jersey: Wiley-VCH, 2003. 660 p.

ISAAC, R.; SIDDIQUI, S. Adsorption of divalent copper from aqueous solution by magnesium chloride co-doped Cicer arietinum husk biochar: isotherm, kinetics, thermodynamic studies and response surface methodology. **Bioresource Technology Reports**, [S.l.], v. 18, n. 1, p. 101004-101012, jun. 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101004>.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades e Estados: Santa Cruz do Capibaribe. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pe/santa-cruz-do-capibaribe.html>. Acesso em: 29 set. 2022.

IMRAN, M.; NATASHA; MURTAZA, B.; ANSAR, S.; SHAH, N. S.; KHAN, Z. U. H.; ALI, S.; BOCZKAJ, G.; HAFEEZ, F.; ALI, S.; RIZWAN, M. Potential of nanocomposites of zero valent copper and magnetite with *Eleocharis dulcis* biochar for packed column and batch scale removal of Congo red dye. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 305, n. 1, p. 1-13, abr. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119291>.

INSA – Instituto Nacional do Semiárido. **Semiárido Brasileiro**. Disponível em: <https://www.gov.br/insa/pt-br/semiarido-brasileiro/o-semiarido-brasileiro>. Acesso em: 18 jun. 2022.

INYANG, M.; DICKENSON, E. The potencial role of biochar in the removal of organic and microbial contaminants from potable reuse water: A review. **Chemosphere**, v.134, p.232-240, 2015.

ISLAM, M. U.; JIANG, F.; GUO, Z.; PENG, X. Does biochar application improve soil aggregation? A meta-analysis. **Soil And Tillage Research**, [S.l.], v. 209, n. 1, p. 104926-104934, maio 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2020.104926>.

JEGAN, J.; PRAVEEN, S.; PUSHPA, T. B.; GOKULAN, R. Sorption kinetics and isotherm studies of cationic dyes using groundnut (*arachis hypogaea*) shell derived biochar a low-cost adsorbent. **Applied Ecology And Environmental Research**, Hungary, v. 18, n. 1, p. 1925-1939, jan. 2020. http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1801_19251939.

JIN, J.; KANG, M.; SUN, K.; PAN, Z.; WU, F.; XING, B. Properties of biochar-amended soils and their sorption of imidacloprid, isoproturon, and atrazine. **Science of the Total**

Environment, v. 550, n. 1, p. 504-513, fev. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.117>.

KAPOOR, R. T.; RAFATULLAH, M.; SIDDIQUI, M. R.; KHAN, M. A.; SILLANPÄÄ, M. Removal of Reactive Black 5 Dye by Banana Peel Biochar and Evaluation of Its Phytotoxicity on Tomato. **Sustainability**, [S.l.], v. 14, n. 4176, p. 1-18, mar. 2022. <https://doi.org/10.3390/su14074176>.

KHAN, F. A.; AHAD, A.; SHAH, S. S.; FAROOQUI, M. Adsorption of crystal violet dye using *Platanus orientalis* (Chinar tree) leaf powder and its biochar: equilibrium, kinetics and thermodynamics study. **International Journal Of Environmental Analytical Chemistry**, Londres, v. 101, n. 12, p. 1-21, jun. 2021. <http://dx.doi.org/10.1080/03067319.2021.1931854>.

KUMARASINGHE, U.; KAWAMOTO, K.; SAITO, T.; SAKAMOTO, Y.; MOWJOOD, M. I. M. Evaluation of applicability of filling materials in permeable reactive barrier (PRB) system to remediate groundwater contaminated with Cd and Pb at open solid waste dump sites. **Process Safety And Environmental Protection**, [S.l.], v. 120, n. 1, p. 118-127, nov. 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2018.09.003>.

LANGMUIR, I. The constitution and fundamental properties of solids and liquids. **Journal of the American Chemical Society**, v. 38, n. 11, p. 2221–2295, 1916.

LIMA, D. R. **Adsorção do corante verde malaquita utilizando palha de milho modificada por ultrassom**. 2017. 121 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/13842>. Acesso em: 19 set. 2022.

LIMA, J. R. de S.; SILVA, W. de M.; MEDEIROS, E. V. de; DUDA, G. P.; CORRÊA, M. M.; MARTINS FILHO, A. P.; CLERMONT-DAUPHIN, C.; ANTONINO, A. C. D.; HAMMECKER, C. Effect of biochar on physicochemical properties of a sandy soil and maize growth in a greenhouse experiment. **Geoderma**, [S.l.], v. 319, n. 1, p. 14-23, jun. 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.12.033>.

LIMA, L. J. S. **Transporte de água e soluto em um latossolo do brejo paraibano: experimento de campo e parametrização**. 2003. 145 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/9871>. Acesso em: 18 set. 2022.

LIU, H.; LIANG, Z.; WANG, S.; MA, N.; CHEN, S. Synthesis and characterization of a thermosensitive solid amine biomass adsorbent for carbon dioxide adsorption. **Journal of Environmental Management**, v. 292, p. 112722, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112722>.

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**. 2018. 134 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2018. Disponível em:

<https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/30444/1/DISSERTA%c3%87%c3%83O%20Luis%20Medeiros%20de%20Lucena.pdf>. Acesso em: 25 abr. 2022.

MAIA, A. G. **Econometria: conceitos e aplicações**. São Paulo: Universidade Estadual de Campinas, 2013. 294 p.

MAMANE, H.; ALTSHULER, S.; STERENZON, E.; VADIVEL, V. K. Decolorization of dyes from textile wastewater using biochar: a review. **Acta Innovations**, [S.l.], v. 37, n. 1, p. 36-46, dez. 2020. Research and Innovation Centre Pro-Akademia. <http://dx.doi.org/10.32933/actainnovations.37.3>.

MARCO, C. de. **Preparação, caracterização e aplicação de um composto ferromagnético na remoção do corante verde de malaquita em meio aquoso**. 2015. 81 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciência dos Materiais) – Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 2015. Disponível em: <https://repositorio.uces.br/xmlui/handle/11338/965>. Acesso em: 22 jul. 2022.

MARENGO, J. A.; TORRES, R. R.; ALVES, L. M. Drought in Northeast Brazil—past, present, and future. **Theoretical And Applied Climatology**, [S.l.], v. 129, n. 3-4, p. 1189-1200, jun. 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s00704-016-1840-8>.

MEIRELES, G.; DAAM, M. A.; SANCHES, A. L. M.; ZANONI, M. V. B.; SOARES, A. M.V. M.; GRAVATO, C.; OLIVEIRA, D. P. de. Red disperse dyes (DR 60, DR 73 and DR 78) at environmentally realistic concentrations impact biochemical profile of early life stages of zebrafish (*Danio rerio*). **Chemico-Biological Interactions**, [S.l.], v. 292, n. 1, p. 94-100, ago. 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cbi.2018.07.007>.

MELO, R. F.; FERREIRA, P. A.; MATOS, A. T.; RUIZ, H. A.; OLIVEIRA, L. B. Deslocamento miscível de cátions básicos provenientes da água residuária de mandioca em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S.l.], v. 10, n. 2, p. 456-465, jan. 2006.

MÉLO, L. V. **Estudo e modelagem da transferência de água e de solutos em um solo aluvial de cultivo de vazante no estado de Pernambuco**. 2001. 215 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001. Disponível em: https://teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-01022017-122516/publico/Tese_Melo_LucyanaV_corrigida.pdf. Acesso em: 17 mai. 2022.

MELLO, V. F. B.; GAMA, J.; FERREIRA, J. M.; BARAUNA, O. S.; JUCÁ, J. F. T.; MOTTA SOBRINHO, M. A. Estudo e caracterização de propriedades da argila esmectita na remoção de corantes têxteis. **Revista Matéria**, Rio de Janeiro, v.18, n. 4, p.1467-1482, dez. 2013. <https://doi.org/10.1590/S1517-70762013000400008>.

MENDES, I.C.; SOUZA, L.V.; RESCK, D.V.S.; GOMES, A.C. Propriedades biológicas em agregados de um Latossolo Vermelho Escuro sob plantio convencional e direto no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.435-443, 2003.

MILFONT, M. L. **Transporte e sorção do agroquímico paclobutrazol em solos irrigados cultivados com manga**. 2006. 127 f. Tese (Doutorado em Ciência) –

Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2006. Disponível em: https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/9713/1/arquivo9107_1.pdf. Acesso em: 10 set. 2022.

MILFONT, M. L.; ANTONINO, A. C. D.; MARTINS, J. M. F.; NETTO, A. M.; GOUVEIA, E. R.; CORREA, M. M. Transporte do paclobutrazol em colunas de solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Minas Gerais, v. 32, n. 5, p. 2165-2175, out. 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832008000500037>.

MOURA, M. S. B. de; GALVINCIO, J. D.; BRITO, L. T. de L.; SOUZA, L. S. B. DE; SÁ, I. I. S.; SILVA, T. G. F. da. Clima e água de chuva no Semi-Árido. *In*: BRITO, L. T. de L.; MOURA, M. S. B. de; GAMA, G. F. B. (Ed.). **Potencialidades da água de chuva no Semi-Árido brasileiro**. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 2007. Cap. 2. p. 37-59.

NAZARI, S.; RAHIMI, G.; NEZHAD, A. K. J. Effectiveness of native and citric acid-enriched biochar of Chickpea straw in Cd and Pb sorption in an acidic soil. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v.7, p.1-6, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103064>.

O'NEILL, C.; HAWKES, F. R.; HAWKES, D. L.; LOURENÇO, N. D.; PINHEIRO, H. M.; DELÉE, W. Colour in textile effluents - sources, measurement, discharge consents and simulation: a review. **Journal Of Chemical Technology & Biotechnology**, [S.l.], v. 74, n. 11, p. 1009-1018, nov. 1999. [http://dx.doi.org/10.1002/\(sici\)1097-4660\(199911\)74:113.0.co;2-n](http://dx.doi.org/10.1002/(sici)1097-4660(199911)74:113.0.co;2-n).

OLIVEIRA, C. M. B. D.; GATIBONI, L. C.; MIQUELLUTI, D. J.; SMYTH, T. J.; ALMEIDA, J. A. Capacidade máxima de adsorção de fósforo e constante de energia em Latossolo Bruno em razão de diferentes ajustes do modelo Langmuir. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1805-1815, 2014.

OLIVEIRA, D. B. C.; SOARES, W. A.; HOLANDA, M. A. C. R. Análise de desempenho de modelos de infiltração unidimensional de água em solo. **Águas Subterrâneas**, [S.l.], v. 32, n. 1, p. 35-42, jan. 2018. <http://dx.doi.org/10.14295/ras.v32i1.28947>.

OLIVEIRA, L. F. C.; LEMKE-DE-CASTRO, M. L.; RODRIGUES, C.; BORGES, J. D. Isotermas de sorção de metais pesados em solos do cerrado de Goiás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S.l.], v. 14, n. 7, p. 776-782, fev. 2010. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010000700014>.

OLIVEIRA NETO, G. C. de; CORREIA, J. M. F.; SILVA, P. C.; SANCHES, A. G. de O.; LUCATO, W. C. Cleaner Production in the textile industry and its relationship to sustainable development goals. **Journal Of Cleaner Production**, [S.l.], v. 228, n. 1, p. 1514-1525, ago. 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.334>.

PALÁCIO FILHO, A. M.; NETTO, A. M.; CORRÊA, M. M.; ROLIM NETO, F. C.; SILVA, L. P. da; MALTA, S. H. da S. Hydrodynamic and hydrodispersive characterization of a fluvic cambisol in the northeast region of Brazil. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 33, n. 1, p. 160-171, mar. 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252020v33n118rc>.

PANG, Y. L.; LAW, Z. X.; LIM, S.; CHAN, Y. Y.; SHUIT, S. H.; CHONG, W. C.; LAI, C. W. Enhanced photocatalytic degradation of methyl orange by coconut shell-derived biochar composites under visible LED light irradiation. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.l.], v. 28, n. 21, p. 27457-27473, jan. 2021. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-12251-4>.

PARANAVITHANA, G. N.; KAWAMOTO, K.; INOUE, Y.; SAITO, T.; VITHANAGE, M.; KALPAGE, C. S.; HERATH, G. B. B. Adsorption of Cd²⁺ and Pb²⁺ onto coconut shell biochar and biochar-mixed soil. **Environmental Earth Sciences**, [S.l.], v. 75, n. 6, p. 484-496, mar. 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-015-5167-z>.

PARK, J.-H.; OK, Y. S.; KIM, S.-H.; CHO, J.-S.; HEO, J.-S.; DELAUNE, R. D.; SEO, D.-C. Competitive adsorption of heavy metals onto sesame straw biochar in aqueous solutions. **Chemosphere**, [S.l.], v. 142, n. 1, p. 77-83, jan. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.05.093>.

PARK, J.-H.; WANG, J. J.; MENG, Y.; WEI, Z.; DELAUNE, R. D.; SEO, D.-C. Adsorption/desorption behavior of cationic and anionic dyes by biochars prepared at normal and high pyrolysis temperatures. **Colloids And Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, [S.l.], v. 572, n. 1, p. 274-282, jul. 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfa.2019.04.029>.

PARKER, J. C.; VAN GENUCHTEN, T. Determining transport parameters from laboratory and field tracer experiments. Virginia Agricultural Experiment Station, Virginia, v. 84, n. 3, 1984.

PRAVEEN, S.; JEGAN, J.; PUSHPA, T. B.; GOKULAN, R.; BULGARIU, L. Biochar for removal of dyes in contaminated water: an overview. **Biochar**, [S.l.], v. 4, n. 1, p. 10-26, fev. 2022. <http://dx.doi.org/10.1007/s42773-022-00131-8>.

QIU, Y.; ZHENG, Z.; ZHOU, Z.; SHENG, G. D. Effectiveness and mechanisms of dye adsorption on a straw-based biochar. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 100, n. 21, p. 5348-5351, nov. 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.054>.

RABELO, A. E. C. de G. da C.; SANTOS NETO, S. M. dos; COUTINHO, A. P.; ANTONINO, A. C. D. Sorption of sulfadiazine and flow modeling in an alluvial deposit of a dry riverbed in the Brazilian semiarid. **Journal Of Contaminant Hydrology**, [S.l.], v. 241, n. 1, p. 103818-103830, ago. 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jconhyd.2021.103818>.

RAMOS, J. M. P. **Estudo e aplicação de processos oxidativos avançados e ecotoxicológicos no tratamento de efluente contendo verde malaquita**. 2018. 116 f. Dissertação (Mestrado em Química e Biotecnologia) – Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2018. Disponível em: <https://www.repositorio.ufal.br/jspui/handle/riufal/3244>. Acesso em: 18 ago. 2022.

RAVINDIRAN, G.; GANAPATHY, G. P.; JOSEPHRAJ, J.; ALAGUMALAI, A. A Critical Insight into Biomass Derived Biosorbent for Bioremediation of Dyes. **Chemistryselect**, [S.l.], v. 4, n. 33, p. 9762-9775, set. 2019. <http://dx.doi.org/10.1002/slct.201902127>

REBOUÇAS, A. da C. Água na região Nordeste: desperdício e escassez. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 11, n. 29, p. 127-154, abr. 1997. <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-40141997000100007>.

RECK, I. M.; PAIXÃO, R. M. Impactos ambientais dos corantes azo e tratamentos de remoção: uma revisão. **Uningá Review**, Maringá, v. 28, n. 2, 2016. Disponível em: <https://revista.uninga.br/uningareviews/article/view/1865>. Acesso em: 20 mar. 2022.

REIS FILHO, R. W.; LUVIZOTTO-SANTOS, R.; VIEIRA, E. M. Poluentes Emergentes como Desreguladores Endócrinos. **Journal Of The Brazilian Society Of Ecotoxicology**, [S.l.], v. 2, n. 3, p. 283-288, jul. 2007.

RODRIGUES, E. A. M.; COUTINHO, A. P.; SOUZA, J. D. S. de; COSTA, I. R. de A.; SANTOS NETO, S. M. dos; ANTONINO, A. C. D. Rural Sanitation: scenarios and public policies for the brazilian semi-arid region. **Sustainability Switzerland**, v. 14, n. 12, p. 7157-7175, jun. 2022. <http://dx.doi.org/10.3390/su14127157>.

ROOHI, M.; RIAZ, M.; ARIF, M. S.; SHAHZAD, S. M.; YASMEEN, T.; RIAZ, M. A.; TAHIR, S.; MAHMOOD, K. Varied effects of untreated textile wastewater onto soil carbon mineralization and associated biochemical properties of a dryland agricultural soil. **Journal Of Environmental Management**, [S.l.], v. 183, n. 3, p. 530-540, dez. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.005>.

ROUSK, J.; BAAT, E.; BROOKES, P. C.; LAUBER, C. L.; LOZUPONE, C.; CAPORASO, J. G.; KNIGHT, R.; FIERER, N. Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. **The ISME Journal**, [S.l.], v. 4, p. 1340-1351, dez. 2010.

ROY, H.; ISLAM, M. S.; ARIFIN, M. T.; FIROZ, S. H. Chitosan-ZnO decorated Moringa oleifera seed biochar for sequestration of methylene blue: Isotherms, kinetics, and response surface analysis. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, [S.l.], v. 18, p. 1-15, out. 2022.

SACKEY, E. A.; SONG, Y.; YU, Y.; ZHUANG, H. Biochars derived from bamboo and rice straw for sorption of basic red dyes. **Plos One**, [S.l.], v. 16, n. 3, p. 1-20, jul. 2021.

SALEM, V. **Tingimento têxtil: fibras, conceitos e tecnologias**. São Paulo: Blucher - Golden Tecnologia, 2010. 300 p.

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**. 2012. 69 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2012. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/10493>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SANTOS NETO, S. M. dos. **O efeito da heterogeneidade estrutural do solo nos processos de transporte de poluentes em aluvião do Rio Capibaribe - Pernambuco**. 2019. 146 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/34043>. Acesso em: 24 jul. 2022

SANTOS, S. R. Q. dos; CUNHA, A. P. M. do A.; RIBEIRO-NETO, G. G. Avaliação de dados de precipitação para o monitoramento do padrão espaço-temporal da seca no nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**, [S.l.], v. 25, n. 15, p. 80-100, ago. 2019. <http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v25i0.62018>.

SANTOS, W. J. S. dos; PAIVA, A. L. R. de; COUTINHO, A. P.; CABRAL, J. J. da S. P. Fluxo e armazenamento de água em aluvião do semiárido pernambucano para abastecimento de pequenas comunidades. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, [S.l.], v. 55, n. 4, p. 479-497, 2020. <http://dx.doi.org/10.5327/z2176-947820200639>.

SANTOS, S. M. dos; PAIVA, A. L. R. de; SILVA, V. F. da. Qualidade da água em barragem subterrânea no semiárido. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, [S.l.], v. 10, n. 3, p. 651-662, jun. 2016. <http://dx.doi.org/10.7127/rbai.v10n300394>.

SCHNEIDER, J. K. **Utilização de biomassas brasileiras para produção de carvão ativado de alta qualidade: caracterização e aplicação como adsorvente**. 2018. 130 f. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/180633/001072526.pdf?sequence=1>. Acesso em: 11 jan. 2023.

SEBRAE – Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas. Perfil das micro e pequenas empresas de confecção de Pernambuco, 2013: Relatório. DCA/UFPE. Recife: SEBRAE, 2013.

SEBRAE – Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas. **Estudo econômico do arranjo produtivo local de confecções do Agreste Pernambucano, 2012: Relatório final**. LEITE, J.; FLORÊNCIO, D.; FREITAS, M. C.; ARRUDA, A. C.; MACIEL, E.; MAGALHÃES, A.; CORREIA, R.; LOPES, C. M.; SAITO, A.; BARBOSA, F.; GOMES, G. M. Recife: SEBRAE, 2013. Disponível em: <https://www.sebrae.com.br/Sebrae/Portal%20Sebrae/Anexos/Estudo%20Economico%20do%20APL%20de%20Confeccoes%20do%20Agreste%20-%20%2007%20de%20MAIO%202013%20%20docx.pdf>. Acesso em: 14 jul. 2022.

SEWU, D. D.; LEE, D. S.; WOO, S. H.; KALDERIS, D. Decolorization of triarylmethane dyes, malachite green, and crystal violet, by sewage sludge biochar: isotherm, kinetics, and adsorption mechanism comparison. **Korean Journal Of Chemical Engineering**, [S.l.], v. 38, n. 3, p. 531-539, mar. 2021. <http://dx.doi.org/10.1007/s11814-020-0727-7>.

SILVA, F. M.; SANTANA, S. A. A.; BEZERRA, C. W. B.; SILVA, H. A. S. Adsorção do corante têxtil Azul de Remazol R por pseudocaule da bananeira (*Musa sp*). **Cad. Pesq.**, [S.l.], v. 17, n. 3, p. 71-77, dez. 2010.

SILVA FILHO, E. L. da; CAETANO, T. O.; FERREIRA, T. S. G.; CIRILO, J. A.; VASCONCELOS, R. S.; ALBUQUERQUE, T. B. V. de. Avaliação do Potencial de Aproveitamento de Aluviões para a Construção de Barragens Subterrâneas no Semiárido Pernambucano. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 13, n. 5, p. 2402-2416, jul. 2020. <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v13.5.p2402-2416>.

SILVA, J. B. da; FURTADO, L. A.; SILVA, M. C. de O.; SILVA, G. M. de L.; SILVA, G. L. de O.; SILVA JÚNIOR, S. F. da; MELO, M. das G. M. A. de; SANTOS, F. G. L.; BEZERRA, G. E. M. N.; SILVA, J. B. da; COUTINHO, A. P. O impacto dos efluentes têxteis nas aluviões do Alto Capibaribe. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 22., 2022, São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo: ABAS, 2022. p. 1768-1769. Disponível em: <https://xxiicabas.gupe.com.br/anais>. Acesso em: 14 ago. 2022

SINGH, M.; AHSAN, M.; PANDEY, V.; SINGH, A.; MISHRA, D.; TIWARI, N.; SINGH, P.; KARAK, T.; KHARE, P. Comparative assessment for removal of anionic dye from water by different waste-derived biochar vis a vis reusability of generated sludge. **Biochar**, [S.l.], v. 4, n. 1, p. 13-30, fev. 2022. <http://dx.doi.org/10.1007/s42773-022-00140-7>.

SOUZA, M. C. da S. A. de; SOUZA, G. K. A. de. Poluentes emergentes: um perigo silencioso para o meio ambiente e um desafio para as novas tecnologias de informação e comunicação. **Direito Público**, Porto Alegre, v. 13, n. 72, p. 76-90, 2017. Disponível em: <https://www.portaldeperiodicos.idp.edu.br/direitopublico/article/view/2629>. Acesso em: 13 mai. 2022

SRH/PE - Secretaria de Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco. **Plano hidroambiental da bacia hidrográfica do rio Capibaribe: Tomo II - cenários tendenciais e sustentáveis**. RECENA; J. J. G.; LEITÃO, A. L. da S. (Org.). Recife: Projetic - Brli, 2010. Disponível em: https://www.apac.pe.gov.br/images/media/1649787904_Capibaribe%20-%20TOMO%20II%20-%20Cenarios.pdf. Acesso em: 14 jul. 2022.

SRIVATSAV, P.; BHARGAV, B. S.; SHANMUGASUNDARAM, V.; ARUN, J.; GOPINATH, K. P.; BHATNAGAR, A. Biochar as an Eco-Friendly and Economical Adsorbent for the Removal of Colorants (Dyes) from Aqueous Environment: a review. **Water**, [S.l.], v. 12, n. 12, p. 3561-3588, dez. 2020. <http://dx.doi.org/10.3390/w12123561>.

STERENZON, E.; VADIVEL, V. K.; GERCHMAN, Y.; LUXBACHER, T.; NARAYANAN, R.; MAMANE, H. Effective Removal of Acid Dye in Synthetic and Silk Dyeing Effluent: isotherm and kinetic studies. **Acs Omega**, Washington, v. 7, n. 1, p. 118-128, dez. 2021. <http://dx.doi.org/10.1021/acsomega.1c04111>.

SUHOGUSOFF, A.; HIRATA, R.; FERRARI, L. Atenuação da Contaminação de Nitrato em Aquíferos com Uso de Serragem como Material Reativo: ensaios de colunas com solos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [S.l.], v. 17, n. 4, p. 141-148, out. 2012. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v17n4.p141-148>.

SUDENE - SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. Conselho Deliberativo. **Resolução nº 107, de 27 de julho de 2017**. Estabelece critérios técnicos e científicos para delimitação do Semiárido Brasileiro e procedimentos para revisão de sua abrangência. Recife: Ministério da Integração Nacional, 2017a. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/3c8b249e-8ec3-4db1->

b188-bab3c3c3240f/attachments/Resolucao-107-2017-CONDEL-SUDENE.pdf.
Acesso em: 14 set. 2022

SUDENE - SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. Conselho Deliberativo. **Resolução nº 115, de 23 de novembro de 2017**. Aprova a Proposição nº 113/2017, que acrescenta municípios a relação aprovada pela Resolução CONDEL nº 107, de 27 de julho de 2017b. Fortaleza: Ministério da Integração Nacional, 2017b. Disponível em: <https://www.gov.br/sudene/pt-br/centrais-de-conteudo/resolucao1152017-pdf>. Acesso em: 11 ago. 2022.

TAREQ, R.; AKTER, N.; AZAM, M. S. Chapter 10 - Biochars and biochar composites: low-cost adsorbents for environmental remediation. In: OK, Y. S.; TSANG, D. C. W.; BOLAN, N.; NOVAK, J. M. (Eds.). **Biochar from biomass and waste**. Elsevier, p.169-209, 2019.

TEIXEIRA, G. F.; FERRARI, J. G.; RUY, L. M.; TRINDADE, R. S.; CARMELLO, V. de O.; DANTAS, S. C. Adsorção do corante verde de malaquita utilizando casca de banana e sabugo de milho como adsorvente. **Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação**, Uberaba, v. 5, n. 2, p. 124-139, fev. 2021. <http://dx.doi.org/10.18554/rbcti.v5i2.3839>.

TOMASELLA, J.; VIEIRA, R. M. S. P.; BARBOSA, A. A.; RODRIGUEZ, D. A.; SANTANA, M. de O.; SESTINI, M. F. Desertification trends in the Northeast of Brazil over the period 2000-2016. **International Journal Of Applied Earth Observation And Geoinformation**, [S.l.], v. 73, n. 1, p. 197-206, dez. 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2018.06.012>.

USMAN, M.; LIEDL, R.; KAVOUSI, A. Estimation of distributed seasonal net recharge by modern satellite data in irrigated agricultural regions of Pakistan. **Environmental Earth Sciences**, [S.l.], v. 74, n. 2, p. 1463-1486, fev. 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-015-4139-7>.

VEIGA, T. R. L. A. **Síntese e caracterização de biocarvões de biomassa de casca de café e de madeiras de eucalipto**. 2016. 115 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia da Madeira) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2016. Disponível em:

http://repositorio.ufla.br/jspui/bitstream/1/12115/2/DISSERTA%C3%87%C3%83O_S%C3%ADntese%20e%20caracteriza%C3%A7%C3%A3o%20de%20biocarv%C3%B5es%20de%20biomassa%20de%20casca%20de%20caf%C3%A9%20e%20de%20madeira%20de%20eucalipto.pdf. Acesso em: 02 jan. 2023.

WEBER, K.; QUICKER, P. Properties of biochar. **Fuel**, v.217, p.240-261, 2018.

YAGUB, M. T.; SEN, T. K.; AFROZE, S.; ANG, H. M. Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: a review. **Advances In Colloid And Interface Science**, [S.l.], v. 209, n. 1, p. 172-184, jul. 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cis.2014.04.002>.

YI, Y.; TU, G.; YING, G.; FANG, Z.; TSANG, E. P. Magnetic biochar derived from rice straw and stainless steel pickling waste liquor for highly efficient adsorption of crystal violet. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 341, n. 1, p. 125743-125750, dez. 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125743>.

ZANONI, M. V. B.; YAMANAKA, H. **Corantes: caracterização química, toxicológica, métodos de detecção e tratamento**. São Paulo: Cultura Acadêmica Editora, 2016. 335 p.

ZERIN, I.; FARZANA, N.; SAYEM, A. S. M.; ANANG, D. M.; HAIDER, J. Potentials of Natural Dyes for Textile Applications. **Encyclopedia Of Renewable And Sustainable Materials**, [S.l.], v. 2, n. 1, p. 873-883, 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-803581-8.11668-6>.