



**UFRPE**

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO – UFRPE**  
**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO**  
**DEPARTAMENTO DE TECNOLOGIA RURAL - DTR**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL - PPEAMB**

**Jessica Rafaelly Almeida Lopes**

**TRANSPORTE E INTERAÇÃO DO IMAZAPIC EM UM ARGISSOLO  
AMARELO SOB ADIÇÃO DE BIOCARVÃO**

**Orientador:** André Maciel Netto

**Coorientador:** João Paulo Siqueira da Silva

Recife - PE

2022



**UFRPE**

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO – UFRPE**  
**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO**  
**DEPARTAMENTO DE TECNOLOGIA RURAL - DTR**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL - PPEAMB**

**Jessica Rafaelly Almeida Lopes**

**TRANSPORTE E INTERAÇÃO DO IMAZAPIC EM UM ARGISSOLO  
AMARELO SOB ADIÇÃO DE BIOCARVÃO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Área de Concentração: Controle e Remediação da Poluição.

Recife - PE

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal Rural de Pernambuco  
Sistema Integrado de Bibliotecas  
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

L864t

Lopes, Jessica Rafaelly Almeida

Transporte e interação do Imazapic em um Argissolo Amarelo sob adição de biocarvão / Jessica Rafaelly Almeida  
Lopes. - 2022.  
56 f. : il.

Orientador: Andre Maciel Netto.

Coorientador: Joao Paulo Siqueira da Silva.

Inclui referências.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Recife, 2022.

1. Herbicida. 2. Mobilidade. 3. Degradação ambiental. I. Netto, Andre Maciel, orient. II. Silva, Joao Paulo Siqueira da, coorient. III. Título

CDD 620.8

---

**TRANSPORTE E INTERAÇÃO DO IMAZAPIC EM UM ARGISSOLO AMARELO  
SOB ADIÇÃO DE BIOCÁRVÃO**

**Jessica Rafaelly Almeida Lopes**

**APROVADA EM:** 26/01/2022

**ORIENTADOR:** PROF. DR. ANDRÉ MACIEL NETTO

**CO-ORIENTADOR:** PROF. DR. JOÃO PAULO SIQUEIRA DA SILVA

**COMISSÃO EXAMINADORA:**

---

**PROF. DR. ANDRÉ MACIEL NETTO – PPEAMB/UFRPE**

---

**PROF. DR. MARCUS METRI CORRÊA – PPEAMB/UFRPE**

---

**DR. FERNANDO XAVIER DE ASSIS – MEMBRO EXTERNO**

**VISTO E PERMITIDA A IMPRESSÃO**

---

**COORDENADOR(A) DO PPEAMB/UFRPE**

## DEDICATÓRIA

*A minha família,*

Minha base, meu porto seguro, meu refúgio, pois foram eles que me impulsionaram a chegar até aqui.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus por ter me sustentado até aqui, mesmo quando tudo parecia fugir do meu controle, o Senhor segurou minha mão, possibilitando que eu galgasse mais um degrau. Gratidão, Jesus.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) pelo apoio institucional, aos professores do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental (PPEAMB) pelos conhecimentos compartilhados, e a Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo, possibilitando a realização desta pesquisa.

A Usina São José, por disponibilizar a área de estudo e parte do material necessário para o desenvolvimento do trabalho.

Ao Professor André Maciel Netto pelos ensinamentos, paciência, confiança, dedicação e orientação depositada durante o mestrado, meu muito obrigada.

Ao meu coorientador João Paulo Siqueira da Silva pela amizade, ensinamentos, pela mão estendida e auxílio prestado nas atividades do laboratório, obrigada.

Ao Professor Jorge Cavalcanti, do Departamento de Engenharia Química (DEQ) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). E ao Júlio, do Centro de Apoio à Pesquisa (CENASPESQ) pela grandiosa ajuda na condução das análises em HPLC, minha gratidão por terem tornado isso possível.

Ao Laboratório de Polímeros e Nanoestruturas e ao Centro de Tecnologia Estratégicas do Nordeste (CETENE) por terem contribuído para a realização desta pesquisa.

E não menos importante, minha família, obrigada por tudo ao longo desses anos, sobretudo, por compreenderem minha ausência. Em especial, aos meus pais, Francisco Ivanilson e Joana Dark, nada disso seria possível sem vocês. Essa vitória é nossa.

Minha família do coração, Janaína Cortêz, Manoel Januário e Beatriz Pordeus vocês que sempre estiveram comigo e me apoiaram em tudo. Ao longo dessa trajetória tudo se tornou mais leve com vocês por perto, obrigada.

Um agradecimento todo especial à Beatriz Cruz, por toda ajuda e acolhimento desde que cheguei em Recife. Minha amiga maravilhosa e irmã de coração, obrigada por me ouvir, e por sempre ter uma palavra amiga.

Agradeço aos meus amigos: Joyce Almeida, Victor Gurgel, Martiliana Freire, Amanda Barboza, Marina Alencar, Laís Franco e Luan Marcos por terem caminhado comigo. Sou grata a Deus pela vida de vocês.

Aos que mesmo longe sempre me apoiaram e torceram por mim, Juliana Gurgel, Erick Ferreira, Edgley Alves, Pollyanna Agra, Gustavo Leite, Edith Diógenes, Tailton Teles, Natália Diniz e Jassira Rodrigues. Saibam que vocês foram fundamentais neste processo, meus sinceros agradecimentos.

E a todos que contribuíram, meu muito obrigada.

## RESUMO

A expansão do setor agroindustrial canavieiro tem intensificado o uso de agrotóxicos com o intuito de inibir a ação de pragas, doenças e plantas daninhas em espécies agrícolas. Diante deste cenário, o uso do herbicida Imazapic na cultura de cana-de-açúcar para o controle da Tiririca (*Cyperus rotundus* L.) tem provocado impactos ambientais devido a solubilidade em água e tempo de meia-vida altos, potencializando assim a sua lixiviação. Como efeito da interação e mobilidade dos contaminantes, tem-se a contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas, além dos agravos atribuídos a saúde humana. O biocarvão é um material rico em carbono derivado da combustão incompleta de biomassa que vem recebendo cada vez mais a atenção como um material funcional promissor na remediação ambiental para estabilizar contaminantes do solo, como metais pesados e moléculas orgânicas. A adição de biocarvão ao solo pode facilmente potencializar o processo de retenção de herbicidas, contribuindo positivamente na redução do transporte de herbicidas para águas superficiais e subterrâneas. O presente trabalho teve como objetivo avaliar o transporte e interação do Imazapic em um Argissolo Amarelo distrófico na camada ideal de ação da molécula, que para esse estudo foi de 0-20 cm, em colunas de solo saturadas com a adição de biocarvão proveniente do bagaço de cana-de-açúcar obtido a temperatura de 500 °C (BC500). Em seguida, os parâmetros de interação e transporte foram estimados a partir de modelos matemáticos de Convecção-Dispersão (CDE) e Convecção-Dispersão à dois sítios de sorção (CDE-2S) utilizando o programa CXTFIT 2.0. A elevada solubilidade do Imazapic (2.200 mg L<sup>-1</sup>) associado ao baixo teor de argila e de matéria orgânica em solos arenosos, apresenta-se como um fator que resulta em alta mobilidade desta molécula e mesmo com o aumento do teor de matéria orgânica, devido a adição do biocarvão, a adsorção do Imazapic continuou baixa.

**Palavras-chave:** Herbicida; Mobilidade; Degradação ambiental.

## ABSTRACT

The expansion of the sugarcane agro-industrial sector has intensified the use of pesticides in order to inhibit the action of pests, diseases and weeds in agricultural species. In view of this scenario, the use of the herbicide Imazapic in the cultivation of sugarcane for the control of purple nutsedge (*Cyperus rotundus* L.) has caused environmental impacts due to its solubility in water and high half-life, thus enhancing its leaching. As an effect of the interaction and mobility of the contaminants, there is the contamination of the soil, surface and underground water, in addition to the harm attributed to human health. The present work aimed to evaluate the transport and interaction of Imazapic in a dystrophic Yellow Ultisol under the addition of biochar at the ideal depth of action of the molecule, which for this study will be the 0-20 cm layer. Tests of the interaction and mobility of the Imazapic molecule were carried out in soil columns with the addition of biochar from sugarcane bagasse, obtained at a temperature of 500 °C (BC500). Then, the use of mathematical models of Convection-Dispersion (CDE) and Convection-Dispersion at two sorption sites (CDE-2S) using the CXTFIT 2.0 program. The high solubility of Imazapic (2,200 mg L<sup>-1</sup>) associated with the low clay and organic matter content in sandy soils, is a factor that results in the high mobility of this molecule and even with the increase in the organic matter, content due to the soil amendment by biochar, the adsorption of Imazapic was low.

**Keywords:** Herbicide; Mobility; Environmental degradation.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Fluxograma das etapas metodológicas adotadas. ....	26
<b>Figura 2:</b> Mapa de localização da Usina São José.....	27
<b>Figura 3:</b> Design dos ensaios em colunas de solo saturado adicionados com biocarvão (BC500) para avaliação dos parâmetros de interação e transporte do Imazapic. ....	30
<b>Figura 4:</b> (A) Curva Termogravimétrica (TGA); (B) Calorimétrica Exploratória Diferencial (DSC) do bagaço de cana-de-açúcar.....	37
<b>Figura 5:</b> Imagens da Microscopia de Eletrônica de Varredura para o BC500 com ampliações de 60x, 300x e 3000x, respectivamente. ....	41
<b>Figura 6:</b> Curvas de eluição (experimentais e ajustadas) do traçador KBr para o Argissolo Amarelo distrófico (AAd). ....	44
<b>Figura 7:</b> Curvas de eluição (experimentais e ajustadas) do Imazapic para o Argissolo Amarelo distrófico (AAd).....	46

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Características do Imazapic. ....	16
<b>Tabela 2:</b> Equações de transportes adimensionais (modelos CDE e CDE-2 Sítios de Sorção).32	
<b>Tabela 3:</b> Atributos físicos do Argissolo Amarelo distrófico.....	33
<b>Tabela 4:</b> Atributos químicos do Argissolo Amarelo distrófico.....	34
<b>Tabela 5:</b> Rendimento, Potencial Hidrogeniônico, Condutividade Elétrica (CE), Densidade do Biocarvão ( $D_{BC}$ ) e composição elementar do BC500: Carbono, Nitrogênio e Hidrogênio e Razões atômicas C/N e H/C. ....	38
<b>Tabela 6:</b> Características físicas do biocarvão obtido a temperatura de 500 °C. ....	41
<b>Tabela 7:</b> Parâmetros experimentais para os ensaios de deslocamento miscível para o traçador KBr e para o Imazapic no Argissolo Amarelo distrófico (AAd).....	42
<b>Tabela 8:</b> Parâmetros hidrodispersivos estimados para o traçador KBr no Argissolo Amarelo distrófico (AAd).....	43
<b>Tabela 9:</b> Parâmetros de transporte estimados e calculados com o modelo CDE a dois sítios de sorção a partir dos ensaios com o Imazapic para o Argissolo Amarelo distrófico com adição de biocarvão. ....	44

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>13</b>
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>16</b>
2.1 IMAZAPIC .....	16
2.2 IMPACTOS AMBIENTAIS DOS AGROTÓXICOS .....	18
2.3 BIOCARVÃO.....	19
2.4 DINÂMICA DO HERBICIDA NO SOLO .....	22
2.5 MODELOS MATEMÁTICOS DE TRANSPORTE DE SOLUTOS.....	22
<b>2.5.1 Modelo de convecção e dispersão (CDE)</b> .....	<b>23</b>
<b>2.5.2 Modelo CDE-2 Sítios de Sorção</b> .....	<b>23</b>
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>26</b>
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	27
3.2 COLETA E PREPARO DAS AMOSTRAS DE SOLO .....	28
3.3 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS DO SOLO .....	28
<b>3.3.1 Análises físicas</b> .....	<b>28</b>
<b>3.3.2 Análises químicas</b> .....	<b>28</b>
3.4 PREPARAÇÃO E ANÁLISE DO BIOCARVÃO .....	29
<b>3.4.1 Preparação do bagaço</b> .....	<b>29</b>
<b>3.4.2 Pirólise da biomassa</b> .....	<b>29</b>
<b>3.4.3 Análise da biomassa e do biocarvão</b> .....	<b>29</b>
3.5 ENSAIO DE TRANSPORTE DE SOLUTOS EM COLUNAS .....	30
<b>3.5.1 Curva de calibração do HPLC</b> .....	<b>31</b>
<b>3.5.2 Determinação dos parâmetros de transporte</b> .....	<b>32</b>
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>33</b>
4.1 ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO .....	33
4.2 ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO .....	34
4.3 CARACTERÍSTICAS DA BIOMASSA E DO BIOCARVÃO PIROLISADO A 500 °C (BC500).....	36
4.4 ENSAIO TRAÇADOR (KBr) E INTERAÇÃO DO IMAZAPIC COM A MATRIZ POROSA (SOLO + BIOCARVÃO).....	42
<b>5 CONCLUSÕES</b> .....	<b>48</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>49</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A expansão do setor agrícola e sua produção em larga escala respondem pela intensificação do uso de herbicidas, os quais visam potencializar a capacidade produtiva e minimizar os efeitos adversos das plantas daninhas nas culturas (PAUMGARTTEN, 2020).

Os herbicidas do grupo das imidazolinonas (Imazapyr, Imazapic, Imazethapyr, Imazamox, Imazamethabenz e Imazaquin) controlam um amplo espectro de plantas daninhas, sendo absorvidos pelas raízes e folhas e translocados pelo floema e xilema, acumulando-se nos pontos de crescimento. Esse grupo de herbicidas atua inibindo a enzima acetolactato sintetase (ALS), essencial no processo de síntese de aminoácidos de cadeia ramificada em plantas (GALON et al., 2014; KRAEMER et al., 2009).

Entre as culturas que mais utilizam os herbicidas da família das imidazolinonas estão: cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*), milho (*Zea mays*), arroz (*Oryza sativa*), soja (*Glycine max*) e amendoim (*Arachis hypogaea*). Essa prática tem o intuito de inibir a ação das plantas daninhas, consideradas um dos grandes problemas da agricultura, devido à sua alta capacidade de competição por recursos com as lavouras (GHARDE et al., 2018).

Na cultura da cana-de-açúcar, especificamente, o Imazapic é utilizado no controle químico de plantas daninhas, principalmente a Tiririca (*Cyperus rotundus L.*). O Imazapic é considerado um herbicida altamente eficaz no controle de plantas daninhas, entretanto, possui alta persistência, com tempo de meia-vida variando de 31 a 233 dias no solo devido à sua lenta degradação (SU et al., 2017).

Em estudos realizados em diferentes tipos de solos, dando ênfase para o Argissolo, Florido et al., (2015) verificaram que a aplicação dos herbicidas do grupo das imidazolinonas apresentaram alta solubilidade em água e alta persistência no ambiente. Tal fato pode ser justificado pelos atributos do solo como pH do solo  $>$  pKa do herbicida, textura, CTC, teor de matéria orgânica, fatores estes, que influenciam no processo de dessorção dos herbicidas, favorecendo sua formação na forma aniônica, e como os coloides do solo apresentam cargas negativas ocorre baixa interação das moléculas dos herbicidas com o solo, principalmente devido às forças eletrostáticas repulsivas, contribuindo assim para uma menor sorção e alta mobilidade.

O comportamento dos herbicidas varia de acordo com as propriedades físico-químicas do solo (pH, teor de matéria orgânica, textura, capacidade de troca catiônica, umidade), bem como das características do próprio herbicida (solubilidade, coeficiente de sorção, pressão de vapor, tempo de meia-vida, coeficiente de partição octanol-água), além das condições

ambientais (temperatura, pluviosidade). Com isso, a mobilidade e a persistência de um herbicida dependem da capacidade de sorção e dessorção do solo (SILVA et al., 2019b).

Dentro desse contexto de estudo, o uso inadequado e desenfreado de herbicidas contribui com o processo de degradação ambiental, pela incidência de diversos impactos ambientais, tornando-se uma ameaça para o solo, águas superficiais e subterrâneas, ecossistemas aquáticos, bem como a saúde humana (TOSI; NIEH, 2019).

Os agravantes associados a presença de herbicidas no solo estão relacionados à redução da atividade microbiana e à degradação da matéria orgânica (MO) (ARORA et al., 2019), em decorrência da longa atividade residual apresentada. Estudos realizados por Portal et al., (2019), verificaram a presença de resíduos de herbicidas na superfície do solo e em águas subterrâneas utilizadas para consumo.

No entanto, várias tecnologias estão sendo desenvolvidas para minimizar os riscos potenciais de contaminação do solo com herbicidas, evitando a lixiviação e todas suas consequências relativas relatadas anteriormente. Dentre elas, a aplicação do biocarvão resulta em uma série de benefícios agrícolas e ambientais, como o aumento das atividades microbianas do solo, sequestro de carbono que resultam na atenuação das mudanças climáticas, modificando a capacidade de retenção de nutrientes do solo e sua biodisponibilidade (EL-NAGGAR et al., 2019a; IRFAN et al., 2019).

O biocarvão é um material rico em carbono derivado da combustão incompleta de biomassa. A aplicação de biocarvão como um recurso para tratar solos contaminados está recebendo cada vez mais atenção por ser considerado um agente sortivo predominante para poluentes orgânicos, tendo uma eficiência de remoção de cerca de 1 ordem de magnitude maior do que a matéria orgânica do solo/sedimento (MENDES et al., 2018; SAFAEI KHORRAM et al., 2016).

Além de promover melhorias na qualidade do solo, alteração nas características físico-químicas do solo, como pH, e estabelecer associações micorrizas (AGGANGAN et al., 2019; BILGILI et al., 2019; SOLAIMAN; ABBOTT; MURPHY, 2019), indiretamente, a aplicação do biocarvão auxilia no melhoramento do crescimento do cultivo, afetando a estrutura do solo ou os ciclos de nutrientes (YU et al., 2019).

Dessa forma, o biocarvão é visto como uma alternativa sustentável e de baixo custo, além de cumprir com o propósito de neutralizar a contaminação do solo, devido a sua capacidade de adsorção, imobilização de metais pesados e contaminantes orgânicos (DE SOUZA et al., 2019).

Portanto, este trabalho teve como objetivo verificar o potencial de adsorção, dessorção e mobilidade da molécula de Imazapic em um Argissolo Amarelo distrófico sob a adição de biocarvão ao solo pirolisado a 500 °C. Para isso, o experimento foi conduzido em laboratório com ensaio em colunas de solo em condições saturadas, para a obtenção dos parâmetros hidrodinâmicos e hidrodispersivos, permitindo assim analisar os processos de interações físico-químicas do Imazapic com o solo adicionado de biocarvão.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 IMAZAPIC

O Imazapic integra a família das imidazolinonas, sendo que o Imazapyr, Imazethapyr, Imazamox, Imazamethabenz e Imazaquin ainda compõem o grupo. Estes contêm em suas moléculas uma estrutura em comum, o imidazol, separando-se em três subgrupos. O Imazapic, um grupo metil ( $\text{CH}_3$ ); o Imazethapyr, um grupo etil ( $\text{CH}_3\text{-CH}_2$ ); e o Imazamox, um grupo metoximetil ( $\text{CH}_3\text{-O-CH}_2$ ). Estes grupos de herbicidas possuem uma alta capacidade de desenvolvimento da atividade biológica, e são comumente usados no controle de plantas daninhas (KEMMERICH et al., 2015).

O Imazapic é amplamente utilizado em culturas agrícolas, principalmente em produções de arroz, amendoim e cana-de-açúcar visando o controle de plantas daninhas como a Tiririca (*Cyperus rotundus L.*). As imidazolinonas têm sido amplamente utilizados como herbicidas seletivos pré ou pós-emergentes no controle de um amplo espectro de plantas daninhas, de modo a promover uma maior absorção (DOR et al., 2016). As características do Imazapic estão elencadas na Tabela 1:

**Tabela 1:** Características do Imazapic.

<b>Características</b>	<b>Imazapic</b>
Fórmula molecular	$\text{C}_{14}\text{H}_{17}\text{N}_3\text{O}_3$
Peso molar ( $\text{g mol}^{-1}$ )	275,303
Solubilidade em água a 25 °C, pH = 7 ( $\text{mg L}^{-1}$ )	2.200
Coefficiente de partição de adsorção ( $K_d$ )( $\text{L kg}^{-1}$ )	0,13 – 4,07
Pressão de vapor a 20°C (mPa)	< 0,013
Coefficiente de partição orgânica de carbono ( $K_{oc}$ )( $\text{L Kg}^{-1}$ )	7-267
Coefficiente de partição octanol/água ( $\log K_{ow}$ )	0,393
Constante de dissociação ácida (pKa)	2; 3,9-11,1
Meia-vida do solo (dias)	31-233

**Fonte:** Alister e Kogan (2005)

Estudos realizados por Souza et al., (2016) comprovaram que os herbicidas Imazethapyr e Imazapic têm longa persistência em Gleissolo Háplico (GX) e podem permanecer em concentração suficiente para ter um efeito negativo no acúmulo de matéria seca de plantas de cultura sensíveis cultivadas em sucessão à cultura principal em um intervalo de tempo mais longo (150 dias) após a sua aplicação. Além disso, os autores verificaram para diferentes tipos

de solos (Plintossolo Háplico, Latossolo Vermelho Amarelo, Gleissolo Háplico) que o período residual da mistura comercial foi maior do que a aplicação do herbicida sozinho em todos os solos, seguido pelo Imazethapyr e Imazapic. Também foi possível analisar que a persistência desses herbicidas depende das características físicas e químicas de cada solo. Em solos com menores valores de pH, Imazethapyr e Imazapic apresentaram maior persistência.

A degradação de Imazapyr e Imazapic em soluções aquosas foi mais rápida em comparação com a superfície do solo sob luz solar direta. O tempo de meia-vida do Imazapyr e degradação do Imazapic na superfície do solo sob luz solar foram calculados em 126 dias e 85,56 dias, respectivamente (SHAIFUDDIN et al., 2017).

Já Refatti et al., (2017) concluíram que as misturas Imazethapyr + Imazapic, Imazapyr + Imazapic e Imazethapyr lixiviaram para o solo, atingindo profundidades de até 25 cm em solo de várzea e, que os herbicidas da família das imidazolinonas são altamente persistentes no solo e sua fitotoxicidade pode ser observada até dois anos após a sua aplicação.

Buscando analisar o comportamento de sorção-dessorção do Imazethapyr e Imazapic em seis solos brasileiros, Marinho et al., (2018) observaram uma dessorção superior a 70% em Neossolos, Plintossolos distróficos (para ambos os herbicidas) e Gleissolos distróficos (somente Imazapic), indicando um potencial risco de contaminação das águas subterrâneas por lixiviação. Já os Cambissolos e Argissolos apresentaram uma dessorção inferior a 50% para ambos os herbicidas, e igual a 50% para o Gleissolo distrófico (Imazethapyr), apontando que esses herbicidas podem prejudicar culturas subsequentes.

Su et al., (2019) verificaram a degradação de Imazapic em solos sob diferentes condições ambientais, e observaram que a taxa de degradação do Imazapic aumentou com o aumento da temperatura, do pH e da umidade do solo e diminuiu com o teor de matéria orgânica. O uso de pasta de biogás como corretivo do solo acelerou a degradação do Imazapic. Já o tempo de meia-vida do Imazapic em solo esterilizado (364,7 dias) foi maior do que em solo não esterilizado (138,6 dias), o que sugere que houve uma contribuição microbiana significativa para a degradação do Imazapic.

Em estudos realizados por Souza et al., (2020), avaliando a lixiviação e o efeito residual dos herbicidas Imazapyr+Imazapic em solo para o milho safrinha sob diferentes condições hídricas, observaram uma maior retenção na camada de 0-30 cm na condição de 70% da capacidade de campo (CC) e lixiviação para a camada de 30-60 cm na condição de 130% da CC, com redução no acúmulo de massa das plantas de melancia. Com isso, concluiu-se que o herbicida tem um potencial residual para a cultura do milho em solos mantidos a 70% da CC.

Várias técnicas podem ser empregadas para a remediação de solos contaminados por agrotóxicos, tais como: fitorremediação, biorremediação, tratamento químico, escavação, oxidação química in-situ, remoção e destinação do solo, extração de vapores do solo, tecnologias térmicas, solidificação, atenuação natural, nanotecnologia e incineração. Algumas dessas técnicas citadas se baseiam na remoção do solo contaminado, mais adequada para áreas onde a contaminação não é profunda e não se move facilmente. O emprego do biocarvão na remediação de solos contaminados é considerada uma das técnicas nonatecnológicas (ASHRAF; MAAH; YUSOFF, 2014; BALDISSARELLI et al., 2019; CASTELO-GRANDE et al., 2010).

Neste sentido, Vasconcelo et al., (2020) investigaram espécies tolerantes para serem utilizadas na fitorremediação de solos contaminados com Imazapic e, observaram que dentre as oito espécies analisadas a *Mucuna aterrima* foi considerada a espécie promissora na fitoextração de áreas contaminadas com resíduos do Imazapic, pois apresentou alta produção de biomassa.

Souto et al., (2020) averiguaram a fitoestimulação de solo de várzea contaminado com herbicidas de imidazolinona e observaram que os herbicidas apresentaram maior biodegradação em solos vegetados do que em solos não vegetados. Diante das espécies utilizadas, a *Canavalia ensiformis*, *Glycine max*, *Vicia sativa* e consórcio de *Lotus corniculatus* + *Trifolium repens* foram as que favoreceram a atividade microbiana do solo, resultando em uma taxa média de biodegradação de 91, 92 e 93% para os herbicidas Imazethapyr, Imazapic e Imazapyr no solo, respectivamente.

## 2.2 IMPACTOS AMBIENTAIS DOS AGROTÓXICOS

A expansão das atividades agrícolas intensificou o uso de herbicidas e, como consequência, os impactos ambientais, os quais são resultantes das frações residuais oriundas do uso desenfreado dos herbicidas, sendo que sua dissipação no ambiente pode ocorrer das seguintes maneiras: solúvel, absorvida ou em equilíbrio dinâmico ou retidas na estrutura do solo (SANTOS; BATISTA, 2018).

O método e a forma de manejo podem influenciar no comportamento dos agrotóxicos, podendo ser pela sorção, transporte, transformação, deriva, lixiviação, volatilização ou escoamento superficial. Vale ressaltar que a aplicação de agrotóxicos afeta não somente as pragas e ervas daninhas, como também o solo, as águas superficiais e subterrâneas, além do

ecossistema e a saúde humana, assim seu acúmulo compromete a qualidade dos compartimentos ambientais (TAHA et al., 2014; NSIBANDE; FORBES, 2016).

Para Oliveira et al., (2018) o uso descontrolado de agrotóxicos promovem a poluição do solo, atingindo suas funções, biodiversidade, capacidade produtiva, bem como a segurança e a saúde alimentar das pessoas.

Além disso, a poluição das águas também se torna uma preocupação em virtude da utilização dos agrotóxicos. Em pesquisas realizadas por Masiá et al., (2015), Cotton et al., (2016) e Rousis et al., (2017), detectaram a presença de agrotóxicos em diversos corpos hídricos, até mesmo em águas destinadas para o consumo humano.

Nesse sentido, justifica-se a importância de compreender a forma de propagação do agrotóxico, tendo em vista que promove alterações não somente na área de aplicação, mas também no seu entorno. Destacando o monitoramento dos cursos de água, pois podem afetar a cadeia biológica pelos processos de bioacumulação e biomagnificação (CHOO et al., 2020).

Dentre os fatores que determinam a poluição das águas superficiais e subterrâneas estão as características dos agrotóxicos como: solubilidade, capacidade de retenção, lixiviação, meio de aplicação, tal como a taxa de degradação, além do clima e outros fatores externos (SU et al., 2019).

De acordo com os resultados encontrados por Milhome et al., (2015) em áreas irrigadas em Jaguaribe-CE, 80% das amostras de águas (superficiais e subterrâneas) apresentaram níveis de agrotóxicos superiores aos determinados pela Organização Mundial da Saúde (OMS), sendo caracterizadas imprópria para o consumo humano. No entanto, quando analisados separadamente, estavam dentro dos limites aceitáveis pela resolução brasileira.

Outro aspecto importante é a contaminação humana, o uso regular de agrotóxicos na agricultura pode causar a sua dispersão no meio ambiente afetando outros organismos no ecossistema. Vários efeitos dos agrotóxicos no ambiente aquático foram relatados nos últimos anos, mostrando que os mesmos apresentam efeitos tóxicos sobre as comunidades de plantas aquáticas, e sobre a saúde humana (KIM; KABIR; JAHAN, 2017; REFATTI et al., 2017).

### 2.3 BIOCARVÃO

Biocarvão é definido como sendo a biomassa carbonizada sob atmosfera pobre em oxigênio, obtido por meio da pirólise, que consiste em uma reação de análise ou decomposição que ocorre pela ação de altas temperaturas, onde ocorre uma ruptura da estrutura molecular original de um determinado composto (biomassa), cuja finalidade é o uso agrícola, visando a

captura de carbono no solo e a melhoria de suas propriedades físico-químicas (CABEZA et al., 2018). A sua origem remonta aos solos conhecidos como Terra Preta de Índio (TPI), de origem antropogênica (indígena), em território amazônico, cuja formação data de 500 a 2500 anos, conhecidos pela sua grande fertilidade proveniente da deposição do carvão vegetal, restos de espinhas de peixes, ossos e cascos de animais (SILVA et al., 2021)

O biocarvão ou biochar, como também é conhecido, é um material rico em carbono e, por isso, sua incorporação ao solo tem sido bastante difundida, em virtude da sua capacidade de adsorção, bem como da diversidade de matérias-primas (palha de cana, casca de arroz, serragem, dejetos de galinha, entre outras) para a produção da biomassa, além de ser barata, de baixo custo e abundante (KAVITHA et al., 2018; PIERRI, 2018; ELKHALIFA et al., 2019; ZHANG et al., 2019).

A composição do biocarvão depende das características da biomassa, bem como das condições de pirólise adotada. Sendo que a capacidade de sorção está intimamente ligada com suas propriedades físico-químicas como diversidade de grupos funcionais (carboxila, hidroxila e fenólica), área superficial específica, estabilidade na estrutura, teor de carbono, volume de poros, diâmetro dos poros e pH, de modo que estes fatores associados podem contribuir para a redução efetiva dos herbicidas no solo (MANDAL; SINGH; PURAKAYASTHA, 2017).

O biocarvão é considerado um adsorvente promissor, pois atua no sequestro de herbicidas do solo, desempenhando um papel importante no controle do transporte e biodisponibilidade de contaminantes orgânicos e, conseqüentemente reduzindo os efeitos de lixiviação destes compostos (ALVAREZ et al., 2017; RANI; SHANKER; JASSAL, 2017).

De acordo com Mandal, Singh e Purakayastha (2017) a capacidade de adsorção pelo biocarvão está relacionada às suas propriedades físicas e químicas, como a diversidade de grupos funcionais (carboxila, hidroxila e fenóis), área de superfície específica, estabilidade estrutural, teor de carbono, volume de poro, tamanho dos poros e valor de pH. Portanto, estes fatores podem ajudar a reduzir efetivamente a mobilidade dos herbicidas no solo.

Com isso, a aplicação de biocarvão em solos contaminados potencializa a capacidade de adsorção de poluentes orgânicos, uma vez que apresenta uma estrutura porosa e uma área superficial específica significativa, heterogeneidade morfológica superficial e alta capacidade de troca catiônica (WANG, J.; WANG, S., 2019; ZHU et al., 2017).

Além disso, a adição do biocarvão aumenta a capacidade de retenção de água no solo, melhora as propriedades do solo e aumenta as condições de aeração e a fertilidade do solo, fornece habitat para o crescimento de microrganismos, facilitando a comunidade microbiana

para atividades metabólicas e degradação de agrotóxicos (CALLEGARI; CAPODAGLIO, 2018; SHAHEEN et al., 2018; VARJANI; KUMAR; RENE, 2019; VITHANAGE et al., 2017).

Estudos realizados por Cederlund, Börjesson e Stenström (2017) verificaram que o biocarvão demonstrou grande potencial na redução da lixiviação de Diuron, no entanto, não obteve um resultado significativo no controle da lixiviação dos herbicidas menos móveis como o Clorpirifós e o Glifosato.

Já Mandal, Singh e Purakayastha (2017) verificaram o comportamento de sorção do biocarvão oriundo de cinco tipos de matéria-prima (bambu, sabugo de milho, casca de eucalipto, casca de arroz e palha de arroz) como adsorvente para a remoção da Atrazina e Imidacloprida, e concluíram que o biocarvão proveniente da palha de arroz exibiu a melhor remoção de Atrazina e do Imidacloprida.

Em investigações elaboradas por Li et al., (2018), foi observado o efeito do biocarvão obtido a partir do resíduo de mandioca no comportamento de sorção e liberação da Atrazina no solo. Os autores verificaram que a sorção da Atrazina aumentou significativamente com a adição de biocarvão ao solo, e a dessorção reduziu com o tempo de envelhecimento do biocarvão, sendo que o pH interferiu na liberação da Atrazina.

Já em pesquisas executadas por Varjani, Kumar e Rene (2019) foi averiguado que o biocarvão além de promover a remediação de áreas contaminadas, aumenta a fertilidade do solo, melhora a gestão de resíduos, favorece o sequestro de carbono e produção de bioenergia. Corroborando com esses estudos, Wu et al., (2019) inferiram que a adição de biocarvão favoreceu a sorção, degradação e biodisponibilidade dos herbicidas, sendo considerada uma alternativa sustentável e eficaz para a remediação de solos contaminados.

Baharum et al., (2020) avaliaram a remoção de Diazinon utilizando biocarvão modificado com casca de coco, e verificaram que o biocarvão de casca de coco ativado e o ácido fosfórico quimicamente modificado apresentaram resultados altamente eficientes na remoção de Diazinon de soluções aquosas.

Por outro lado, segundo Pierri (2018), alguns fatores como matéria-prima de origem do biocarvão e a temperatura da pirólise, além das características físico-químicas do solo e do herbicida podem influenciar negativamente quanto a dinâmica de interação, podendo resultar na ineficácia da retenção do contaminante.

Assim, analisar os impactos causados pela alteração do biocarvão são fatores fundamentais na compreensão do comportamento dos herbicidas, pois podem afetar o processo de sorção-dessorção dos herbicidas no solo. Além da capacidade de adsorver poluentes, a adição do biocarvão pode influenciar nos processos de mobilidade e conversão, como

transporte, lixiviação e biodisponibilidade no solo, como também na absorção e utilização dos herbicidas pelas plantas (LIU et al., 2018).

## 2.4 DINÂMICA DO HERBICIDA NO SOLO

O comportamento do herbicida no solo determina sua atividade residual, lixiviação e persistência, por isso, torna-se imprescindível compreender o transporte e a interação do poluente no solo, e conseqüentemente, o potencial de lixiviação das moléculas dos herbicidas (GONÇALVES et al., 2018).

As principais propriedades físicas e químicas que determinam a dinâmica dos herbicidas no solo são: constante da Lei de Henry ( $K_H$ ), coeficiente de partição octanol-água ( $K_{ow}$ ), coeficiente de sorção ( $K_d$ ,  $K_{oc}$ ), dissociação ácido/base ( $pK_a$  e  $pK_b$ ), pressão de vapor ( $P$ ), solubilidade em água ( $S$ ) e o tempo de meia-vida ( $t_{1/2}$ ), bem como de características inerentes ao solo, como a granulometria, o pH, a capacidade tampão, a mineralogia, o teor e tipo de matéria orgânica e a atividade microbiana, além das condições climáticas (MANCUSO; NEGRISOLI; PERIM, 2011; REFATTI et al., 2017).

Para verificar o potencial de lixiviação, é adotado o Índice de Vulnerabilidade das Águas Subterrâneas (Groundwater Ubiquity Score - GUS), que segundo Assis (2016), determina o grau de interferência na qualidade das águas subterrâneas de alguns herbicidas.

Herbicidas da família das imidazolinonas como o Imazaquim e o Imazethapyr apresentaram índice de GUS de 3,91 e 5,33, respectivamente, sendo considerados com alto potencial de lixiviação (INOUE et al., 2007). Estudos realizados por Silva et al., (2011), de acordo com o índice GUS, verificaram que o Imazapic apresenta potencial para contaminar as águas subterrâneas, alterando assim sua qualidade.

Na busca de analisar o processo de mobilidade e a lixiviação do Imazaquim nos Latossolo Vermelho Eutrófico (LVe), Nitossolo Háptico Eutrófico (NXe), Argissolo Vermelho Amarelo Eutrófico (PVAe) e Neossolo Quartzarênico Órtico (RQo), Florido et al., (2015) verificaram que o herbicida tem alta capacidade de transporte. Ainda de acordo com os autores, os valores de pH (LVe = 5,09; NXe = 5,93; PVAe = 5,11 e RQo = 4,96) podem ter contribuído para o transporte do herbicida ao longo do perfil do solo.

## 2.5 MODELOS MATEMÁTICOS DE TRANSPORTE DE SOLUTOS

Modelos matemáticos têm sido amplamente difundidos para estudos do transporte de solutos em solos. São considerados ferramentas imprescindíveis para a investigação de áreas

contaminadas, uma vez que permitem previsões do comportamento de contaminantes, quantificação do risco à saúde humana e planejamento dos sistemas de remediação a serem implantados (TERAMOTO; CHANG; CAETANO-CHANG, 2017; LI et al., 2020).

### 2.5.1 Modelo de convecção e dispersão (CDE)

A equação de convecção-dispersão (CDE) para o transporte unidimensional de solutos em meio poroso, sujeitos à adsorção, degradação de primeira ordem, produção de ordem zero, num solo homogêneo e indeformável é dada por:

$$\rho_d \frac{\partial S}{\partial t} + \theta \frac{\partial C}{\partial t} = \theta D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \theta v \frac{\partial C}{\partial x} + \sum_{j=1}^n \phi_j(C, S, \dots) \quad (1)$$

Em que  $C$  representa a concentração do soluto na fase líquida [ $M L^{-3}$ ],  $S$  a concentração do soluto na fase sólida [ $M M^{-1}$ ],  $\rho_d$  a densidade do solo [ $M L^{-3}$ ],  $D$  o coeficiente de dispersão hidrodinâmica [ $L^2 T^{-1}$ ],  $t$  o tempo [T],  $x$  a coordenada espacial [L] e  $\phi_j$  são os termos de fonte e sumidouro [ $M L^{-3} T^{-1}$ ],  $v$  é a velocidade média da solução [ $L T^{-1}$ ], e  $\theta$  é a umidade volumétrica [ $L^3 L^{-3}$ ].

Admitindo ausência de fonte ou sumidouro, e que a isoterma de adsorção pode ser representada por uma isoterma linear. A equação anterior na sua forma adimensionalizada é simplificada da seguinte maneira:

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

Em que  $R$  é o fator de retardo que é dado por:

$$R = 1 + \frac{\rho_d K_d}{\theta} \quad (3)$$

onde  $K_d$  [ $M L^{-3}$ ] é o coeficiente de distribuição ( $K_d = S/C$ ) representando as concentrações distribuídas entre a fase líquida ( $C$ ) e a adsorvida ( $S$ ).

### 2.5.2 Modelo CDE-2 Sítios de Sorção

Quando o soluto interage com a matriz sólida do solo, essa interação pode se dar de forma instantânea ou não, e é representada pelo parâmetro ( $f$ ), que representa a fração de sítios

de sorção para a qual o equilíbrio é instantâneo com a fase móvel líquida e  $(1-f)$  que representa a fração de sítios de sorção para a qual o equilíbrio só ocorre ao longo do tempo (cinética de sorção).

No modelo CDE-2 Sítios de Sorção, a interação solo-solução conceitualmente ocorre em dois sítios de sorção  $S_1$  e  $S_2$  sendo:

$$S_1 = fK_D C \quad (4)$$

$$S_2 = (1 - f)K_D C \quad (5)$$

$$S = S_1 + S_2 = K_D C \quad (6)$$

onde  $C$  a concentração na solução [ $M L^{-3}$ ];  $S$  é a fração adsorvida;  $S_1$  é a fração sorvida pelos sítios em equilíbrio (no domínio instantâneo) [ $M L^{-1}$ ];  $S_2$  é a fração sorvida pelos sítios cinéticos de sorção.

Supondo que equilíbrio seja instantâneo, tem-se:

$$\frac{\partial S_1}{\partial t} = fK_D C - S_1 \quad (7)$$

Introduzindo a cinética de primeira ordem reversível para o sítio de sorção  $S_2$ , tem-se

$$\frac{\partial S_2}{\partial t} = \alpha (1 - f)K_D [C - S_2] \quad (8)$$

sendo:  $\alpha [T^{-1}]$  o coeficiente de transferência de massa entre os dois sítios.

Admitindo regime hidrodinâmico estacionário em meio homogêneo, e supondo que o soluto pode se transformar ou degradar, a equação de conservação de massa incluindo os termos  $S_1$  e  $S_2$  na equação CDE (1) é dada por:

$$\frac{\partial S_1}{\partial t} + \rho_d \frac{\partial S_2}{\partial t} + \theta \frac{\partial C}{\partial t} = \theta D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \theta v \frac{\partial C}{\partial x} + \sum_{j=1}^n \phi_j \quad (9)$$

Substituindo a equação (7) na equação (9), o modelo CDE-2 Sítios de Sorção é representado por:

$$\left(1 + \frac{f\rho_d K_D}{\theta}\right) \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho_d}{\theta} \frac{\partial S_2}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} + \sum_{j=1}^n \phi_j \quad (10)$$

Para o caso de fluxo estacionário em solo homogêneo, o transporte de um soluto cuja sorção é linear na forma adimensional é dado por:

$$\beta R \frac{\partial C_1}{\partial T} + (1 - f)R \frac{\partial C_2}{\partial T} = \frac{1}{Pe} \frac{\partial^2 C_1}{\partial Z^2} - \frac{\partial C_1}{\partial Z} \quad (11)$$

$$(1 - f)R \frac{\partial C_2}{\partial T} = \omega(C_1 - C_2) \quad (12)$$

sendo  $\beta$  o coeficiente de partição,  $T$  o tempo;  $Z$  a coordenada espacial adimensionalizada;  $C_1$  e  $C_2$  as concentrações nos dois sítios de sorção (instantâneo e cinético) respectivamente,  $R$  o fator de retardo;  $\omega$  o coeficiente de Damkhöler;  $Pe$  o número de Péclet. Com:

$$\beta = \frac{\theta + \rho_d f K_d}{\theta + \rho_d K_d} \quad (13)$$

$$\omega = \frac{\alpha(1 - \beta)RL}{v} \quad (14)$$

A condição de contorno inicial geral para o modelo de transporte em não-equilíbrio é dada por:

$$C_1(Z,0) = C_2(Z,0) = 0 \quad (15)$$

Condição de contorno de entrada:

$$C_1 = \begin{cases} 1 & \text{para } 0 < T \leq T_0 \\ 0 & \text{para } T > T_0 \end{cases} \quad \text{para a aplicação de um pulso de tempo } T_0 \quad (16)$$

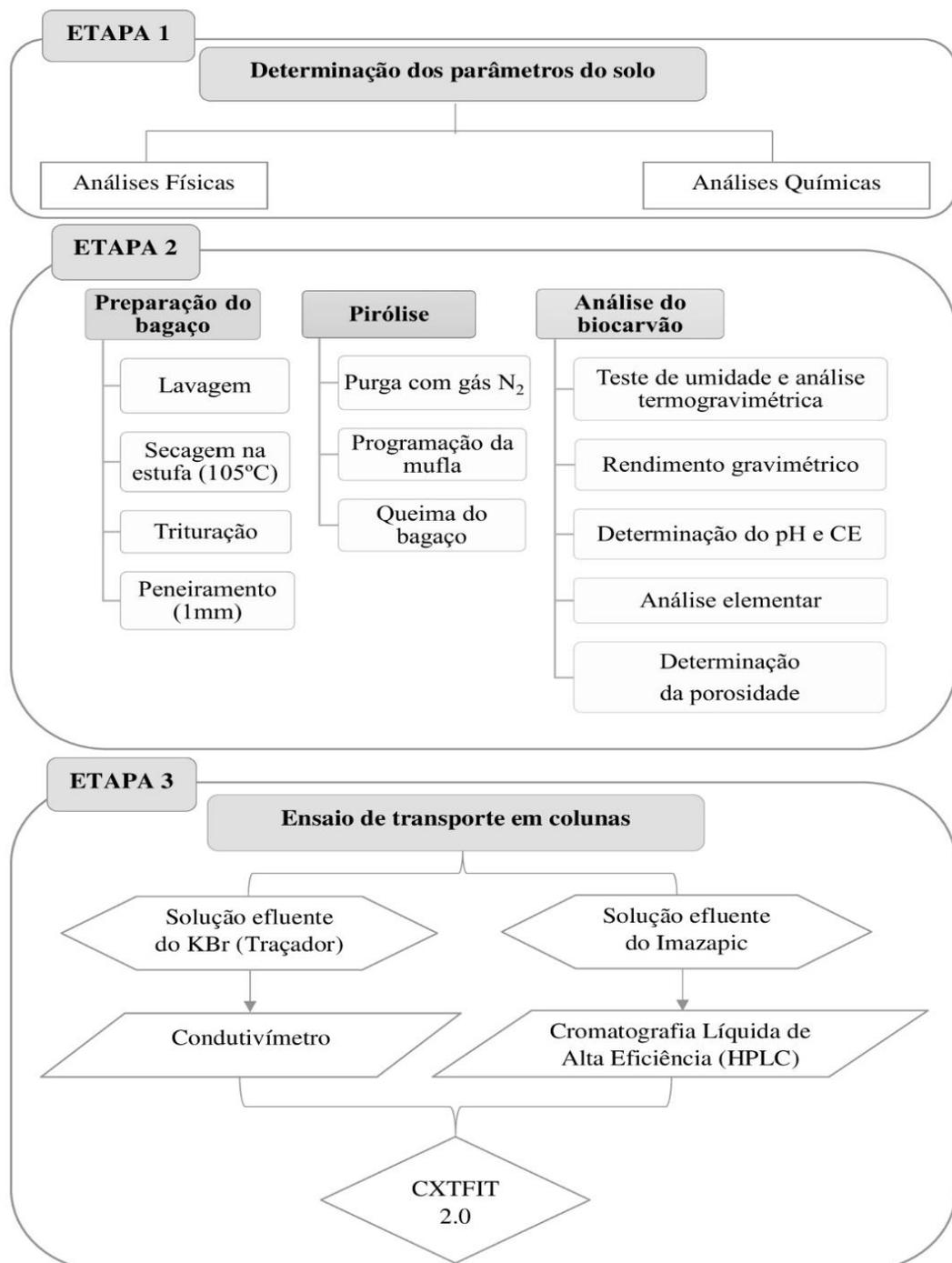
Condições de contorno de saída:

$$\frac{\partial C_1}{\partial Z} \Big|_{Z \rightarrow \infty} = \frac{\partial C_2}{\partial Z} \Big|_{Z \rightarrow \infty} = 0 \quad (17)$$

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo consistiu em três etapas: a primeira, na caracterização físico-química das amostras de solo; em seguida, a preparação, obtenção e análise do biocarvão pirolisado a 500 °C (BC500) e; por fim, o ensaio de transporte de solutos em colunas de solo saturadas, como mostra o fluxograma da Figura 1.

**Figura 1:** Fluxograma das etapas metodológicas adotadas.

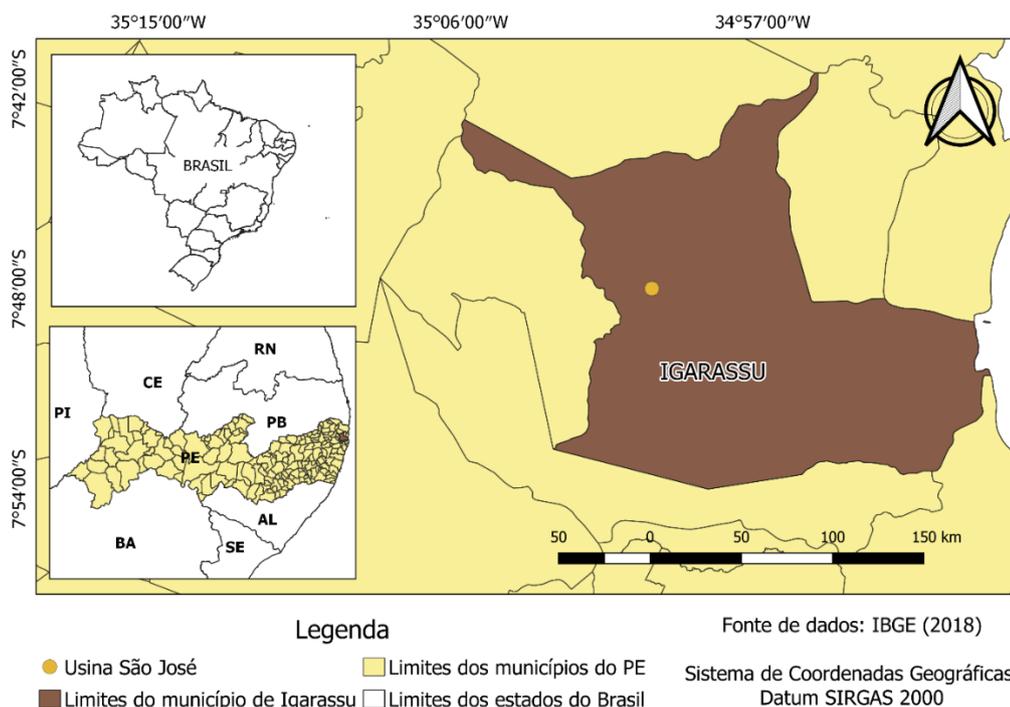


Fonte: Autor (2022).

### 3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O solo, foi coletado na Usina São José (Figura 2) no município de Igarassu, localizado na região de Zona da Mata do Estado de Pernambuco:

**Figura 2:** Mapa de localização da Usina São José.



**Fonte:** Autor (2022).

O solo utilizado é caracterizado como Argissolo Amarelo distrófico (AAd). Segundo a EMBRAPA (2017) Argissolos Amarelos são originários principalmente de materiais argilosos ou areno-argilosos sedimentares da formação barreiras na região litorânea do Brasil ou baixos platôs da região amazônica. São áreas com baixo relevo que têm como sua principal limitação a fertilidade, normalmente baixa devido a sua boa drenagem, risco de erosão causada pela diferença de textura superficial e subsuperficial e condições de declividade. Apresentam boas condições de permeabilidade. O solo da região foi classificado no terceiro nível categórico do SiBCS (Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos) como distrófico, característica de solos com baixa fertilidade.

O clima da região é predominantemente tropical e úmido (Ams'), a precipitação média anual é de 1.634,2 mm e com temperatura média anual de 24,9°C, e geologicamente encontra-se sobre o Grupo Barreiras (ROCHA et al., 2008).

## 3.2 COLETA E PREPARO DAS AMOSTRAS DE SOLO

A coleta das amostras de solo foi realizada em um Argissolo Amarelo distrófico (AAd) cultivado com cana-de-açúcar. A coleta foi realizada no período seco, tendo em vista que a ocorrência de chuvas frequentes no período de amostragem é capaz de promover alterações nas análises de caracterização de solo.

Inicialmente foi realizada a limpeza da área do ponto da coleta, em seguida foram coletadas 20 amostras simples aleatoriamente para formar uma amostra composta da camada de 0-20 cm do solo.

As amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Avaliação de Contaminação de Solo (LACS) da Universidade Federal de Pernambuco, onde foram realizados os preparos e as análises.

As amostras de solo foram secas ao ar por 48 horas, destorroadas e passadas em peneiras de 2 mm de diâmetro para obtenção de Terra Fina Seca ao Ar (TFSA), acondicionadas em sacos plásticos, etiquetadas e armazenadas em temperatura ambiente até o momento das análises.

## 3.3 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS DO SOLO

### 3.3.1 Análises físicas

A análise granulométrica do solo foi realizada em duas partes: (i) a fração de silte e argila por sedimentação e (ii) a fração de areia por peneiramento, que foram realizadas de acordo com a metodologia proposta por (ALMEIDA et al., 2012). Os atributos físicos que foram analisados são: densidade do solo ( $\rho_d$ ), densidade das partículas ( $D_p$ ), porosidade Total, argila total e argila dispersa em água (ADA). As análises de densidade do solo e de partículas, porosidade total, argila total e dispersa em água foram realizadas conforme o manual de análises de solo (EMBRAPA, 2017).

### 3.3.2 Análises químicas

Foram determinados os seguintes atributos: pH (em  $H_2O$  e em KCl, relação 1:2,5);  $Na^+$  e  $K^+$  trocáveis por fotometria de emissão de chama e P disponível por colorimetria, após extração com extrator Mehlich 1;  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  e  $Al^{3+}$  trocáveis por titulação, após extração com solução de KCl; H + Al extraídos com solução de acetato de cálcio a pH 7,0 e determinados por titulometria com NaOH e o carbono orgânico foi determinado pelo método do Walkey-

Black modificado (SILVA; TORRADO; ABREU JUNIOR, 1999). A partir dos resultados do complexo sortivo, foram calculados os valores de soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions potencial (T) e efetiva (t), saturação por bases (V) e saturação por Al (m).

### 3.4 PREPARAÇÃO E ANÁLISE DO BIOCARVÃO

#### 3.4.1 Preparação do bagaço

A matéria-prima utilizada para a produção do biocarvão foi o bagaço de cana-de-açúcar. Inicialmente esse material foi lavado, homogeneizado e seco em estufa por 72 h a 105 °C. Posteriormente, o bagaço foi triturado e passado na peneira de malha de 1mm.

#### 3.4.2 Pirólise da biomassa

O biocarvão foi produzido por um forno Mufla JUNG Modelo LF2312 no Laboratório de Polímeros do Departamento de Energia Nuclear (DEN/UFPE). A produção do biocarvão foi por meio do processo termoquímico de pirólise lenta (GHYSELS et al., 2019). Inicialmente foi purgado o Nitrogênio (N<sub>2</sub>) com uma vazão aproximada de 1,8 L min<sup>-1</sup> de modo a promover o arraste de todo o oxigênio durante o processo de pirólise. E, em seguida, o forno mufla foi programado com as condições operacionais pré-estabelecidas como: taxa de aquecimento (10°C min<sup>-1</sup>), tempo de residência (30 min) e temperatura (500 °C) para o processo de pirólise da biomassa e, por fim, a queima do bagaço de cana-de-açúcar.

#### 3.4.3 Análise da biomassa e do biocarvão

Inicialmente foi realizada a caracterização da biomassa por meio do teste de umidade. Posteriormente, foi verificado o comportamento e a estabilidade térmica das amostras da biomassa mediante a Análise Termogravimétrica (TGA) e Calorimetria Exploratória Diferencial (DSC) (DÍAZ et al., 2019; PEREIRA et al., 2020). Para isso, um dispositivo TGA-DSC simultâneo foi utilizado nas seguintes condições experimentais: taxa de aquecimento (10 °C min<sup>-1</sup>), atmosfera (inerte – gás N<sub>2</sub>), fluxo de gás (100 mL min<sup>-1</sup>) e massa da amostra (4,56g).

Com relação as análises dos biocarvões, para o cálculo do seu rendimento do produto (R), foi considerada a massa do bagaço verificada antes da pirólise e a massa obtida após a pirólise, calculada conforme a equação descrita abaixo (SADAKA et al., 2014).

$$R_d = \frac{m_{biochar}}{m_{cru}} \times 100\% \quad (1)$$

onde  $R_d$ : rendimento do biocarvão (%);  $m_{biochar}$ : massa de biocarvão (g),  $m_{cru}$ : massa de biomassa bruta (g).

Para a determinação do pH, Condutividade elétrica (CE) e Densidade aparente ( $D_{ap}$ ) foi empregada a metodologia desenvolvida por Brewer et al., (2014).

A amostra do biocarvão foi analisada por meio do Analisador Elementar (Vario Macro Cube) para verificar os teores totais de Carbono (C), Nitrogênio (N) e Hidrogênio (H), e a partir dos valores C, N e H foram determinadas as razões C/N e H/C.

Por fim, as amostras dos biocarvões foram submetidas a Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) para obtenção da morfologia da superfície. A análise foi realizada no Laboratório de Microscopia no Centro de Apoio à Pesquisa (CENAPESQ/UFRPE) por um microscópio TESCAN, modelo VEGA3 LMU, com filamento de tungstênio que permitiram ampliações de 60X, 300X e 3000X.

### 3.5 ENSAIO DE TRANSPORTE DE SOLUTOS EM COLUNAS

O experimento foi realizado em três colunas de vidro com dimensões de 20 cm de altura e 5 cm de diâmetro, bomba peristáltica (12 vias, ISMATEC), reservatório contendo o traçador, Brometo de Potássio (KBr) a  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  e outro recipiente contendo o Imazapic a  $500 \text{ mg L}^{-1}$ , reservatório de água desmineralizada, um coletor de frações (CF-2 da Spectrum Chromatography) e uma balança de precisão (Figura 3).

**Figura 3:** Design dos ensaios em colunas de solo saturados adicionados com biocarvão (BC500) para avaliação dos parâmetros de interação e transporte do Imazapic.



**Fonte:** Autor (2022).

Para a montagem da matriz porosa foi realizada a homogeneização do biocarvão (1%) à 500 °C ao solo. O preenchimento das colunas foi realizado em camadas de 5 cm e levemente compactadas até o preenchimento total. Em seguida, foram saturadas em fluxo ascendente com água deionizada para remover o ar presente na coluna (MARTINS; LEITÃO; HENRIQUES, 2019).

O ensaio foi realizado em colunas de solo saturadas, contendo três repetições com fluxo constante e descendente. Para verificar o transporte dos solutos em condições saturadas foi deslocado um certo volume de poros ( $V_p$ ) em cada coluna, por meio de uma solução contendo o traçador (KBr) de concentração  $C_0$ , a uma velocidade aparente média  $v$ . O soluto se difunde ao mesmo tempo em que infiltra, a velocidades variáveis, através dos poros do solo, originando a formação de uma zona de mistura característica do estado de dispersão do soluto. Seguindo-se a progressão do avanço do soluto, medindo-se a concentração  $C$  do efluente no curso do tempo. A evolução da razão  $C/C_0$  em função do número de volumes de poros do efluente coletado ( $V/V_0$ ) forneceu a curva de eluição. Em seguida essas mesmas condições foram adotadas para o ensaio com o Imazapic.

As soluções efluentes foram coletadas no coletor de frações para posterior análises, o KBr foi determinado por condutivímetro e o Imazapic por Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (HPLC).

### 3.5.1 Curva de calibração do HPLC

A avaliação da interação do herbicida Imazapic com o solo sob adição do biocarvão foi determinada por meio da curva analítica de calibração do HPLC para a leitura das concentrações do soluto.

A curva de calibração foi obtida a partir da solução estoque de 400 mg L<sup>-1</sup> de Acetonitrila e diluídas em concentrações que variaram de 0,625 a 180 mg L<sup>-1</sup> de Imazapic com 99,5% de grau de pureza. Após a obtenção curva analítica foi possível verificar as áreas de pico em relação a concentração, e assim observar a sensibilidade do detector em relação a concentração da molécula usada no experimento e o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) para analisar a qualidade da curva ajustada em relação aos dados experimentais.

A fração móvel utilizada consistiu em uma mistura de metanol:água (70:30, v/v) e uma vazão de aproximadamente 0,8 mL min<sup>-1</sup> e o tempo de corrida foi de 6 min para cada amostra. A fase estacionária utilizada para as análises foi a coluna C18.

### 3.5.2 Determinação dos parâmetros de transporte

A determinação dos parâmetros hidrodinâmicos e hidrodispersivos foi realizada a partir dos ajustes das curvas de eluição do traçador (KBr) ao modelo de convecção dispersão (CDE) e as curvas do Imazapic ao modelo convecção-dispersão a dois sítios de sorção (CDE-2S), utilizando-se o programa CXTFIT 2.0 (Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field tracer Experiments) desenvolvido por (PARKER; VAN GENUCHTEN, 1984), descritos na Tabela 2:

**Tabela 2:** Equações de transportes adimensionais (modelos CDE e CDE-2 Sítios de Sorção).

Parâmetros	Modelo	
	Um sítio	Dois sítios
<b>T</b>	$\frac{vt}{l}$	$\frac{vt}{l}$
<b>Z</b>	$\frac{x}{l}$	$\frac{x}{l}$
<b>Pe</b>	$\frac{vt}{D}$	$\frac{vt}{D}$
<b>R</b>	$1 + \frac{\rho_d K_D}{\theta}$	$1 + \frac{\rho_d K_D}{\theta}$
<b><math>\beta</math></b>	$\frac{1}{R}$	$\frac{\theta + \rho_d f K_D}{\theta + \rho_d K_D}$
<b><math>\omega</math></b>	$\frac{\alpha(R - 1)L}{v}$	$\frac{\alpha(1 - \beta)RL}{v}$
<b>C<sub>1</sub></b>	$\frac{C}{C_0}$	$\frac{C}{C_0}$
<b>C<sub>2</sub></b>	$\frac{S_2}{K_d C_0}$	$\frac{S_2}{(1 - f)K_d C_0}$

$x$  o comprimento da coluna;  $C_0$  a concentração inicial aplicada e  $\alpha$  é a taxa de decaimento de primeira ordem.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO

Com base na composição granulométrica observou-se que a camada de 0-20 cm do Argissolo Amarelo distrófico (AAd) apresentou predomínio da fração de areia, com valores de 617,2 g kg<sup>-1</sup> e 218,8 g kg<sup>-1</sup>, grossa e fina, respectivamente, como apresentado na Tabela 3, sendo considerado de acordo com a classificação textural como Areia Franca.

**Tabela 3:** Atributos físicos do Argissolo Amarelo distrófico.

0-20 cm	Análise granulométrica					$D_p$	$\rho_d$	P	$D_p^*$
	Areia		Total	Silte	Argila				
	Grossa	Fina	g kg <sup>-1</sup>			g cm <sup>-3</sup>		%	g cm <sup>-3</sup>
<b>AAd</b>	617,2	218,8	836	46,8	117,2	2,55	1,42	36,47	2,29

$D_p^*$ - densidade de partículas, após a adição do Biocarvão.

**Fonte:** Autor (2022).

O predomínio de areia na camada superficial de solos argilosos evidência o processo ativo de podzolização (translocação/eluviação de argila), indicando menores concentrações de argila nas camadas mais superficiais do solo. Denotando assim, uma destruição significativa da argila, alto grau de intemperismo ou associado ao uso contínuo do fogo para carbonizar o material da superfície, podendo dissolver partículas organo-minerais bastante estáveis, em tamanhos próximas à parte arenosa (SOARES et al., 2018).

Segundo Silva (2016), em estudos realizados na Mata Norte de Pernambuco, os elevados teores de areia na camada superficial de um AAd estão relacionados com sua composição mineralógica, a qual é composta principalmente por caulinita, quartzo, goethita e hematita.

Observa-se que solos arenosos apresentam maior macroporosidade e permeabilidade, possibilitando assim uma maior drenagem e lixiviação. Por isso, solos com textura mais grossa tem menor capacidade de retenção de água (REES et al., 2020).

Assim, a adição de biocarvão vislumbra melhorar as propriedades físicas do solo, e esta, por sua vez, vem sendo considerada uma técnica promissora (ZHANG et al., 2018). Com isso, através da incorporação do biocarvão ao solo na proporção de 503 g de solo por 5,07 g de biocarvão foi possível verificar que a densidade de partícula diminuiu de 2,55 g cm<sup>-3</sup> para 2,29 g cm<sup>-3</sup> após a adição do biocarvão influenciando diretamente na densidade do solo, calculada após a montagem das colunas.

Segundo Alghamdi, Alkhasha e Ibrahim (2020) o que justifica tal fato é que os solos arenosos possuem grande quantidade de macroporos, por isso a aplicação de biocarvão em solos de textura leve resulta em uma alteração dos agregados do solo e mais estabilidade de agregados de tamanho maior, o que aumenta o volume total dos poros do solo e reduz a densidade do solo.

A densidade média do solo ficou em  $1,28 \text{ g cm}^{-3}$ , sendo a porosidade média de  $P = 44,05\%$ . Para Zhang, Wang e Feng (2021) a adição de biocarvão não altera apenas a porosidade do solo, mas também promove reorganização dos poros do solo, e conseqüentemente altera a distribuição dos poros do solo, causando impacto positivo em solos arenosos.

Os principais benefícios associados a incorporação de biocarvão estão relacionadas a qualidade do solo, pois apresentam uma alta área superficial específica, bem como uma estrutura altamente porosa (MENSAH; FRIMPONG, 2018; RANDOLPH et al., 2017).

Duarte, Glasere e Cerri (2019) afirmaram que a aplicação do biocarvão teve um impacto positivo nas propriedades físicas do solo, e que isto está intimamente ligado com o tamanho de partícula do biocarvão, sendo considerado essencial para a retenção de água, disponibilidade de água, distribuição de tamanho de poro e sequestro de C. Corroborando a tese destes autores Alghamdi, Alkhasha e Ibrahim (2020) verificaram que a mistura do biocarvão em um solo franco-arenoso favoreceu a retenção de água e, melhorou a estrutura do solo.

## 4.2 ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO

A partir da análise das propriedades químicas do AAd demonstradas na Tabela 4, pode-se inferir muitas características a respeito da química e fertilidade do solo.

**Tabela 4:** Atributos químicos do Argissolo Amarelo distrófico.

0-20 cm	Argissolo Amarelo distrófico	Valores
pH	$H_2O$	6,68
	$KCl$	5,86
$\Delta pH$	-	-0,82
$Ca^{2+}$	$cmol_c \text{ kg}^{-1}$	2,4
$Mg^{2+}$	$cmol_c \text{ kg}^{-1}$	1,87
$K^+$	$cmol_c \text{ kg}^{-1}$	0,27
$Na^+$	$cmol_c \text{ kg}^{-1}$	0,3
$Al^{3+}$	$cmol_c \text{ kg}^{-1}$	0
H+Al	$cmol_c \text{ kg}^{-1}$	1,6
SB	$cmol_c \text{ kg}^{-1}$	4,84
CTC	$cmol_c \text{ kg}^{-1}$	6,44
V	%	75,16
P	$mg \text{ kg}^{-1}$	152,69
COT	$g \text{ kg}^{-1}$	27,26
MO		46,3

**COT:** carbono orgânico total; **MO:** matéria orgânica; **SB:** Soma de bases; **CTC:** Capacidade de Troca de Cátions efetiva; **V:** Saturação por Bases; **P:** Fósforo.

**Fonte:** Autor (2022).

O pH do solo representa a concentração de íons de  $H^+$  presentes na solução. O pH em água de 6,68 denota acidez fraca, uma característica próxima a faixa considerada ideal (6,0 e 6,5) para a produção agrícola, pois é nesta faixa que os nutrientes encontram-se mais disponíveis para as plantas (GOMES et al., 2019). Estudos realizados por Serafim et al., (2021) em áreas fertirrigadas com vinhaça ao longo dos anos observaram alterações significativas do pH entre 4,6 a 5,8.

O  $\Delta pH$  (-0,82) expressou valores negativos, indicando que nos coloides do solo têm predomínio de cargas negativas. Deste modo, as cargas presentes nos coloides do solo representam uma propriedade importante, pois aumentará a capacidade de troca catiônica/aniônica (JEONG; DODLA; WANG, 2016).

Além disso, o solo apresentou baixos teores de cátions básicos ( $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^+$ ,  $Na^+$ ), 2,4  $cmol_c kg^{-1}$ , 1,87  $cmol_c kg^{-1}$ , 0,27  $cmol_c kg^{-1}$ , 0,30  $cmol_c kg^{-1}$ , respectivamente. Os baixos teores de bases, são atribuídos à pobreza dos materiais de origem e, ou, alta intensidade de intemperismo dos solos. Ramos (2018) analisando seis áreas de cultivos de cana-de-açúcar em Sirinhaém/PE verificaram que o  $Ca^{2+}$  (2,0 – 2,80  $cmol_c kg^{-1}$ ),  $Mg^{2+}$  (1,0 – 1,30  $cmol_c dm^{-3}$ ),  $K^+$  (0,12-0,14  $cmol_c kg^{-1}$ ) e  $Na^+$  (0,18-0,50  $cmol_c kg^{-1}$ ) apresentaram teores baixos de cátions básicos, assemelhando-se aos resultados encontrados neste estudo.

O solo apresentou alumínio trocável ( $Al^{3+}$ ) nulo. Portanto, pode-se inferir que devido à ausência do alumínio não há comprometimento em termos de desenvolvimento radicular e disponibilidade de outros nutrientes, pois conforme Riaz et al., (2018), a toxicidade de Al se manifesta nas plantas por uma desaceleração no desenvolvimento das raízes das plantas, e em reduzir a disponibilidade de alguns nutrientes essenciais.

A capacidade de troca de cátions (CTC) apresentou valor baixo de 6,44  $cmol_c kg^{-1}$ , podendo ser associado ao baixo teor de argila presente no Add. Estudos realizados por Costa et al., (2019) analisando solos em diferentes texturas na Usina Japungu (PVAd<sub>1</sub>), Estação Experimental de Cana-de-açúcar de Carpina (PADx) e Usina Bom Jesus (PVAd<sub>2</sub>) na profundidade de 0 a 0,3 m comprovaram que a CTC variou entre 7,06 – 12,16  $cmol_c dm^{-3}$ . O que acaba tornando-se um problema ambiental, uma vez que solos arenosos não apresentam reatividade alguma devido a pequena área superficial específica (ASE), e substâncias químicas como agrotóxicos e fertilizantes não tem interação com as partículas de areia, possibilitando a lixiviação, e conseqüentemente a contaminação dos lençóis freáticos.

Além disso, foi possível inferir que é um solo rico, pois a saturação por bases que reflete uma importante propriedade do solo quanto a sua fertilidade foi de 75,16%, diferindo do termo distrófico ( $V < 50\%$ ). De acordo com Parsaee et al., (2019), os valores superiores de V% podem

estar associados a fertirrigação por meio da vinhaça, sendo esta considerada uma fonte valiosa de adubação, podendo aumentar a fertilidade do solo e promover a substituição parcial ou total da fertilização química.

A concentração de fósforo (P) foi de 152,69 mg kg<sup>-1</sup>, corresponde ao fósforo prontamente disponível para as plantas. De acordo com Júnior et al., (2017), a partir da adubação com fósforo na cultura de cana-de-açúcar em distintos manejos pode-se observar o incremento de fósforo na camada superficial, criando condições favoráveis para maior absorção do elemento pelas raízes, tornando assim, o elemento mais disponível para as plantas.

O carbono orgânico total (COT) foi de 27,26 g kg<sup>-1</sup> e a matéria orgânica (MO) foi de 46,3 g kg<sup>-1</sup>. Segundo Sadegh-zadeh, Abd wahid e Jalili (2017), o teor de carbono orgânico (CO) no solo é considerado o principal fator responsável pela adsorção de herbicidas devido à afinidade de compostos hidrofóbicos por algumas frações da MO.

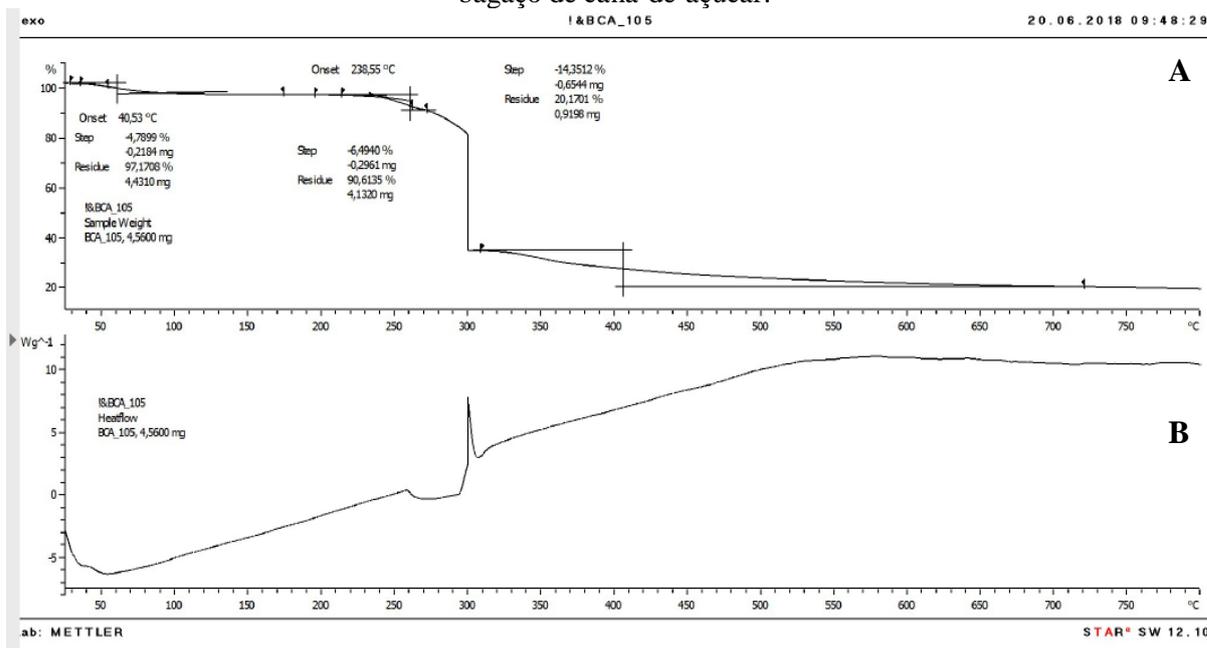
Neste contexto, diferentes resíduos urbanos, agrícolas e agroindustriais têm sido explorados como possíveis barreiras para evitar ou pelo menos diminuir a lixiviação de herbicidas (CASTILLO et al., 2016; MARÍN-BENITO et al., 2018).

Pérez-lucas, Gambín e Navarro (2020) avaliaram o comportamento de lixiviação de oito herbicidas persistentes em um solo corrigido com diferentes resíduos orgânicos, e puderam constatar o efeito significativo dos resíduos orgânicos adicionados às colunas de solo, aumentando a retenção e diminuindo a lixiviação dos herbicidas.

#### 4.3 CARACTERÍSTICAS DA BIOMASSA E DO BIOCARVÃO PIROLISADO A 500°C (BC500)

A partir da Análise Termogravimétrica (ATG) e Calorimetria Exploratória Diferencial (DSC), foi possível verificar o comportamento e a estabilidade térmica da biomassa do bagaço de cana-de-açúcar (Figura 4):

**Figura 4:** (A) Curva Termogravimétrica (TGA); (B) Calorimétrica Exploratória Diferencial (DSC) do bagaço de cana-de-açúcar.



Fonte: Ismael (2019).

A curva TGA permitiu compreender a decomposição da biomassa em função da temperatura de aquecimento. Segundo Galina et al., (2019), a biomassa é composta de hemicelulose, celulose e lignina, e a decomposição ocorre em três etapas: (1) perda de umidade do material, (2) a combustão primária do material e perda de material volátil, (3) combustão do carbono fixado.

Neste sentido, até 250 °C a perda de massa é mínima, o que se observa inicialmente é a desidratação e a remoção de água e uma pequena quantidade de matéria volátil leve (VALIX; KATYAL; CHEUNG, 2017). A partir de 300 °C foi possível verificar uma perda brusca da biomassa, isso pode estar associado à decomposição de celulose e hemicelulose.

De acordo com David et al., (2017) testes termogravimétricos a perda máxima de massa durante o processo de pirólise do bagaço de cana-de-açúcar ocorreu entre 268-355 °C, que está relacionada à degradação da hemicelulose e da celulose. Assim como Morais et al., (2017) destacaram que a celulose e a hemicelulose são responsáveis por aproximadamente 28% e 39% da estrutura do bagaço de cana-de-açúcar que tem taxa máxima de decomposição em torno de 250 a 330 °C.

Em seguida, é possível verificar uma estabilidade na perda da massa da biomassa ao atingir a temperatura de 600 °C, em função da lignina, que compreende o reforço da parede celular da biomassa, a qual possui uma estrutura termicamente mais estável que a hemicelulose

e a celulose, de modo que a sua degradação total ocorre em altas temperaturas (MUIGAI et al., 2020).

Já a curva DSC permitiu compreender a eficiência energética de cada fase da decomposição térmica do bagaço de cana-de-açúcar. De modo que, a partir da Figura 4B, pode-se verificar um pico endotérmico, o qual pode estar relacionado ao início da degradação da hemicelulose e à perda de água na estrutura da celulose (DA LUZ et al., 2018).

Moretti et al., (2016), analisando a curva DSC do bagaço e da palha da cana-de-açúcar, verificaram picos endotérmicos próximos a 100 °C devido à evaporação da água, enquanto a degradação da lignina, hemicelulose e celulose apresentaram um processo exotérmico.

Na Tabela 5 pode-se verificar as características do biocarvão proveniente do bagaço da cana-de-açúcar produzido a 500 °C:

**Tabela 5:** Rendimento, Potencial Hidrogeniônico, Condutividade Elétrica (CE), Densidade do Biocarvão ( $D_{BC}$ ) e composição elementar do BC500: Carbono, Nitrogênio e Hidrogênio e Razões atômicas C/N e H/C.

<b>Parâmetros</b>	<b>BC 500</b>
<b>Rendimento (%)</b>	21,7
<b>pH</b>	6,7
<b>CE (<math>\mu\text{S cm}^{-1}</math>)</b>	328
<b><math>D_{BC}</math> (<math>\text{g cm}^{-3}</math>)</b>	0,09
<b>Carbono (%)</b>	56,7
<b>Nitrogênio (%)</b>	7,8
<b>Hidrogênio (%)</b>	2,9
<b>C/N</b>	7,2
<b>H/C</b>	0,05

**Fonte:** Autor (2022).

O BC500 apresentou um rendimento de 21,7% estando em valores próximos aos encontrados por Nwajiaku et al., (2018) em que o biocarvão produzido a partir do bagaço de cana-de-açúcar pirolisado a 500 °C apresentou rendimento de 24%. Segundo pesquisas realizadas por Pires et al., (2018), a diminuição no rendimento do biocarvão com a elevação da temperatura tem relação direta com o tempo de permanência, visto que haverá uma maior perda de massa devido a decomposição térmica do material.

Segundo Mishra e Mohanty (2019), o rendimento do biocarvão está intimamente ligado com a matéria-prima e as condições de pirólise adotada (temperatura, taxa de aquecimento, tempo de residência e tamanho da partícula).

Um outro parâmetro de caracterização do biocarvão é o pH, este por sua vez, apresentou valor de 6,7. Para Bashir et al., (2018), a aplicação do biocarvão pode aumentar consideravelmente o pH do solo, sendo que este potencial pode ser atribuído a substâncias alcalinas que são liberadas durante o processo de pirólise (SHAABAN et al., 2018). Outros autores verificaram também que a incorporação do biocarvão ao solo foi capaz de neutralizar a acidificação (CHEN et al., 2018; FARKAS et al., 2020; MANZANO et al., 2020).

Segundo Yavari et al., (2016) a aplicação de biocarvão produzido a partir de resíduos agrícolas melhoram a sorção dos herbicidas Imazapic e Imazapyr, promovendo a imobilização de herbicidas usados em solos agrícolas e diminuir o movimento e a biodisponibilidade dos herbicidas.

Deste modo, o pH tem influência significativamente no processo de degradação dos herbicidas do imidazolinonas, isso foi comprovado por meio de estudos realizados por Su et al., (2019), onde verificaram que o Imazapic teria um longo período residual em solo ácido. Imazapic e Imazapyr são herbicidas ácidos fracos com baixos valores de pKa, razão pela qual solos corrigidos por biocarvão promovem a imobilização de herbicidas através do aumento do pH (YAVARI et al., 2019).

A condutividade elétrica (CE) também foi um parâmetro analisado, tendo em vista compreender a quantidade de sais dissolvidos totais ou a quantidade total de íons dissolvidos. No estudo em questão, a CE expressou  $328 \mu\text{S cm}^{-1}$ , diferentemente do encontrado por Raul et al., (2021) ao trabalhar com o bagaço de cana-de-açúcar para produzir o biocarvão a  $500^{\circ}\text{C}$ , em que a CE foi superior  $620 \mu\text{S cm}^{-1}$ .

Além disso, a densidade do biocarvão ( $D_{BC}$ ) foi outra característica analisada, apresentando o valor de  $0,09 \text{ g cm}^{-3}$ . De igual modo Raul et al., (2021) observaram que a densidade aparente foi de  $0,24 \text{ g cm}^{-3}$ . Segundo Hawthorne et al., (2017) e Liu, Zhang e Liu (2018), o biocarvão é poroso por natureza e tem densidade aparente muito baixa.

A partir da composição elementar deste estudo foi possível averiguar que o BC500 é rico em Carbono (C), Nitrogênio (N) e Hidrogênio (H), os quais representam percentuais de 56,7%, 7,8% e 2,9% respectivamente. Este resultado corrobora aos obtidos por Raul et al., (2021), quando o biocarvão oriundo do bagaço da cana-de-açúcar apresentou as seguintes características Carbono (56,6%), Hidrogênio (2,8%) e Nitrogênio (1,2%). De modo que as

propriedades do biocarvão estão intimamente associadas aos tipos de materiais e à temperatura de preparação (ZHANG; WANG; FENG, 2021).

Estudos realizados por Nwajiaku et al., (2018) avaliaram o biocarvão do bagaço de cana-de-açúcar pirolisado sob diferentes temperaturas, variando entre 350-700 °C. Sendo que o maior conteúdo de carbono foi alcançado quando este foi submetido a uma temperatura de 500 °C. Segundo El-Naggar et al., (2019b), o incremento no conteúdo de carbono com o aumento da temperatura indica que houve carbonização.

Os baixos teores de N indicam uma volatilização de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e NO e outros compostos orgânicos de N de baixo peso molecular durante a degradação térmica de material orgânico (RO et al., 2010; SONG e GUO, 2012).

Eduah et al., (2020) analisando derivados de biomassa vegetal sob diferentes temperaturas de pirólise observaram a diminuição de N com o aumento da temperatura.

A relação C/N atômica do biocarvão de 7,2 implicando em uma maior taxa de decomposição dos resíduos orgânicos. A redução do C após o processo de pirólise pode estar relacionado a perda por volatilização dos elementos como CO,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  e hidrocarboneto. Quanto ao N pode ocorrer a perda por volatilização (SOUZA et al., 2021).

O processo de carbonização do biocarvão pode ser avaliado pela relação H/C, pois indica uma maior estabilidade estrutural em função da presença de anéis aromáticos mais condensados (VEIGA et al., 2021).

Neste estudo foi possível verificar que o biocarvão produzido a partir do bagaço de cana-de-açúcar a 500°C apresentou uma relação H/C de 0,05, indicando um aumento da aromaticidade.

No processo de formação do biocarvão em temperaturas abaixo de 300 ° C, a perda de massa é causada pela desidratação da matéria-prima e pela degradação da hemicelulose. Na faixa de temperatura de 300-400 ° C, ocorre a despolimerização completa da celulose. Por volta de 350 ° C, compostos aromáticos aparecerão e uma estrutura grafítica começará a se formar na matriz de biocarvão (VEIGA et al., 2020). Isso indica que em temperaturas de pirólise mais altas, os processos de desidratação e descarboxilação são relativamente aumentados, mas os grupos contendo oxigênio são perdidos (WANG; LIU, 2017; WEBER; QUICKER, 2018).

A tabela 6, a seguir apresenta as análises físicas do biocarvão produzido:

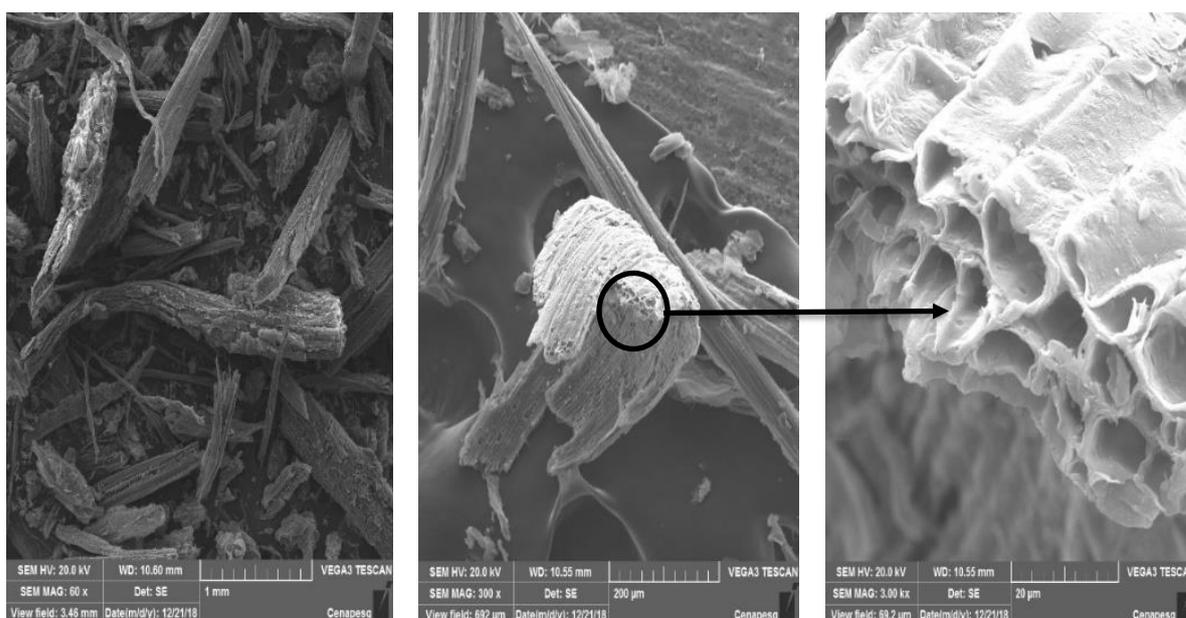
**Tabela 6:** Características físicas do biocarvão obtido a temperatura de 500 °C.

Análises	BC 500
AS (m <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> )	215,28
AM (m <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> )	141,61
AEX (m <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> )	73,67
ASAP (m <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> )	36,56
ASDP (m <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> )	18,26
VC (cm <sup>3</sup> g <sup>-1</sup> )	0,06477
VCAP (cm <sup>3</sup> g <sup>-1</sup> )	0,03561
VCDP (cm <sup>3</sup> g <sup>-1</sup> )	0,019476
RMPA (Å)	19,48
RMPD (Å)	21,33

**AS** – Área da superfície, **AM** -Área dos microporos, **AEX** – Área externa da superfície, **ASAP** – Área de superfície cumulativa de adsorção de poros, **ASDP** – Área de superfície cumulativa de dessorção de poros, **VC** – Volume de microporos, **VCAP** – Volume cumulativo de adsorção de poros, **VCDP** – Volume cumulativo de dessorção de poros, **RMPA** – Média de raio de porosidade da adsorção, **RMPD** – Média de raio de porosidade da dessorção.

**Fonte:** Autor (2022).

As propriedades morfológicas do BC500 foram avaliadas através da Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), como mostrado na figura 5:

**Figura 5:** Imagens da Microscopia de Eletrônica de Varredura para o BC500 com ampliações de 60x, 300x e 3000x, respectivamente.

**Fonte:** Autor (2022).

A partir da figura 5 foi possível observar que o biocarvão oriundo do bagaço de cana-de-açúcar apresentou estrutura de poros tubulares, segundo Leng et al., (2021), é a estrutura tubular que torna o biocarvão à base de biomassa lignocelulósica mais rico em microporosidade. Quanto menores os poros, maior a área de superfície, enquanto o volume total dos poros é o oposto. Isso explica bem a heterogeneidade nas tendências no volume total dos poros e na área de superfície.

O processo de pirólise resultou na liberação de matéria orgânica volátil, a partir da degradação dos constituintes da biomassa (hemicelulose, celulose e lignina). Isso ocasionou trincas e aumentou a porosidade do material, sendo considerado favorável para fins de adsorção (BATISTA et al., 2018).

Como visto na tabela 6, a área da superfície (AS) e o volume de microporos (VC) do BC500 apresentaram  $215,28 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$  e  $0,06477 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ , respectivamente. De acordo com Leng et al., (2021), a área superficial está fortemente relacionada a porosidade, sendo que os microporos dão a maior contribuição. A área de superfície e a porosidade do biocarvão são as mais importantes. Elas determinam a quantidade/qualidade dos sítios ativos, aumentando assim suas propriedades, como capacidade de troca catiônica, capacidade de retenção de água e capacidade de adsorção (WEBER; QUICKER, 2018). Liu et al., (2018) demonstraram que quando as partículas de biomassa se tornam mais finas, a área de superfície e o volume do microporos do biocarvão aumentaram de  $15,88 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$  e  $0,019 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$  para  $20,96 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$  e  $0,049 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ , respectivamente.

#### 4.4 ENSAIO TRAÇADOR (KBR) E INTERAÇÃO DO IMAZAPIC COM A MATRIZ POROSA (SOLO + BIOCARVÃO)

A caracterização das colunas de solo e as condições submetidas nos ensaios de deslocamento miscível, tanto para o KBr quanto para o Imazapic podem ser observados na tabela 7.

**Tabela 7:** Parâmetros experimentais para os ensaios de deslocamento miscível para o traçador KBr e para o Imazapic no Argissolo Amarelo distrófico (AAd).

0-20	$\rho_d$	$V_p$	$\theta_s$	$q$	$V$	$T_{pulse}$	$q$	$V$	$T_{pulse}$
cm	$\text{g cm}^{-3}$	$\text{cm}^3$	$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$	(KBr) $\text{cm h}^{-1}$	(KBr) $\text{cm h}^{-1}$	(KBr) h	(Imz) $\text{cm h}^{-1}$	(Imz) $\text{cm h}^{-1}$	(Imz) h
<b>Coluna 1</b>	1,252	178,1	0,453	8,63	19,03	1,051	8,37	18,45	1,084
<b>Coluna 2</b>	1,300	169,8	0,432	9,23	21,35	0,937	8,45	19,55	1,023
<b>Coluna 3</b>	1,292	171,1	0,436	9,46	21,71	0,921	8,61	19,76	1,012

$\rho_d$  - densidade do solo + biocarvão,  $V_p$  - volume de poros,  $\theta_s$  - umidade volumétrica saturada,  $q$  - densidade de fluxo,  $v$  - velocidade média da água nos poros e  $T_{pulse}$  - tempo de pulso aplicado.

**Fonte:** Autor (2022).

A tabela 8 a seguir mostra os resultados dos parâmetros hidrodispersivos estimados pelo programa CXTFIT 2.0 ajustando o modelo CDE para os ensaios com o traçador (KBr).

**Tabela 8:** Parâmetros hidrodispersivos estimados para o traçador KBr no Argissolo Amarelo distrófico (AAd).

0-20 cm	$D$ $\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$	$R$ -	$r^2$ -	$L$ Cm	$Pe$ -	$K_d$ $\text{g kg}^{-1}$
<b>Coluna 1</b>	22,28 ± 1,01	1,07 ± 0,01	0,9898	1,171	17,09	0,025
<b>Coluna 2</b>	12,81 ± 0,76	1,08 ± 0,01	0,9906	0,600	33,34	0,027
<b>Coluna 3</b>	13,85 ± 0,72	1,03 ± 0,004	0,9929	0,638	31,35	0,010

(x±s): média ± coeficiente de erro padrão.

**Fonte:** Autor (2022).

O coeficiente de dispersão ( $D$ ) foi maior na coluna 1, sendo possível compreender que a presença de macroporos promoveu uma maior continuidade no arranjo da matriz porosa (solo + biocarvão), o que pode explicar a maior dispersão do  $\text{Br}^-$  na coluna 1.

Soto-Gómez et al. (2018) analisando o transporte de traçadores sob diferentes manejos de solos encontraram valores variando de 4 a 45  $\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$ , corroborando com os resultados desta pesquisa.

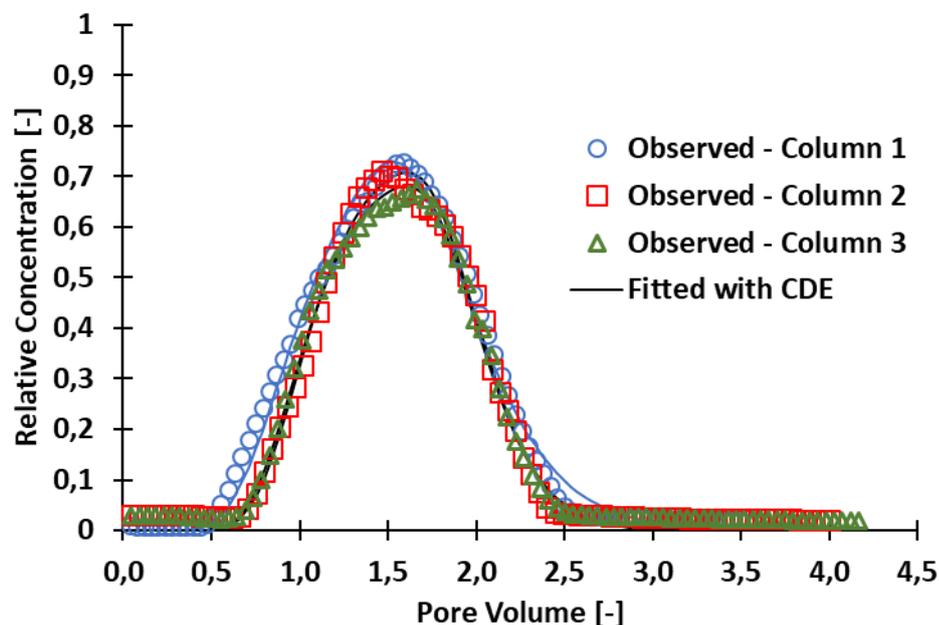
Segundo Wang e Shao (2018), o coeficiente de dispersão hidrodinâmica fornece uma caracterização do soluto e do solo. Ainda de acordo com os autores, este parâmetro é influenciado não somente pelo meio poroso e pelo soluto, mas também pela velocidade de fluxo.

A partir das curvas de eluição experimentais e ajustadas para o traçador KBr das colunas 1, 2 e 3, apresentadas na figura 6, observa-se que os valores do fator de retardo ( $R$ ) foram ligeiramente superiores a unidade, indicando que os íons do brometo estão sujeitos a uma ligeira adsorção nos minerais do solo, sob presença de óxidos de ferro (BÉGIN; FORTIN; CARON, 2003).

O brometo é usado para verificar o transporte de água e solutos em colunas de solo devido a sua conservação de massa, de modo que  $\text{Br}^-$  não participa dos processos hidrogeoquímicos e bioquímicos do solo, sendo possível compreender o processo de transporte de baixa concentração (LEI; TANG; ZHOU, 2019).

Com isso, pode-se inferir que o brometo ( $\text{Br}^-$ ) atuou como um soluto não reativo com a matriz do solo, indicando que o transporte ocorreu na ausência de não-equilíbrio físico (duas regiões de água – móvel e imóvel).

**Figura 6:** Curvas de eluição (experimentais e ajustadas) do traçador KBr para o Argissolo Amarelo distrófico (AAd).



Fonte: Autor (2022).

Através do número de Péclet ( $Pe$ ) nas três colunas foi possível constatar que o comportamento no transporte do  $Br^-$  foi predominantemente convectivo ( $P > 10$ ).

O coeficiente de partição ( $K_d$ ) demonstrou valores próximos a zero em todas as colunas, caracterizando-se como uma baixa interação. De igual modo, Assis et al., (2021) ajustando o modelo CDE para a solução de  $KBr^-$  para a determinação dos parâmetros hidrodispersivos de um AAd, encontrou valores de  $K_d$  variando entre 0 - 0,016  $g\ kg^{-1}$ , apresentando uma interação quase nula, tais valores condizem com as características de um bom traçador.

A tabela 9 apresenta os resultados dos parâmetros hidrodispersivos estimados com o modelo CDE a dois sítios de sorção a partir dos ensaios de deslocamento miscível do Imazapic:

**Tabela 9:** Parâmetros de transporte estimados e calculados com o modelo CDE a dois sítios de sorção a partir dos ensaios com o Imazapic para o Argissolo Amarelo distrófico com adição de biocarvão.

0-20 cm	Coluna 1	Coluna 2	Coluna 3
$D\ (cm^2\ h^{-1})$	$8,75 \pm 4,02$	$5,63 \pm 1,44$	$9,80 \pm 22,64$
$R$	$1,441 \pm 0,024$	$1,823 \pm 0,014$	$1,876 \pm 0,02$
$\beta$	$0,859 \pm 0,091$	$0,776 \pm 0,028$	$0,533 \pm 0,031$
$w$	$0,7360 \pm 0,8457$	$1,1053 \pm 0,2529$	$0,7144 \pm 2,54$
$r^2$	0,9772	0,9945	0,9749
$\lambda\ (cm)$	0,47	0,288	0,49
$P$	42,17	69,43	40,32
$K_d\ (g\ kg^{-1})$	0,160	0,274	0,295

$f$ (%)	54,02%	50,29%	0,00%
$(1-f)$ (%)	45,98%	49,71%	100,00%
$\alpha$ ( $h^{-1}$ )	3,35	2,64	0,81

( $x \pm s$ ): média  $\pm$  coeficiente de erro padrão.

**Fonte:** Autor (2022).

A partir do fator de retardo ( $R$ ) foi possível verificar que houve interação entre a matriz porosa (solo + biocarvão) e a solução de Imazapic, pois seus valores foram superiores a 1. Deste modo, comparando os valores do fator de retardo dos ensaios com o Imazapic e com KBr, observou-se um aumento de 34,67, 68,79 e 82,14 %, respectivamente para as colunas 1, 2 e 3.

Como foi constatada ausência do não-equilíbrio físico nos ensaios realizados com o KBr, pode-se descartar a influência do comportamento de duas regiões d'água nas curvas de eluição do Imazapic, sendo, portanto, o solo influenciado apenas pelo comportamento de não-equilíbrio químico devido à sorção.

Pode-se observar na Tabela 9 que a coluna 3 (Figura 7) apresentou comportamento de um único sítio de adsorção (equilíbrio instantâneo) durante o processo de adsorção e o processo de dessorção, uma vez que a fração de sítios de adsorção em equilíbrio ( $f$ ) foi 0%. Em contrapartida, as colunas 1 e 2 (Figura 7) apresentaram um maior comportamento na presença de dois sítios de sorção com uma contribuição de 54,02% e 50,29% para o equilíbrio instantâneo, respectivamente.

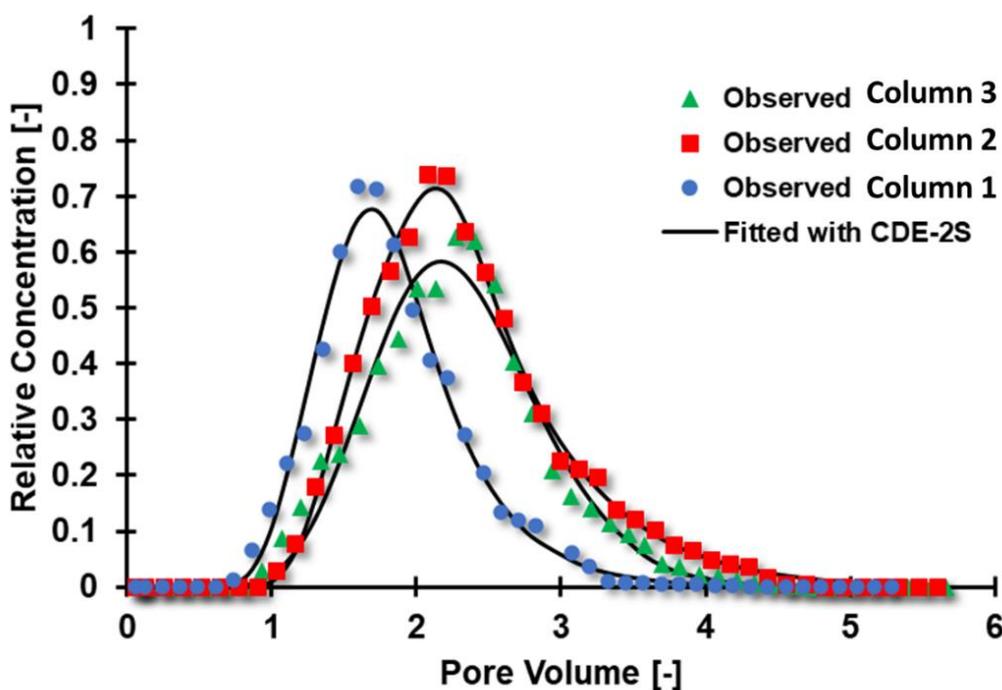
Resultado semelhante foi obtido por Assis et al., (2021) realizado para o mesmo solo (AAd) sem adição do biocarvão, ou seja, para uma coluna de solo, os autores obtiveram 97,3% da fração de dois sítios de sorção ( $1-f$ ), enquanto para outra coluna de solo, obtiveram 99,1% da fração de equilíbrio instantâneo ( $f$ ). A parte inicial da curva de eluição deve-se principalmente à interação com a matéria orgânica do solo e o biocarvão, que é fraca e reversível, e onde o equilíbrio é rapidamente estabelecido. A fase descendente da curva de eluição corresponde à dessorção muito lenta devido às interações com o óxido de ferro, cuja ligação é mais forte, e o equilíbrio se estabelece mais lentamente.

Quanto ao número Péclet ( $Pe$ ) pode-se verificar valores de  $Pe > 10$  indicando que o processo predominante de transferência do Imazapic foi do tipo convectivo. Este mesmo comportamento foi observado para os ensaios de deslocamento miscível no AAd realizado por Assis et al., (2021) sem presença do biocarvão.

Os valores do coeficiente de taxa de cinética de primeira ordem ( $\alpha$ ) indica a taxa em que ocorre o processo de adsorção e dessorção. Neste sentido, foi possível verificar que as reações de troca foram mais rápidas nas colunas 1 e 2, sendo  $\alpha$  de 3,35 e 2,64  $h^{-1}$ , respectivamente. Por

outro lado, a coluna 3 apresentou baixo valor de  $\alpha$  indicando uma cinética lenta de sorção, demonstrando que houve uma baixa transferência de massa entre o Imazapic e a matriz porosa (solo + biocarvão).

**Figura 7:** Curvas de eluição (experimentais e ajustadas) do Imazapic para o Argissolo Amarelo distrófico (AAd).



Fonte: Autor (2022).

A incorporação do biocarvão pirolizado a 500 °C (BC500) ao solo contribuiu para a sorção entre a matriz porosa (solo + biocarvão) e o herbicida Imazapic. Podendo ser observado a partir do balanço de massa, que para as colunas 1 e 3 foram de 81,7% e 84,6%, respectivamente, considerando que parte da fração do Imazapic ficou retida na matriz do solo. Enquanto para a coluna 2, o balanço de massa foi de 100%.

Deste modo, pode-se inferir que as propriedades de sorção do biocarvão foram controladas diretamente pelas variáveis de produção (tipo de matéria-prima e temperatura de pirólise) e os mecanismos de sorção foram determinados com base nas características físico-químicas (polaridade, hidrofobicidade e ionizabilidade) das moléculas de sorbato (YAVARI et al., 2016).

Segundo Ogura et al., (2021), o biocarvão produzido em alta temperatura aumenta a sorção de herbicidas nos solos. Vários estudos demonstraram que solos corrigidos com

biocarvão apresentam potencial de sorção para alguns herbicidas como, por exemplo, Atrazina, Fipronil, Diuron, 1,3-D e 2,4-D (YOU et al., 2020; ZHU et al., 2020).

O coeficiente de adsorção ( $K_d$ ) foi mais elevado na coluna 3, com valor de  $0,295 \text{ g kg}^{-1}$  em que foi observado que ocorreu maior interação entre a matriz porosa e o Imazapic. O valor médio para  $K_d$  ( $0,243 \text{ g kg}^{-1}$ ) obtido no presente trabalho foi 260% maior ao valor médio encontrado por Assis et al., (2021), que foi de  $0,0675 \text{ g kg}^{-1}$  para o mesmo tipo de solo, sem adição de biocarvão, utilizando o Imazapic. Segundo Pierri (2018) o biocarvão proveniente da palha de cana-de-açúcar promoveu aumento significativo no percentual de sorção dos herbicidas, em solo de textura areia franca, sendo responsável por sorver 23% do Tebuthiuron e 12% da Hexazinona, o que contrasta com a capacidade de retenção de até 97% (na média dos dois herbicidas).

Silva et al., (2019) avaliaram o efeito da incorporação do biocarvão do bagaço da cana-de-açúcar na lixiviação e a biodisponibilidade do Clomazone no solo. Os autores verificaram que o solo corrigido com biocarvão foi uma estratégia considerada eficaz na redução da lixiviação e biodisponibilidade do Clomazone para as camadas mais profundas do solo, assim como para os lençóis freáticos.

Porto (2019) avaliou o efeito corretivo do biocarvão de eucalipto, casca de arroz e de bambu nativo, ambos pirolisados a 450, 700 e 500 °C, na sorção e dessorção de Hexazinona, Metribuzin e Quinclorac, sendo que o biocarvão de bambu nativo forneceu a maior sorção em comparação com os solos corrigidos de biocarvão de casca de arroz e eucalipto para os três herbicidas.

Assim, a adição do BC500 oriundo do bagaço de cana-de-açúcar influenciou o processo de sorção-dessorção do Imazapic no solo. Além da capacidade de adsorver, a incorporação do biocarvão BC500 minimiza o processo de mobilidade, como transporte, lixiviação e biodisponibilidade do herbicida no solo.

A adição do BC500 ao solo, mesmo aumentando a sorção do Imazapic, não foi suficiente para abrandar sua capacidade de lixiviação, podendo ser um indício de que ocorreram predominantemente mecanismos de sorção física, nas interações entre o Imazapic e o solo + biocarvão (BC500).

## 5 CONCLUSÕES

A incorporação do biocarvão pirolisado 500 °C ao solo contribuiu com a capacidade de sorção entre a matriz porosa (solo + biocarvão) e o herbicida Imazapic, reduzindo o seu potencial de lixiviação.

As características físico-químicas da molécula do Imazapic, como sua alta solubilidade em água e propriedades físicas e químicas do AAd não favorecem seu potencial de adsorção. No entanto, a influência na capacidade de sorção do Imazapic é verificada através dos coeficientes de partição ( $K_d$ ) que apresentaram valores 260% superior se comparado a outros estudos

A ausência do não equilíbrio físico (duas regiões d'água – móvel e imóvel), observado por meio dos valores do fator de retardo ( $R \approx 1$ ) durante os ensaios com o transporte do Br-, utilizado como traçador, possibilitou a análise da interação e do transporte do Imazapic pelo modelo de dois sítios de sorção (CDE-2S) de forma a representar adequadamente os dados experimentais das curvas de eluição do Imazapic para o AAd adicionado de biocarvão.

Logo, a adição do biocarvão ao solo influenciou na redução da dinâmica do herbicida Imazapic no solo. Em contrapartida, ainda oferece risco potencial de contaminação das águas subterrâneas quando utilizado em solos arenosos, mas pela necessidade do combate a erva daninha, Tiririca, espera-se que sua aplicação seja feita com atenção.

## REFERÊNCIAS

- AGGANGAN, N. S. et al. Effects of Mycorrhizal Fungi and Bamboo Biochar on the Rhizosphere Bacterial Population and Nutrient Uptake of Cacao (*Theobroma cacao* L.) Seedlings. **Philippine Journal of Crop Science**, v. 44, n. 11, p. 1–9, 2019.
- ALGHAMDI, A. G.; ALKHASHA, A.; IBRAHIM, H. M. Effect of biochar particle size on water retention and availability in a sandy loam soil. **Journal of Saudi Chemical Society**, v. 24, n. 12, p. 1042–1050, 2020.
- ALISTER, C.; KOGAN, M. Ã. Efficacy of imidazolinone herbicides applied to imidazolinone-resistant maize and their carryover effect on rotational crops. **Crop Protection**, v. 24, p. 375–379, 2005.
- ALMEIDA, B. G. DE et al. **Padronização de métodos para análise granulométrica no Brasil**. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/solos/busca-de-publicacoes/-/publicacao/950832/padronizacao-de-metodos-para-analise-granulometrica-no-brasil>>.
- ALVAREZ, A. et al. Actinobacteria: Current research and perspectives for bioremediation of pesticides and heavy metals. **Chemosphere**, v. 166, p. 41–62, 2017.
- ARORA, S. et al. Pesticides use and its effect on soil bacteria and fungal populations, microbial biomass carbon and enzymatic activity. **Current Science**, v. 116, n. 4, p. 643–649, 2019.
- ASHRAF, M. A.; MAAH, M. J.; YUSOFF, I. Soil Contamination, Risk Assessment and Remediation. In: **Environmental Risk Assessment of Soil Contamination**. InTech, 2014.
- ASSIS, F. X. DE et al. Imazapic interaction and mobility in soil cultivated with sugarcane in northeast Brazil. **RBRH**, v. 26, 2021.
- ASSIS, F. X. **Transporte e sorção do Imazapic em solos cultivados com cana-de-açúcar**. 2016. 75 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal Rural do Pernambuco, Recife.
- BAHARUM, N. A. et al. Highly efficient removal of diazinon pesticide from aqueous solutions by using coconut shell-modified biochar. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 13, n. 7, p. 6106–6121, 2020.
- BALDISSARELLI, D. P. et al. Remediation of Soils Contaminated by Pesticides Using Physicochemical Processes: a Brief Review. **Planta Daninha**, v. 37, 2019.
- BASHIR, S. et al. Cadmium mobility, uptake and anti-oxidative response of water spinach (*Ipomoea aquatic*) under rice straw biochar, zeolite and rock phosphate as amendments. **Chemosphere**, v. 194, p. 579–587, 2018.
- BATISTA, E. M. C. C. et al. Effect of surface and porosity of biochar on water holding capacity aiming indirectly at preservation of the Amazon biome. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–9, 2018.
- BÉGIN, L.; FORTIN, J.; CARON, J. Evaluation of the Fluoride Retardation Factor in Unsaturated and Undisturbed Soil Columns. **Soil Science Society of America Journal**, v. 67, n. 6, p. 1635–1646, nov. 2003.
- BILGILI, A. V. et al. The effects of biochars produced from the residues of locally grown crops on soil quality variables and indexes. **Geoderma**, v. 345, n. August 2018, p. 123–133, 2019.
- BREWER, C. E. et al. New approaches to measuring biochar density and porosity. **Biomass and Bioenergy**, v. 66, p. 176–185, 2014.
- CABEZA, I. et al. Effect of biochar produced from different biomass sources and at different

process temperatures on methane production and ammonia concentrations in vitro. **Animal Feed Science and Technology**, v. 237, p. 1–7, mar. 2018.

CALLEGARI, A.; CAPODAGLIO, A. G. Properties and Beneficial Uses of (Bio) Chars , with Special Attention to Products from Sewage Sludge Pyrolysis. **Resources**, v. 7, n. 1, p. 1–22, 2018.

CASTELO-GRANDE, T. et al. Remediation of soils contaminated with pesticides: a review. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, v. 90, n. 3–6, p. 438–467, mar. 2010.

CASTILLO, J. M. et al. Multidisciplinary assessment of pesticide mitigation in soil amended with vermicomposted agroindustrial wastes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 304, p. 379–387, 2016.

CEDERLUND, H.; BÖRJESSON, E.; STENSTRÖM, J. Effects of a wood-based biochar on the leaching of pesticides chlorpyrifos, diuron, glyphosate and MCPA. **Journal of Environmental Management**, v. 191, p. 28–34, 2017.

CHEN, X. W. et al. Effects of biochar on the ecological performance of a subtropical landfill. **Science of the Total Environment**, v. 644, p. 963–975, 2018.

CHOO, G. et al. Legacy and emerging persistent organic pollutants in the freshwater system : Relative distribution , contamination trends , and bioaccumulation. **Environment International**, v. 135, n. November 2019, p. 105377, 2020.

COSTA, D. B. et al. Qualidade tecnológica da cana planta e cana soca cultivadas sob adubação fosfatada em solos de diferentes texturas. **Revista Geama**, v. 5, n. 3, p. 40–46, 2019.

COTTON, J. et al. Development and validation of a multiresidue method for the analysis of more than 500 pesticides and drugs in water based on on-line and liquid chromatography coupled to high resolution mass spectrometry r o. **Water Research**, v. 104, p. 20–27, 2016.

DA LUZ, F. S. et al. Thermal Behavior of Polyester Composites Reinforced with Green Sugarcane Bagasse Fiber. **Jom**, v. 70, n. 10, p. 1965–1971, 2018.

DAVID, G. F. et al. Effect of acid additives on sugarcane bagasse pyrolysis: Production of high yields of sugars. **Bioresource Technology**, v. 223, p. 74–83, 2017.

DE JESUS DUARTE, S.; GLASER, B.; CERRI, C. E. P. Effect of biochar particle size on physical, hydrological and chemical properties of loamy and sandy tropical soils. **Agronomy**, v. 9, n. 4, 2019.

DE SOUZA, E. S. et al. Organic residues and biochar to immobilize potentially toxic elements in soil from a gold mine in the Amazon. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 169, n. April 2018, p. 425–434, 2019.

DÍAZ, B. et al. New trends in physicochemical characterization of solid lignocellulosic waste in anaerobic digestion. **Fuel**, v. 245, n. February, p. 240–246, 2019.

EDUAH, J. O. et al. Nonlinear sorption of phosphorus onto plant biomass-derived biochars at different pyrolysis temperatures. **Environmental Technology and Innovation**, v. 19, p. 100808, 2020.

EL-NAGGAR, A. et al. Biochar application to low fertility soils: A review of current status, and future prospects. **Geoderma**, v. 337, n. May 2018, p. 536–554, 2019a.

EL-NAGGAR, A. et al. Biochar composition-dependent impacts on soil nutrient release , carbon mineralization , and potential environmental risk : A review. **Journal of Environmental Management**, v. 241, n. January, p. 458–467, 2019b.

- ELKHALIFA, S. et al. Resources , Conservation & Recycling Food waste to biochars through pyrolysis : A review. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 144, n. September 2018, p. 310–320, 2019.
- EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solos**. 3 Ed. Rio de Janeiro: 2017.
- FARKAS, É. et al. Long-term effects of grain husk and paper fibre sludge biochar on acidic and calcareous sandy soils – A scale-up field experiment applying a complex monitoring toolkit. **Science of the Total Environment**, v. 731, p. 138988, 2020.
- FLORIDO, F. et al. MOBILIDADE DO HERBICIDA IMAZAQUIN EM DIFERENTES SOLOS. **Revista Caatinga**, v. 28, n. 3, p. 54–60, 2015.
- GALINA, N. R. et al. Comparative study on combustion and oxy-fuel combustion environments using mixtures of coal with sugarcane bagasse and biomass sorghum bagasse by the thermogravimetric analysis. **Journal of the Energy Institute**, v. 92, n. 3, p. 741–754, 2019.
- GALON, L. et al. Influência de herbicidas do grupo das imidazolinonas em características fisiológicas de plantas cultivadas no inverno. **Pesquisa Agropecuária Gaúcha**, v. 20, n. 1/2, p. 42–51, 2014.
- GHARDE, Y. et al. Assessment of yield and economic losses in agriculture due to weeds in India. **Crop Protection**, v. 107, n. August 2017, p. 12–18, 2018.
- GHYSELS, S. et al. Production and characterization of slow pyrolysis biochar from lignin-rich digested stillage from lignocellulosic ethanol production. **Biomass and Bioenergy**, v. 122, n. February, p. 349–360, 2019.
- GOMES, E. R. et al. Uso de extrator de solução no monitoramento da fertilidade do solo no cultivo do feijoeiro. **Revista AGROFIB**, v. 1, p. 25–37, 2019.
- GONÇALVES, F. A. R. et al. Atividade residual de herbicidas nas culturas do milho e da soja. **Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 61, p. 1–6, 2018.
- HAWTHORNE, I. et al. Application of biochar and nitrogen influences fluxes of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O in a forest soil. **Journal of Environmental Management**, v. 192, p. 203–214, 2017.
- INOUE, M. H. et al. Leaching potential of imazapic and isoxaflutole in soil columns. **Planta Daninha**, v. 25, n. 3, p. 547–555, 2007.
- IRFAN, M. et al. Response of soil microbial biomass and enzymatic activity to biochar amendment in the organic carbon deficient arid soil: a 2-year field study. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 12, n. 3, 2019.
- JEONG, C. Y.; DODLA, S. K.; WANG, J. J. Fundamental and molecular composition characteristics of biochars produced from sugarcane and rice crop residues and by-products. **Chemosphere**, v. 142, p. 4–13, 2016.
- JÚNIOR, P. R. DE S. et al. Phosphorus fertilization in sugarcane cultivation under different soil managements. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 21, n. 10, p. 665–669, 2017.
- KAVITHA, B. et al. Benefits and limitations of biochar amendment in agricultural soils : A review. **Journal of Environmental Management**, v. 227, n. June, p. 146–154, 2018.
- KEMMERICH, M. et al. A simple and efficient method for imidazolinone herbicides determination in soil by ultra-high performance liquid chromatography – tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1412, p. 82–89, 2015.
- KIM, K. H.; KABIR, E.; JAHAN, S. A. Exposure to pesticides and the associated human health

effects. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 525–535, 2017.

KRAEMER, A. F. et al. Environmental fate of imidazolinone herbicides - A review. **Planta Daninha**, v. 27, n. 3, p. 629–639, 2009.

LEHMANN, J. et al. Biochar effects on soil biota e A review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 9, p. 1812–1836, 2011.

LEI, W.; TANG, X.; ZHOU, X. Quantifying dynamic desorption of 3,5,6-trichloro-2-pyridinol in loamy farmland soils. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 30, p. 30782–30793, 2019.

LENG, L. et al. An overview on engineering the surface area and porosity of biochar. **Science of the Total Environment**, v. 763, p. 144204, 2021.

LI, X. et al. Effect of cassava waste biochar on sorption and release behavior of atrazine in soil. **Science of the Total Environment**, v. 644, p. 1617–1624, 2018.

LI, X. et al. A mobile-immobile model for reactive solute transport in a radial two-zone confined aquifer. **Journal of Hydrology**, v. 580, n. October 2019, p. 1–12, 2020.

LIAO, X. et al. Chemosphere The abiotic degradation of methyl parathion in anoxic sulfur-containing system mediated by natural organic matter. **Chemosphere**, v. 176, p. 288–295, 2017.

LIU, Q. et al. How does biochar influence soil N cycle? A meta-analysis. **Plant and Soil**, v. 426, n. 1–2, p. 211–225, 2018a.

LIU, R. et al. Operating conditions-induced changes in product yield and characteristics during thermal-conversion of peanut shell to biochar in relation to economic analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 193, p. 479–490, 2018b.

LIU, Y. et al. Impact of biochar amendment in agricultural soils on the sorption, desorption, and degradation of pesticides: A review. **Science of the Total Environment**, v. 645, p. 60–70, 2018c.

MANCUSO, M. A. C.; NEGRISOLI, E.; PERIM, L. Efeito residual de herbicidas no solo (“Carryover”). **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 10, n. 2, p. 151, 2011.

MANDAL, A.; SINGH, N.; PURAKAYASTHA, T. J. Characterization of pesticide sorption behaviour of slow pyrolysis biochars as low cost adsorbent for atrazine and imidacloprid removal. **Science of the Total Environment**, v. 577, p. 376–385, 2017.

MANZANO, R. et al. Addition of softwood biochar to contaminated soils decreases the mobility, leachability and bioaccessibility of potentially toxic elements. **Science of the Total Environment**, v. 739, p. 139946, 2020.

MARÍN-BENITO, J. M. et al. Organic sorbents as barriers to decrease the mobility of herbicides in soils. Modelling of the leaching process. **Geoderma**, v. 313, n. October 2017, p. 205–216, 2018.

MARINHO, M. I. C. et al. Sorption-desorption behavior of imazethapyr and imazapic on six Brazilian soils. **Planta Daninha**, v. 36, 2018.

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

MASIÁ, A. et al. Pesticide monitoring in the basin of Llobregat River (Catalonia, Spain) and comparison with historical data. **Science of the Total Environment**, v. 503–504, p. 58–68,

2015.

MENDES, K. F. et al. Biochar impact on herbicides behavior in the soils: an approach in Brazil. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 17, n. 1, p. 106, mar. 2018.

MENSAH, A. K.; FRIMPONG, K. A. Biochar and/or Compost Applications Improve Soil Properties, Growth, and Yield of Maize Grown in Acidic Rainforest and Coastal Savannah Soils in Ghana. **International Journal of Agronomy**, v. 2018, 2018.

MILHOME, M. A. L. et al. Influence The USE of Pesticides in The Quality of Surface and Groundwater Located IN Irrigated Areas of Jaguaribe, Ceara, Brazil. **International Journal of Environmental Research**, v. 9, n. 1, p. 255–262, 2015.

MISHRA, R. K.; MOHANTY, K. Pyrolysis of three waste biomass: Effect of biomass bed thickness and distance between successive beds on pyrolytic products yield and properties. **Renewable Energy**, v. 141, p. 549–558, 2019.

MOHAN, D.; PITTMAN, C. U.; STEELE, P. H. Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: A critical review. **Energy and Fuels**, v. 20, n. 3, p. 848–889, 2006.

MORAIS, L. C. et al. Pyrolysis and combustion of sugarcane bagasse. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 129, n. 3, p. 1813–1822, 2017.

MORETTI, M. M. DE S. et al. Effect of pretreatment and enzymatic hydrolysis on the physical-chemical composition and morphologic structure of sugarcane bagasse and sugarcane straw. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 773–777, 2016.

MUIGAI, H. H. et al. Co-pyrolysis of biomass blends: Characterization, kinetic and thermodynamic analysis. **Biomass and Bioenergy**, v. 143, n. October, p. 105839, 2020.

NSIBANDE, S. A.; FORBES, P. B. C. Fluorescence detection of pesticides using quantum dot materials – A review. **Analytica Chimica Acta**, v. 945, p. 9–22, 2016.

NWAJIAKU, I. M. et al. Change in nutrient composition of biochar from rice husk and sugarcane bagasse at varying pyrolytic temperatures. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 7, n. 4, p. 269–276, 2018.

OGURA, A. P. et al. A review of pesticides sorption in biochar from maize, rice, and wheat residues: Current status and challenges for soil application. **Journal of Environmental Management**, v. 300, n. September, 2021.

OLIVEIRA, J. L. S. et al. Usos, efeitos e potencial tóxico dos agrotóxicos na qualidade do solo. **Agrarian Academy**, v. 4, n. 9, p. 454–467, 2018.

PARKER, J. C.; VAN GENUCHTEN, M. T. Determining transport parameters from laboratory and field tracer experiments. **Virginia Agricultural Experiment Station**, p. 89, 1984.

PARSAEE, M. et al. Biomass and Bioenergy A review of biogas production from sugarcane vinasse. **Biomass and Bioenergy**, v. 122, n. May 2018, p. 117–125, 2019.

PAUMGARTTEN, F. J. R. Pesticides and public health in Brazil. **Current Opinion in Toxicology**, v. 91, p. 166–167, 2020.

PEREIRA, P. S. DA C. et al. COMPOSITOS PEAD/BAGAÇO DE CANA-DE-AÇÚCAR: INFLUÊNCIA DO PROCESSAMENTO E FONTE DE PEAD. **Revista Univap**, v. 26, n. 51, p. 130–144, 2020.

PÉREZ-LUCAS, G.; GAMBÍN, M.; NAVARRO, S. Leaching behaviour appraisal of eight persistent herbicides on a loam soil amended with different composted organic wastes using screening indices. **Journal of Environmental Management**, v. 273, n. July, 2020.

- PIERRI, L. **Dinâmica de tebuthiuron e hexazinona em solos sob aplicação de biocarvão**. 2018. 89 f. Doutorado (Programa de Pós Graduação em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (Esalq), São Paulo.
- PIRES, I. C. S. A. et al. Biochar de palha de cana-de-açúcar: caracterização e estudo do processo. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 4, p. 892–899, 2018.
- PORTAL, T. P. et al. An integrated assessment of water quality in a land reform settlement in northern Rio de Janeiro state, Brazil. **Heliyon**, v. 5, n. 3, p. 1–18, 2019.
- PORTO, M. A. F. **Biochar additions to agricultural soils: impacts on the behavior of mobile herbicides**. 2019. 78 f. Programa de Pós-Graduação em Fitotecnia (Doutorado em Fitotecnia) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró.
- RAMOS, S. M. S. **Diversidade de espécies de Penicillium e Talaromyces em solos usados para o cultivo de cana-de-açúcar (Saccharum officinarum L.) e detecção da produção de micotoxinas**. 2018. 119 f. Programa de Pós-Graduação em Biologia de Fungos (Departamento de Micologia do Centro de Ciências Biológicas) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- RANDOLPH, P. et al. Effect of biochars produced from solid organic municipal waste on soil quality parameters. **Journal of Environmental Management**, v. 192, p. 271–280, 2017.
- RANI, M.; SHANKER, U.; JASSAL, V. Recent strategies for removal and degradation of persistent & toxic organochlorine pesticides using nanoparticles: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 190, p. 208–222, 2017.
- RAUL, C. et al. Sugarcane bagasse biochar: Suitable amendment for inland aquaculture soils. **Aquaculture Research**, v. 52, n. 2, p. 643–654, 2021.
- REES, F. et al. Water and nutrient retention in coarse-textured soil profiles from the Athabasca oil sand region. **Applied Geochemistry**, v. 114, n. January, 2020.
- REFATTI, J. P. et al. Leaching and residual activity of imidazolinone herbicides in lowland soils. **Ciência Rural**, v. 47, n. 5, p. 1–6, 2017.
- RIAZ, M. et al. Boron alleviates the aluminum toxicity in trifoliolate orange by regulating antioxidant defense system and reducing root cell injury. **Journal of Environmental Management**, v. 208, p. 149–158, 2018.
- ROCHA, K. D. et al. Caracterização da vegetação arbórea adulta em um fragmento de floresta atlântica, Igarassu, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, 2008.
- ROUSIS, N. I. et al. Monitoring a large number of pesticides and transformation products in water samples from Spain and Italy. **Environmental Research**, v. 156, n. January, p. 31–38, 2017.
- SADAKA, S. et al. Characterization of biochar from switchgrass carbonization. **Energies**, v. 7, n. 2, p. 548–567, 2014.
- SADEGH-ZADEH, F.; ABD WAHID, S.; JALILI, B. Sorption, degradation and leaching of pesticides in soils amended with organic matter: A review. **Advances in Environmental Technology**, v. 3, n. 2, p. 119–132, 2017.
- SAFAEI KHORRAM, M. et al. Biochar: A review of its impact on pesticide behavior in soil environments and its potential applications. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 44, p. 269–279, 2016.
- SANTOS, T. M. DOS; BATISTA, R. DE O. S. Agrotóxicos, uma violência silenciosa: a saúde dos cortadores da cana-de-açúcar em Laranjeiras/Sergipe. **Revista Campo-Território**, v. 13, n. 29, p. 189–208, 2018.

- SERAFIM, R. F. et al. Efeitos da aplicação de vinhaça na fertilidade do solo. **Irriga**, v. 26, n. 2, p. 439–459, 2021.
- SHAABAN, M. et al. A concise review of biochar application to agricultural soils to improve soil conditions and fight pollution. **Journal of Environmental Management**, v. 228, n. August, p. 429–440, 2018.
- SHAHEEN, S. M. et al. Wood-based biochar for the removal of potentially toxic elements in water and wastewater : a critical review. **International Materials Reviews**, v. 64, n. 4, p. 216–247, 2018.
- SHAIFUDDIN, S. N. M. et al. Degradasi imazapyr dan imazapic dalam larutan akueus dan tanah di bawah cahaya matahari. **Malaysian Journal of Analytical Sciences**, v. 21, n. 5, p. 1074–1079, 2017.
- SILVA, A. C.; TORRADO, P. V.; ABREU JUNIOR, J. S. Métodos de quantificação da matéria orgânica do solo. **Revista Universitária Alfenas**, v. 5, p. 21–26, 1999.
- SILVA, D. R. O. et al. Ocorrência de agrotóxicos em águas subterrâneas de áreas adjacentes a lavouras de arroz irrigado. **Química Nova**, v. 34, n. 5, p. 748–752, 2011.
- SILVA, F. X. DA. **Interação físico-química do herbicida Imazapic em solos cultivados com Cana-de-Açúcar na Mata Norte de Pernambuco**. 2016. 92 f. .Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- SILVA, L. C. R. et al. A new hypothesis for the origin of Amazonian Dark Earths. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, p. 127, dez. 2021.
- SILVA, M. R. F. et al. Effect of the incorporation of sugarcane bagasse biochar in leaching and bioavailability of clomazone in soil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 30, n. 11, p. 2386–2394, 2019.
- SILVA, T. S. et al. Use of neural networks to estimate the sorption and desorption coefficients of herbicides: A case study of diuron, hexazinone, and sulfometuron-methyl in Brazil. **Chemosphere**, v. 236, p. 1–15, 2019.
- SOARES, R. et al. Avaliação da Estabilidade de Agregados em Marcadores Ambientais Terrestres do Antropoceno Submetidos a Diferentes Períodos de Pousio. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 6, p. 1693–1718, 2018.
- SOLAIMAN, Z. M.; ABBOTT, L. K.; MURPHY, D. V. Biochar phosphorus concentration dictates mycorrhizal colonisation, plant growth and soil phosphorus cycling. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–11, 2019.
- SOTO-GÓMEZ, D. et al. Linking pore network characteristics extracted from CT images to the transport of solute and colloid tracers in soils under different tillage managements. **Soil and Tillage Research**, v. 177, n. March 2017, p. 145–154, 2018.
- SOUTO, K. M. et al. Phytostimulation of lowland soil contaminated with imidazolinone herbicides. **International Journal of Phytoremediation**, v. 7, p. 774–780, 2020.
- SOUZA, A. DOS S. et al. Leaching and carryover for safrinha corn of the herbicides imazapyr + imazapic in soil under different water conditions. **Revista Caatinga**, v. 33, n. 2, p. 287–298, 2020.
- SOUZA, C. D. S. et al. Induced changes of pyrolysis temperature on the physicochemical traits of sewage sludge and on the potential ecological risks. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1–13, 2021.

- SOUZA, M. F. et al. Persistence of imidazolinones in soils under a clearfield system of rice cultivation. **Planta Daninha**, v. 34, n. 3, p. 589–596, 2016.
- SU, W. et al. Adsorption and degradation of imazapic in soils under different environmental conditions. **PLoS ONE**, v. 14, n. 7, p. 1–11, 2019.
- SU, W. C. et al. Effect of imazapic residues on photosynthetic traits and chlorophyll fluorescence of maize seedlings. **Photosynthetica**, v. 55, n. 2, p. 294–300, 2017.
- TAHA, S. M. et al. Adsorption of 15 different pesticides on untreated and phosphoric acid treated biochar and charcoal from water. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 4, p. 2013–2025, 2014.
- TERAMOTO, E. H.; CHANG, H. K.; CAETANO-CHANG, M. R. Transporte de solutos em diferentes cenários geológicos gerados por modelos estocásticos de cadeias de Markov Solute transport in different geological scenarios generated by stochastic model of Markov chains. **Águas Subterrâneas**, v. 31, n. 4, p. 316–326, 2017.
- TOSI, S.; NIEH, J. C. Lethal and sublethal synergistic effects of a new systemic pesticide, flupyradifurone (Sivantow), on honeybees. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 286, n. 1900, 2019.
- VALIX, M.; KATYAL, S.; CHEUNG, W. H. Combustion of thermochemically torrefied sugar cane bagasse. **Bioresource Technology**, v. 223, p. 202–209, 2017.
- VANGRONSVELD, J. et al. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater : lessons from the field. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 16, p. 765–794, 2009.
- VARJANI, S.; KUMAR, G.; RENE, E. R. Developments in biochar application for pesticide remediation : Current knowledge and future research directions. **Journal of Environmental Management**, v. 232, n. November 2018, p. 505–513, 2019.
- VASCONSELO, S. M. A. et al. Seleção de espécies tolerantes para a fitorremediação de solo contaminado com imazapic. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 19, n. 2, p. 149–158, 2020.
- VEIGA, P. A. DA S. et al. Production of high-performance biochar using a simple and low-cost method: Optimization of pyrolysis parameters and evaluation for water treatment. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 148, n. February, p. 104823, 2020.
- VEIGA, P. A. DA S. et al. Upgrading from batch to continuous flow process for the pyrolysis of sugarcane bagasse: Structural characterization of the biochars produced. **Journal of Environmental Management**, v. 285, n. October 2020, 2021.
- VITHANAGE, M. et al. Interaction of arsenic with biochar in soil and water: A critical review. **Carbon**, v. 113, p. 219–230, 2017.
- WANG, J.; SHAO, M. Solute transport characteristics of a deep soil profile in the Loess Plateau, China. **Journal of Arid Land**, v. 10, n. 4, p. 628–637, 2018.
- WANG, J.; WANG, S. Preparation , modification and environmental application of biochar : A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 227, p. 1002–1022, 2019.
- WANG, Y.; LIU, R. Comparison of characteristics of twenty-one types of biochar and their ability to remove multi-heavy metals and methylene blue in solution. **Fuel Processing Technology**, v. 160, p. 55–63, 2017.
- WEBER, K.; QUICKER, P. Properties of biochar. **Fuel**, v. 217, p. 240–261, 2018.
- WU, C. et al. Sorption, degradation and bioavailability of oxyfluorfen in biochar-amended soils.

**Science of the Total Environment**, v. 658, n. 2, p. 87–94, 2019.

YAVARI, S. et al. Sorption-desorption mechanisms of imazapic and imazapyr herbicides on biochars produced from agricultural wastes. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 4, n. 4, p. 3981–3989, 2016.

YAVARI, S. et al. Degradation of imazapic and imazapyr herbicides in the presence of optimized oil palm empty fruit bunch and rice husk biochars in soil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 366, n. September 2018, p. 636–642, 2019.

YOU, X. et al. Biochar reduced Chinese chive (*Allium tuberosum*) uptake and dissipation of thiamethoxam in an agricultural soil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 390, n. June 2019, p. 121749, 2020.

YU, J. et al. Comparative metagenomics reveals enhanced nutrient cycling potential after 2 years of biochar amendment in a tropical oxisol. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 85, n. 11, p. 1–17, 2019.

ZHANG, C. et al. The environmental characteristics and applications of biochar. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 22, p. 21525–21534, 2018.

ZHANG, Y. et al. Combined bioremediation of atrazine-contaminated soil by *Pennisetum* and *Arthrobacter* sp. strain DNS10. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 6234–6238, 2014.

ZHANG, Y.; WANG, J.; FENG, Y. The effects of biochar addition on soil physicochemical properties : A review. **Catena**, v. 202, n. February, p. 1–19, 2021.

ZHANG, Z. et al. Insights into biochar and hydrochar production and applications : A review. **Energy**, v. 171, p. 581–598, 2019.

ZHU, X. et al. Effects and mechanisms of biochar-microbe interactions in soil improvement and pollution remediation : A review. **Environmental Pollution**, v. 227, p. 98–115, 2017.

ZHU, X. et al. Accelerating effects of biochar for pyrite-catalyzed Fenton-like oxidation of herbicide 2,4-D. **Chemical Engineering Journal**, v. 391, n. July 2019, p. 123605, 2020.