



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENG. DE PROCESSOS**



**AVALIAÇÃO DO RESÍDUO AGROINDUSTRIAL DE ACEROLA NO  
TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS E SUA  
INCORPORAÇÃO EM ARGAMASSA**

**JOÃO DE MÉLO VIEIRA NETO**

**ORIENTADORA: Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Líbia de Sousa Conrado Oliveira**

**Campina Grande/PB**

**Dezembro de 2021**

V658a      Vieira Neto, João de Mélo.  
Avaliação do resíduo agroindustrial de acerola no tratamento de  
lixiviado de aterros sanitários e sua incorporação em argamassa / João de  
Mélo Vieira Neto. - Campina Grande, 2023.  
82 f. : il. color.

Tese (Doutorado em Engenharia de Processos) - Universidade  
Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia, 2021.  
"Orientação: Profa. Dra. Líbia de Sousa Conrado Oliveira."  
Referências.

1. Tratamento de Resíduos. 2. Argamassa. 3. Resíduo de Acerola.  
Adsorção. 4. Lixiviado. I. Oliveira, Líbia de Sousa Conrado. II. Título.

CDU 658.567-033.2(043)

**JOÃO DE MÉLO VIEIRA NETO**

**AVALIAÇÃO DO RESÍDUO AGROINDUSTRIAL DE ACEROLA NO  
TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS E SUA  
INCORPORAÇÃO EM ARGAMASSA**

Tese apresentada à Coordenação do Programa  
de Pós-graduação em Engenharia de Processos  
como requisito para obtenção do título de  
doutor em Engenharia de Processos.

**Campina Grande/PB**

**Dezembro de 2021**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE**  
**CENTRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PROCESSOS**

**JOÃO DE MÉLO VIEIRA NETO**

**AVALIAÇÃO DO RESÍDUO AGROINDUSTRIAL DE ACEROLA NO**  
**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS E SUA**  
**INCORPORAÇÃO EM ARGAMASSA**

DATA: 18/12/2021

BANCA EXAMINADORA



---

Prof<sup>a</sup>. DR<sup>a</sup> LÍGIA RODRIGUES SAMPAIO

Avaliador



---

Prof. DR. JOSÉ MARIANO DA SILVA NETO

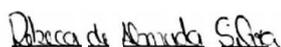
Avaliador



---

Prof. DR. RAPHAEL DA SILVA EDUARDO

Avaliador



---

Prof<sup>a</sup>. DR<sup>a</sup> REBECA DE ALMEIDA SILVA

Avaliador



---

Prof<sup>a</sup>. DR<sup>a</sup>. LÍBIA DE SOUSA CONRADO OLIVEIRA

Orientadora



ATA DA DEFESA PARA CONCESSÃO DO GRAU DE DOUTOR EM ENGENHARIA DE PROCESSOS, REALIZADA EM 18 DE DEZEMBRO DE 2021.

**Candidato(a):** João de Mélo Vieira Neto

**Comissão Examinadora: Professores Drs:** Líbia de Sousa Conrado Oliveira (UFCG – Orientadora), José Mariano da Silva Neto (UFERSA – Examinador Externo), Lígia Rodrigues Sampaio (UNIFAVIP – Examinador Externo), Rebeca de Almeida Silva (UNINASSAU – Examinador Externo), Raphael da Silva Eduardo (Gov. do Estado PB – Examinador Externo).

**Título:** “Avaliação do Resíduo Agroindustrial de Acerola no Tratamento de Lixiviado de Aterros Sanitários e sua Incorporação em Argamassa”

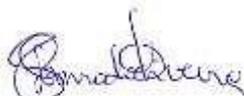
**Horário e Local da defesa:** 18 de dezembro de 2021, às 08:00 horas, Google meet (online). Em sessão pública, após exposição de 45 minutos, o candidato foi arguido oralmente pela Comissão Examinadora, tendo demonstrado suficiência de conhecimento e capacidade de sintetização no tema de sua tese sendo, “APROVADA”. Face a Aprovação declara o Presidente da Banca Examinadora, achar-se o(a) candidato(a) legalmente habilitado(a) a receber o grau de Doutor no domínio da Engenharia de Processos, cabendo a Universidade Federal de Campina Grande providenciar a expedição do Diploma a que o mesmo faz jus. Na forma regulamentar foi lavrada a presente ata, que é assinada por mim, Maria de Fátima David Sousa, secretária, e pelos membros da Comissão Examinadora. Campina Grande, 18 de dezembro de 2021.

Maria de Fátima David Sousa

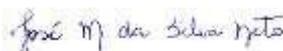


Professores Drs:

Líbia de Sousa Conrado Oliveira (UFCG – Orientadora)



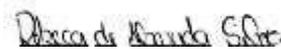
José Mariano da Silva Neto (UFERSA – Examinador Externo)



Lígia Rodrigues Sampaio (UNIFAVIP – Examinador Externo)



Rebeca de Almeida Silva (UNINASSAU – Examinador Externo)



Raphael da Silva Eduardo (Gov. do Estado PB – Examinador Externo)



## AGRADECIMENTOS

À Deus, pela minha vida e de toda minha família, e por me conduzir com forças para enfrentar as dificuldades da vida.

Aos meu pais, Etimógenes (*in memoriam*) e Iramar, por todo amor dedicado ao longo de minha vida e por terem me guiado para ser um homem do bem.

Aos meus filhos, Maria Carolina e Bernardo José, por serem os meus maiores amores e por serem sempre o meu motivo de luta.

Aos meus irmãos Segundo e Thalyta, por serem tão presentes em minha vida e por estarem sempre me incentivando à não desistir.

À toda minha família, pelo amor e compreensão a mim dedicados.

À minha orientadora, Profa. Líbia Conrado, pela orientação, confiança e paciência dadas, que possibilitaram a realização desse trabalho. Por ser um profissional tão correto e ao mesmo tempo tão humilde e humano.

Ao Programa de pós-graduação em Engenharia de Processos pela disponibilidade.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sertão Pernambucano (IF Sertão-PE) pela oportunidade da minha capacitação, pela disponibilidade em solucionar os problemas e pelo apoio na conclusão desse trabalho.

Ao Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA), em especial à Profa. Veruschka, por todo apoio e dedicação no desenvolvimento do trabalho.

Aos meus amigos da vida por se fazerem sempre presentes durante essa fase em minha vida.

Aos meus amigos e colegas de laboratório (LEB-UFCG) por todo apoio prestado durante o desenvolvimento da parte prática desse trabalho.

*A experiência é o nome que damos aos nossos erros.*

## SUMÁRIO

RESUMO .....	13
ABSTRACT .....	14
1. INTRODUÇÃO .....	15
2. OBJETIVOS .....	14
2.1 OBJETIVO GERAL .....	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	14
3. REVISÃO DA LITERATURA.....	15
3.1. AGROINDÚSTRIA NO BRASIL.....	15
3.2. ACEROLA.....	15
3.3. ATERRO SANITÁRIO .....	19
3.4. GERAÇÃO DE LIXIVIADO .....	19
3.5. ARGAMASSA.....	22
3.6. O USO DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS .....	22
3.7. ADSORÇÃO.....	23
3.8. CARVÃO ATIVADO.....	27
3.9. LIXIVIADO .....	27
3.10. LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS.....	31
3.11. FORMAS DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO .....	33
3.12. O USO DE MÉTODOS TERMOANÁLITICOS PARA ANÁLISE DE MATRIZES DE INTERESSE AMBIENTAL.....	35
4. MATERIAIS E MÉTODOS .....	37
4.1. PREPARO DO RESÍDUO AGROINDUSTRIAL DE ACEROLA .....	37
4.1.1 Resíduo de Acerola Desidratado.....	37
4.2. CARACTERIZAÇÃO FÍSICA.....	39
4.2.1 Caracterização Física do Carvão Ativado .....	39
4.2.1.1 Área superficial.....	39
4.2.2 Caracterização Físico-química do Lixiviado.....	39
4.3 ADSORÇÃO EM LIXIVIADO COM RESÍDUO DE ACEROLA DESIDRATADO ..	40
4.4 ADSORÇÃO EM SOLUÇÕES DE COBRE COM CARVÃO ATIVADO .....	42
4.4.1 Cinética de Adsorção .....	42

4.4.2	Isoterma de Adsorção.....	42
4.4.3	Avaliação das Condições de Adsorção .....	45
4.5	ANÁLISE TERMOGRAVIMÉTRICA .....	46
4.5.1	- TERMOGRAVIMETRIA(TG).....	44
4.6	INCORPORAÇÃO NA COMPOSIÇÃO DA ARGAMASSA.....	45
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	47
5.1	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO QUÍMICA DO LIXIVIADO.....	47
5.2	TRATAMENTO DO LIXIVIADO COM RESÍDUO DE ACEROLA DESIDRATADO.....	52
5.3	CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E FÍSICO QUÍMICA.....	53
5.4	ADSORÇÃO DE COBRE COM O CARVÃO DE RESÍDUO DE ACEROLA .....	54
5.5	CARACTERIZAÇÃO TÉRMICA DO LIXIVIADO E DO BAGAÇO DE ACEROLA.....	63
5.6	INCORPORAÇÃO NA COMPOSIÇÃO DA ARGAMASSA.....	65
6	CONCLUSÃO .....	67
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	68
	ANEXO I.....	79
	ANEXO II .....	81

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Principais Frutas Tropicais Produzidas no Brasil.....	15
Tabela 2 – Características da Acerola em diferentes estágios.....	17
Tabela 3 – Comparação entre os valores encontrados para lixiviados e esgoto domésticos....	20
Tabela 4 – Características do Lixiviado no Brasil.....	21
Tabela 5 – Variação da Composição do Lixiviado em Aterros Brasileiros .....	29
Tabela 6 – Principais técnicas termoanalíticas e as respectivas propriedades e medidas. ....	36
Tabela 7 – Condições de Elaboração do Carvão de Resíduo de Acerola.....	38
Tabela 8 – Ensaio de Adsorção em Lixiviado com Resíduo de Acerola Desidratada.....	40
Tabela 9 – Níveis do Planejamento Experimental.....	43
Tabela 10 – Matriz do Planejamento Fatorial 23 com Cinco Repetições no Ponto Central ....	43
Tabela 11 – Proporcionamento de Cada Argamassa .....	45
Tabela 12 – Caracterização do Lixiviado IN NATURA.....	47
Tabela 13 – Demanda Bioquímica de Oxigênio no Lixiviado após Adsorção com RAD.....	52
Tabela 14 – Elaboração do Carvão Vegetal.....	53
Tabela 15 – Parâmetros cinéticos da adsorção do íon $Cu^{2+}$ no bagaço de acerola.....	56
Tabela 16 – Parâmetros dos modelos das isotermas dos modelos de Langmuir e Freundlich para a adsorção do íon $Cu^{2+}$ sobre o carvão do bagaço de acerola.....	59
Tabela 17 – Planejamento Fatorial da Adsorção de Cobre com a CRA.....	60
Tabela 18 – ANOVA para a remoção de metais de cobre.....	61
Tabela 19 – Análise Íons do Extrato.....	62
Tabela 20 – Incorporação do Resíduo de Acerola na Composição da Argamassa.....	67
Tabela 21 – Incorporação do Carvão da Biomassa Contaminado na Composição da Argamassa.....	68

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Caracterização do Lixiviado .....	31
Figura 2 – Cinética da capacidade adsortiva do íon cobre sobre o bagaço de acerola.....	54
Figura 3 – Percentual de Remoção do íon Cobre ao longo do tempo.....	55
Figura 4 – Dados experimentais e modelos cinéticos aplicados ao longo do tempo.....	56
Figura 5 – Isotermas de adsorção do íon $\text{Cu}^{2+}$ para as temperaturas de 300°C, 400°C, 500°C e 600°C dados experimentais e previstos pelo modelo de Langmuir.....	58
Figura 6 - Isotermas de adsorção do íon $\text{Cu}^{2+}$ para as temperaturas de 300°C, 400°C, 500°C e 600°C dados experimentais e previstos pelo modelo de Freundlich.....	58
Figura 7 – Gráfico de Pareto para o pré-tratamento com cobre.....	61
Figura 8 – Superfície de resposta para o percentual massa adsorvida.....	62
Figura 9 – TG/DTG do lixiviado do município de Campina Grande-PB.....	64
Figura 10 – TG/DTG do bagaço de acerola.....	65
Figura 11 – Incorporação do RDA na Composição de Argamassa em Função da Resistência à Compressão.....	68
Figura 12 – Incorporação da CBC na Composição da Argamassa em Função da Resistência à Compressão.....	69

## RESUMO

Os resíduos sólidos urbanos contêm elevadas concentrações de contaminantes que estão presentes em baterias, tintas, têxteis, enlatados, inclusive em alimentos, os quais para serem produzidos necessitam de substâncias à base de metais pesados e outros componentes tóxicos. Esses contaminantes por serem tóxicos se não forem tratados ou disponibilizados nos aterros adequadamente ocasionam problemas socioeconômicos e ambientais. Nesse contexto a presente pesquisa objetivou propor uma forma de mitigar a periculosidade do lixiviado, por meio de um processo de tratamento aplicando a adsorção líquido/sólido usando uma biomassa lignocelulósica como adsorvente e transformar esse adsorvente contaminado em carvão para ser incorporado como substituto parcial do cimento na produção de argamassa. Também na presente pesquisa foi realizado a transformação da biomassa lignocelulósica desidratada em carvão para testá-lo como adsorvente de um íon metálico comumente encontrado em lixiviados. A biomassa lignocelulósica usada foi o resíduo agroindustrial do bagaço da acerola cereja, proveniente da indústria NIAGRO da cidade de Petrolina- PE, a solução padrão de metal pesado foi o de íon  $\text{Cu}^{2+}$  e o lixiviado usado foi do aterro sanitário da cidade de Campina Grande-PB. Os testes de adsorção foram realizados em sistema de batelada tanto para o lixiviado como para uma solução padrão de íon cobre, e para este, aplicou-se modelos matemáticos clássicos da literatura para a cinética e isotermas de adsorção. Para os testes de produção de argamassa foram elaborados corpos de prova para analisar as resistências dessas argamassas. A melhor área superficial obtida para o carvão do bagaço desidratado foi  $320,7 \text{ m}^2.\text{g}^{-1}$  obtida na temperatura de calcinação de  $800^\circ\text{C}$  e no tempo de 60 min. O modelo cinético de pseudo-segunda ordem foi o que melhor ajustou os dados experimentais, e para o lixiviado após a adsorção, efluente real, o carvão ativado não adsorveu metais pesados. A adsorção do lixiviado por 24 h no bagaço de acerola na sua forma desidratada reduziu em 92% a demanda biológica de oxigênio (DBO). A argamassa produzida com o carvão obtido da biomassa contaminado obteve uma resistência de 42,8 Mpa, maior do que o produzido com do carvão do bagaço da acerola desidratado, 31,5 MPa, e da argamassa sem presença dos carvões, 35,9 Mpa, no entanto, é necessário avaliar melhor a sua utilização antes de destiná-lo para uso na construção civil.

Palavras-chave: Lixiviado, Resíduo de Acerola, Adsorção, Argamassa.

## ABSTRACT

Municipal solid waste contains high concentrations of contaminants that are present in batteries, paints, textiles, canned goods, including food, which need substances based on heavy metals and other toxic components to be produced. These contaminants, because they are toxic, if not treated or made available in landfills properly, cause socioeconomic and environmental problems. In this context, the present research aimed to propose a way to mitigate the danger of the leachate, through a treatment process applying liquid/solid adsorption using a lignocellulosic biomass as an adsorbent and transforming this contaminated adsorbent into charcoal to be incorporated as a partial replacement of cement. in mortar production. Also in the present research, the transformation of dehydrated lignocellulosic biomass into charcoal was carried out to test it as an adsorbent of a metal ion commonly found in leachates. The lignocellulosic biomass used was the agro-industrial residue of acerola cherry bagasse, from the NIAGRO industry in the city of Petrolina-PE, the standard heavy metal solution was the  $\text{Cu}^{2+}$  ion and the leachate used was from the sanitary landfill in the city of Campina Grande-PE. PB The adsorption tests were performed in a batch system for both the leachate and a standard copper ion solution, and for this, classical mathematical models from the literature were applied for the kinetics and adsorption isotherms. For the mortar production tests, specimens were prepared to analyze the resistance of these mortars. The best surface area obtained for the dehydrated bagasse charcoal was  $320.7 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ , obtained at a calcination temperature of  $800^\circ\text{C}$  and at a time of 60 min. The 2nd order Pseudo kinetic model was the one that best fitted the experimental data, and for the leachate after adsorption, real effluent, activated carbon did not adsorb heavy metals. The adsorption of the leachate for 24 h on acerola bagasse in its dehydrated form reduced the BOD by 92%. The mortar produced with the charcoal obtained from the contaminated biomass obtained a resistance of 42.8 MPa, greater than that produced with the charcoal from dehydrated acerola bagasse, 31.5 MPa, and the mortar without the presence of coals, 35.9 MPa. , however, it is necessary to better evaluate its use before destining it for use in civil construction.

**Keywords:** Leachate, Acerola Waste, Adsorption, Mortar.

## 1. INTRODUÇÃO

Há uma grande preocupação pública relacionada aos resíduos gerados pelos setores doméstico, da agricultura e das indústrias do carvão e da metalurgia, isso porque a descarga anual de resíduos sólidos é de cerca de 1,3 bilhão de toneladas e estima-se que esse valor se aproxime de 40 bilhões de toneladas até 2050 (KHANDELWAL et al., 2018). Esses resíduos que não apresentam mais utilidade e é uma consequência das necessidades dos seres humanos (PINTO, 2005), quando mal gerenciados, principalmente pelos órgãos públicos, podem se tornar um problema social generalizado e de abrangência mundial devido ao impacto que causa na paisagem onde estão localizados, levando a problemas que vão desde o mau cheiro a surtos de doenças.

Os aterros sanitários têm sido bastante utilizados como forma de disposição final, principalmente nos países subdesenvolvidos, pois são de baixo custo comparado com outras técnicas e possuem praticidade para execução e monitoramento (GARCEZ, 2009), eles devem ser bem construído e operado para evitar a poluição do solo. O líquido produzido durante o processo de decomposição, denominado de lixiviado, quando coletado deve ser tratado pois o descarte inadequado do lixiviado pode causar sérios problemas ao meio ambiente.

A composição dos resíduos dispostos nos aterros sanitários influencia na degradação biológica e impõe características em aterros que experimentam uma série de processos físicos, químicos, físico-químicos e biológicos (MONTEIRO, 2003). Além disso, podem conter elevadas concentrações de contaminantes que estão presentes em pilhas, baterias, jornais, tintas, tecidos, têxteis, enlatados, inclusive em alimentos, os quais para serem produzidos necessitam de substâncias à base de metais pesados e outros componentes tóxicos (MELO, 2003). Nesse tipo de resíduo, estão incluídos produtos químicos (cianureto, pesticidas e solventes), metais pesados e solventes químicos que ameaçam os ciclos naturais onde são despejados (KRAEMER, 2005).

De acordo com a Organização Mundial de Saúde (OMS), os metais pesados são responsáveis por inúmeras enfermidades, desde simples alergia até problemas respiratórios, cancerígenos podendo até, em algumas situações, levar à morte. Segundo Ferreira (2006), o lixiviado produzido no início da disposição dos resíduos, fase em que se encontra O<sub>2</sub> disponível, apresenta valores altos de demanda biológica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO), e elevadas concentrações de sais dissolvidos. Há uma tendência à solubilização dos metais contidos nos resíduos e então eles são transferidos na forma de íons da fração sólida para o lixiviado.

Neste sentido, procurar alternativas para atenuar/ou remover os íons de metais pesados e a DBO provocado pelo lixiviado tem sido uma das preocupações dos órgãos ambientais, e assim, pesquisadores das mais diversas áreas são instigados a resolverem tais problemáticas.

A presente proposta de pesquisa teve por propósito mitigar a problemática causada pelos íons de metais pesados e alta DBO presentes no lixiviado à luz de ideias e processos já existentes na literatura, porém, não aplicadas a esse tipo de resíduo e para a finalidade já mencionada. As justificativas para escolhas desses processos para a presente pesquisa, se dão em virtude de ser a adsorção reconhecidamente um processo que permite a retirada dos de contaminantes encontrados em efluentes industriais, como, corante, pesticidas e metais pesados, usando biomassas das mais diversas fontes vegetais, porém, não foi encontrado na literatura consultada, nas bases de dados científicos disponíveis, esse processo sendo aplicado para adsorção de contaminantes de lixiviado, como também, não está reportado na literatura científica estudos da incorporação de carvão ativado por contaminantes oriundo de lixiviados como substituo parcial do cimento na produção de argamassa.

Assim, foi aplicado e estudado o processo de adsorção, usando como matéria prima para produção de adsorventes um resíduo agroindustrial, o bagaço da acerola, apenas desidratado, para adsorver os contaminantes do lixiviado oriundo do aterro sanitário da cidade de Campina Grande-PB, mitigando assim a DBO presente no mesmo, e como carvão ativado antes e após a adsorção desses contaminantes, para adsorver íons de metais pesados. Outro processo usado na presente pesquisa foi investigar a incorporação do resíduo da acerola desidratada e do carvão ativado após a adsorção desses contaminantes como agregado substituto parcialmente o cimento de argamassas comumente usadas na construção civil.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Estudar o processo de adsorção para tratar lixiviado e soluções de íons de metais pesados por meio da utilização da biomassa bagaço da acerola desidratada, carvão ativado do bagaço desidratado e ativado por contaminante do lixiviado, bem como, incorporar esses dois últimos bioadsorventes como substituto parcial do cimento na produção de argamassa.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterização físico-química do lixiviado formado no aterro sanitário municipal de Campina Grande/PB;
- Produção do carvão ativado do resíduo de acerola em diferentes condições de temperatura e de tempo de calcinação;
- Caracterização dos materiais sintetizados quanto às suas características físicas;
- Estudo da cinética de adsorção de íons de cobre com o carvão vegetal do resíduo de acerola em diferentes soluções desse íon metálico;
- Estudo das isotermas de equilíbrio da adsorção de íons de cobre com o carvão vegetal em diferentes soluções desse íon metálico;
- Estudo do comportamento térmico das amostras de lixiviado e do bagaço de acerola;
- Avaliação da incorporação do resíduo de acerola e do carvão vegetal, previamente contaminados, como parte constituinte de argamassa.

### 3. REVISÃO DA LITERATURA

#### 3.1 AGROINDÚSTRIA NO BRASIL

Devido à expansão da fruticultura, a modernização e intensificação da agricultura a demanda brasileira por alimentos, nos últimos anos ligados a atividades agroindustriais experimentou um crescimento intenso, levando-os a um nível sem precedentes. A economia brasileira contribuiu com 7,2% para o Produto Interno Bruto (PIB) em 2017. Conforme mostra estudo realizado pelo Cepea (Centro de Pesquisa Avançada em Economia Aplicada), da Esalq/USP, em parceria com a CNA (Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil) (MORENO,2016; CEPEA, 2018).

O Brasil tornou-se o terceiro maior produtor mundial de frutas, com uma produção anual de mais de 40 milhões de toneladas, perdendo apenas para China e Índia (ANGELO e JORGE, 2015). Do total de frutas produzidas no Brasil, 53% são comercializadas como frutas frescas e os 47% restantes são utilizados na agroindústria (AMORIM, 2016). A região Nordeste é responsável pela maior parte da produção dessas frutas. A Tabela 1 mostra algumas das principais frutas tropicais produzidas no Brasil e seu valor de produção em 2014.

Tabela 1 - Principais Frutas Tropicais Produzidas no Brasil

FRUTA	TONELADAS
Abacaxi	3.343.260
Acerola	7.182.714
Manga	1.249.521
Maracujá	923.035

Fonte: Amorim (2016)

#### 3.2 ACEROLA

Acerola (*Malpighia emaraginata* DC) é uma fruta nativa da América Central e do nordeste da América do Sul. O mercado mundial de frutas tropicais tem uma produção anual de aproximadamente 82 milhões de toneladas, arrecadando cerca de US\$ 5,4 bilhões a cada ano (RUFINO et al, 2009).

O Brasil é o maior produtor mundial de frutas tropicais, com localização geográfica adequada para a produção desse gênero e condições climáticas ideais, 47% de sua produção é destinada ao mercado comercial de frutas frescas e 53% é dedicada ao processamento de

produtos tropicais. Ela ocupa o terceiro lugar geral em marketing e processamento de frutas, seguida pela China e Índia (REZENDE; NOGUEIRA; NARAIN, 2017).

A acerola foi introduzida pela primeira vez em Pernambuco, Brasil, em 1955, pela Universidade Rural de Pernambuco (UFRPE), usando sementes de Porto Rico. Sua produção se espalha pelo Nordeste e demais regiões do país. Hoje, é produzida em quase todos os territórios do Brasil, com exceção da região Sul, que não favorece o cultivo da espécie devido à baixa temperatura da região. Sua comercialização no país teve início na década de 1980, com foco nos estados do Nordeste (RITZINGER; RITZINGER, 2011). A área de plantio da acerola brasileira é superior a 10.000 hectares, superando as duas maiores tradições de cultivo desta cultura no Havaí e em Porto Rico (REZENDE; NOGUEIRA; NARAIN, 2017).

No Brasil a cultura tem destaque nos estados da Bahia (1.466 ha), Paraná (919 ha), Rio Grande do Norte (800 ha), Rondônia (723 ha), Pernambuco (604 ha), Minas Gerais (466 ha), São Paulo (423 ha), Paraíba (400 ha), Ceará (320 ha) e Pará (300 ha) como os dez maiores produtores, dentre os quais há um predomínio daqueles da Região Nordeste. Com isso a região apresenta também destaque no que se refere à exportação da fruta, sendo o responsável por 85% do que é exportado (OLIVEIRA; FILHO, n.d.).

Acerola é uma fruta pequena com sementes relativamente grandes em comparação ao seu tamanho. O consumo de frutas frescas é limitado, pois a fruta é perecível, por isso seu processamento requer certas técnicas para manter sua nutrição. A conversão de frutas em produtos processados pode absorver grande parte da produção, fornecer consumo anual e reduzir algum desperdício (CHIM; ZAMBAZI; RUI CARLOS, 2013). Apesar disso a fruta apresenta um bom rendimento em polpa, cerca de 75% (GERMANNO et al., 2007). Os principais produtos comerciais da fruta são a polpa congelada e pasteurizada e o suco pasteurizado (GERMANNO et al., 2007).

No tocante ao mercado externo os principais produtos de exportação são a polpa integral, polpa concentrada, acerola em pó com 14% de vitamina C e acerola ultra-filtrada com 7% de vitamina C. Estados Unidos, Alemanha, França, Japão e Holanda são os principais países que absorvem a exportação brasileira (OLIVEIRA; FILHO, n.d.). As maiores empresas produtoras de artigos à base de acerola que estão atuando no mercado global de extratos da fruta segundo a Future Markets Insight Survey são, Green Labs LLC, Nutrilite (Amway), empresa que forneceu o extrato utilizado no presente trabalho, Naturex, Nature's Power Nutraceuticals Corp, Florida Food Inc, Diana Naturals and Vita Forte (BELWAL et al., 2018). A demanda do mercado pelo consumo de acerola aumentou significativamente nos últimos anos. Isso se dá ao fato de um maior conhecimento da presença de compostos como

carotenóides, compostos fenólicos, alta atividade antioxidante e uma fonte rica em vitamina C (ácido ascórbico) (REZENDE et al., 2017).

As acerolas são conhecidas por sua alta concentração de vitamina C. Contém cerca de 800 mg / 100 g de fruta madura (CHIM; ZAMBLAZI; RUI CARLOS, 2013). Hoje, é uma de suas principais atrações comerciais. Essa alta concentração de vitamina C tem sido usada para produzir conservantes naturais de alimentos e outros produtos nutricionais. Grandes empresas que fornecem matéria-prima para a indústria alimentícia têm usado o extrato natural de acerola como uma alternativa eficaz aos conservantes, por exemplo, nas indústrias de carne e panificação.

As frutas contêm altas concentrações de compostos biologicamente importantes. Devido à existência de uma dieta rica em antioxidantes, é apontada como uma forma de prevenir patologias e ser benéfica à saúde humana. Seu papel é reduzir o risco de certos tipos de câncer, inflamação e doenças cardiovasculares, cataratas e doenças degenerativas (SILVA et al., 2014).

A composição da fruta também pode estar relacionada a fatores como condições climáticas, tratamento da cultura, localização geográfica, aplicação de pesticidas e tempo e condições de armazenamento da própria fruta (MEZADRI et al., 2008).

No entanto, a concentração desses compostos irá variar de acordo com a maturação da fruta (CRUZ et al., 2019). Essa alteração é mais pronunciada em termos de compostos fenólicos e carotenóides (SILVA et al., 2014). Outras análises indicam que a concentração de vitamina C pode ser reduzida em até 50% em relação ao teor de vitamina C em frutas imaturas e maduras, com o amadurecimento da fruta, a acidez, o açúcar e os sólidos solúveis aumentam e a vitamina C e as proteínas diminuem conforme mostrado na Tabela 2 (VENDRAMINI; TRUGO, 2000).

Tabela 2 - Características da Acerola em diferentes estágios

CARACTERÍSTICAS	IMATURA (VERDE)	INTERMEDIARIA (AMARELA)	MADURA (VERMELHA)
<b>Vitamina C</b>	2164	1065	1074
<b>Proteína</b>	1.2	0.9	0.9
<b>Cinzas</b>	0.4	0.4	0.4
<b>Umidade</b>	91	92.4	92.4
<b>PH</b>	3.7	3.6	3.7
<b>Sólidos Solúveis</b>	7.8	7.7	9.2
<b>Açúcares Redutores</b>	3.3	4.2	4.4
<b>Açúcares Totais</b>	4.3	4.3	4.4

Fonte: Vendramini e Trugo (2000).

Os subprodutos e resíduos das acerolas também podem ser usados como fontes de nutrientes e outras moléculas biologicamente ativas (ALBUQUERQUE et al., 2019). A fibra alimentar presente nos subprodutos pode ser adicionada a alimentos com funções probióticas para garantir o reprocessamento dos resíduos (ALBUQUERQUE et al., 2019).

Quando as acerolas são processadas em polpa, suco, geleia e outros produtos, os resíduos são gerados a partir da casca, sementes e alguns frutos não comestíveis. Esse resíduo descartado representa cerca de 40% do volume da fruta. A parte não utilizada da fruta acabará por ter um impacto negativo no meio ambiente, incluindo desperdício de energia e matéria-prima. Aliado à busca por tecnologias limpas para reduzir a geração de resíduos, é necessário encontrar o reaproveitamento de subprodutos da fruta (NOGUEIRA et al., 2019).

Uma forma de reaproveitar subprodutos de frutas é no preparo de farinha (BRAGA et al., 2011). Considerando que o teor de água do resíduo de acerola em sua composição pode ultrapassar 80%, é necessário secá-lo. A farinha obtida pode então ser adicionada a vários produtos. Outra forma de reutilização é a utilização de diferentes processos de extração e solventes para a preparação de extratos ricos em compostos de acerola (TAMARA et al., 2016).

Os compostos fenólicos também possuem atividade antibacteriana e podem inibir o crescimento de microrganismos, atividade esta que é de grande interesse para a indústria de alimentos para a preservação e prolongamento da vida útil dos produtos (PAPUC et al., 2017).

A maior vantagem é que são compostos naturais que podem atender à demanda por produtos que substituam os sintéticos. Os efeitos antibacterianos dos compostos fenólicos sobre uma variedade de microrganismos foram avaliados. Os polifenóis nos flavonoides apresentam atividades interessantes e recentemente têm recebido mais atenção por terem um espectro amplo e maior do que outros compostos fenólicos (OLIVEIRA, 2015).

Os compostos fenólicos são estruturas químicas simples ou poliméricas com grupos hidroxila e anéis aromáticos, que lhes conferem capacidade antioxidante. Esses compostos podem ser naturais ou sintéticos. Quando presentes em vegetais, podem estar na forma livre ou complexados com açúcares e proteínas. Entre eles, flavonoides, ácidos fenólicos, taninos e tocoferóis são os antioxidantes fenólicos naturais mais comuns (ANGELO; JORGE, 2007).

Os compostos fenólicos são incluídos na categoria de interruptores de radicais livres, sendo muito eficientes na prevenção da autoxidação (ANGELO; JORGE, 2007). Dentre os compostos fenólicos já identificados presentes na acerola destacam-se os flavonoides (quercetina e kaempferol), antocianinas (cianidinas), ácidos fenólicos (coumárico, ferúlico, siríngico, cafeico e gálico) e carotenoides ( $\beta$ -caroteno,  $\alpha$ -caroteno e luteína) (DELVA; SCHNEIDER, 2013).

### 3.3 ATERRO SANITÁRIO

Segundo Godoi (2019) a destinação de projetos como aterros de resíduos sólidos urbanos é uma forma de proteger a saúde pública e o meio ambiente de danos, e com a formulação de normas técnicas para a construção de aterros sanitários, essa garantia é efetiva. Comparada com outras tecnologias de tratamento de resíduos sólidos, essa tecnologia permite controlar todo o processo e é econômica.

Outra vantagem é que o aterro só pode ser implantado em uma área, não requer muitos recursos para sua implantação, pode acomodar qualquer quantidade de qualquer tipo de resíduo e pode ser aplicado em qualquer comunidade. Em termos gerais, as características do lixiviado podem ser divididas em três categorias. O primeiro inclui os parâmetros físico-químicos, ou seja, os parâmetros que compõem a parte orgânica do lixiviado. O segundo grupo representa a parte inorgânica (cátions, ânions e metais pesados). Por fim, existe o grupo biológico, que consiste em microrganismos de diferentes filos (GODOI, 2019).

Segundo LANZA (2010) a destinação inadequada de resíduos sólidos urbanos é uma grave responsabilidade ambiental da maioria das cidades brasileiras, mas ainda constitui um o Art.225 que diz que “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”.

Em todo o mundo, muitos incidentes de poluição do solo e das águas subterrâneas são atribuídos a lixões, mesmo aqueles locais onde medidas de controle de drenagem e impermeabilização foram implementadas (GODOI, 2019).

Outro fato citado por Godoi (2019) um aterro sanitário pode ser comparado a um reator dinâmico porque permite que reações químicas e biológicas produzam biogás como emissões atmosféricas, lixiviados como águas residuais e húmus como resíduos mineralizados para decompor a matéria orgânica.

### 3.4 GERAÇÃO DE LIXIVIADO

O lixiviado é o líquido produzido pela degradação dos resíduos sólidos em aterros. Possui uma cor mais escura e provém principalmente de três fontes, a saber: a umidade natural dos resíduos, que aumenta com as chuvas, a umidade liberada do lixo, os resíduos orgânicos e as bactérias nos resíduos. Durante o processo de decomposição, essas bactérias liberam enzimas que podem dissolver os compostos orgânicos existentes (SERAFIM et al., 2003).

O lixiviado vai infiltrar-se no solo, contaminando o solo e o lençol freático local, por ter um alto potencial poluidor. Outro agravante da destinação inadequada de resíduos é a atratividade de moscas e vetores causadores de doenças, por isso é importante armazenar os resíduos em aterros para que o tratamento adequado seja feito e evite ao máximo os danos ao meio ambiente (GODOI, 2019).

A fase de decomposição do lixiviado tem muito a ver com o seu impacto, pois o novo lixiviado do aterro após a precipitação possui as características de pH ácido, alta demanda bioquímica de oxigênio ( $BOD^5$ ), alta demanda de oxigênio (COD) e compostos altamente tóxicos. Sua composição, como materiais eletrônicos, e reações químicas na mistura de diferentes componentes que podem ocorrer lá. Quando o aterro é operado por um longo período, a biodegradabilidade dos resíduos presentes nele será significativamente reduzida devido à conversão de parte dos componentes biodegradáveis remanescentes em  $CO^2$  e metano (SERAFIM et al., 2003).

Para demonstrar a complexidade do lixiviado do aterro e a interferência das características do local de armazenamento de resíduos nos parâmetros principais, foi utilizada uma tabela adaptada de LIMA (2006), que compara o valor do lixiviado do aterro com menos de 1 ano de Operação, analisou os parâmetros da quantidade total de esgoto doméstico, conforme Tabela 3.

Tabela 3 - Comparação entre os valores encontrados para lixiviados e esgoto domésticos

<b>PARÂMETROS</b>	<b>VALORES PARA LIXIVIADOS (ATERRO 1 ANO)</b>	<b>VALORES PARA ESGOTOS DOMÉSTICOS BRUTOS</b>
<b>pH</b> <sup>(1)</sup>	5,2 - 6,4	6,7 - 7,5
<b>DBO</b> <sup>(2)</sup>	7500 – 28000	200 - 500
<b>DQO</b> <sup>(2)</sup>	10000 - 40000	400 - 800
<b>Nitrogênio total</b> <sup>(2)</sup>	56 - 482	35 - 70
<b>Nitrato</b> <sup>(2)</sup>	0,2 - 0,8	0 - 2
<b>Alcalinidade</b> <sup>(2)</sup>	800 - 4000	110 - 170
<b>Sólidos dissolvidos totais</b> <sup>(2)</sup>	10000 - 14000	500 - 900
<b>Sólidos suspensos totais</b> <sup>(2)</sup>	100 - 700	200 - 450

Fonte: Adaptado de Godoi (2019)

Da Tabela 3, COD e  $BOD^5$  podem ser usados para verificar a alta carga orgânica do lixiviado. Em nível nacional, os dados coletados pelo IBAM também mostram que o lixiviado

<sup>1</sup> pH: adimensional

<sup>2</sup> Valores medidos em mg/L

também varia com a localização dos aterros sanitários em todo o país, mostrando as seguintes características do lixiviado produzido em todo o Brasil (GODOI, 2019), conforme mostrado na Tabela 4.

Tabela 4 - Características do Lixiviado no Brasil

Parâmetros	Unidades	Faixa de Variação	
		Máximo	Mínimo
<b>pH</b>	-	8,70	5,90
<b>DQO</b>	mg/L	28000	966
<b>DBO5</b>	mg/L	19800	480
<b>Nitrogenio Total</b>	mg/L	3140	15
<b>Nitrogênio Nitrato</b>	mg/L	5,50	0
<b>Nitrogenio Nitrito</b>	mg/L	0,10	0
<b>Nitrogênico Amoniacal</b>	mg/L	2900	6

Fonte: Adaptado de Godoi (2019)

A utilização desses valores não pode ser extrapolada para todo o território brasileiro, pois cada região do país apresenta diferentes condições climáticas, além de diferenças sociais, culturais e econômicas, resultando em uma composição única dos resíduos sólidos gerados, que afetam o características do extrato (GODOI, 2019).

Ressalta-se que o lixiviado deve ser tratado adequadamente até que seja permitido o seu lançamento no corpo d'água e atenda aos padrões exigidos pela legislação em vigor (RODRIGUES, 2007).

### 3.5 ARGAMASSA

A argamassa é um material de construção composto por adesivos, agregados minerais e água, cuja principal função é revestir e assentar componentes gerais da construção, como blocos de vedação, cerâmicas e blocos estruturais (OLIVEIRA, 2009).

A NBR 13281 (ABNT, 2001) estipula que a argamassa é uma mistura homogênea de agregado inorgânico (incluindo a utilização de recicláveis, e sementes) e água, com ou sem aditivos e aditivos, possui propriedades de adesão e endurecimento, podendo ser medida no local ou em dispositivo próprio (argamassa industrializada). Eles podem ser classificados de acordo com o uso, ligantes usados, princípios ativos e dosagem. A argamassa pode ser preparada no local, misturando todos os seus ingredientes durante o uso, ou industrializada, que é uma mistura seca, preparada na fábrica, sendo adicionada apenas água durante o uso. A utilização deste último significa a racionalização do processo de fabricação de argamassas (OLIVEIRA, 2009).

Bezerra (2010) afirma que no Brasil, no primeiro século de colonização, as argamassas começaram a ser utilizadas para a colocação de tijolos de pedra. Este material é utilizado para o assentamento de alvenarias e construção de revestimentos, portanto, a argamassa deve ter as seguintes características: economia, poder de mistura da areia, plasticidade, aderência, retenção de água, uniformidade, compactação, permeabilidade, tração e compressão e durabilidade. Cada tipo de aplicação requer diferentes características e atributos relacionados aos materiais utilizados. A argamassa pode ser usada para assentar tijolos, impermeabilizar superfícies, ajustar paredes, pisos e tetos, e também pode ser usada para acabamento de superfícies. A argamassa pode ser dividida em argamassa de assentamento e argamassa de revestimento de acordo com a sua finalidade.

### 3.6 O USO DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS

Todo processo industrial ou agrícola tem como objetivo produzir produtos lucrativos para um determinado grupo ou empresa. Porém, para Nefussi (1985), considerando que quase todos esses processos de produção estão sujeitos a erros e inevitavelmente gerarão resíduos. O autor também destacou que muitos resíduos são um fardo para seus produtores, como as indústrias de processamento em grande escala, principalmente devido aos custos de transporte, armazenamento, tratamento e / ou disposição final.

Os resíduos industriais e agrícolas comuns são uma importante fonte de matérias-primas. O problema reside na investigação desses materiais e na sua adequação entre o produto proposto e o produto utilizado na indústria, tendo em vista que esta transferência deve ser efetuada em condições econômicas aceitáveis (SILVA E SOUZA, 1995).

Hoje, a reciclagem desses resíduos é uma oportunidade para proteger o meio ambiente e reduzir o custo de produção e o consumo de energia de materiais e componentes de construção. Silva & Souza (1995) apontam que a construção civil é o mercado mais favorável para a reciclagem de novos resíduos devido à grande quantidade física de materiais.

Segundo Cincotto (1988), os potenciais usos dos resíduos agroindustriais na obtenção de novos materiais de construção civil devem-se principalmente: i) à necessidade de redução dos custos de construção; ii) ao consumo de grandes quantidades de matérias-primas provenientes de recursos naturais; iii) atenção a essas reservas naturais de esgotamento.

Cabe salientar que alguns tratamentos, visando a reutilização, já estão sendo empregados em resíduos agroindustriais, como a incineração (utilização como combustível); no entanto, esses processos geram outros subprodutos (pós, sementes, cinzas, lodos e escória),

obrigando os produtores a descartarem esses últimos resíduos em aterros ou locais não apropriados para sua disposição.

Aplicações de resíduos agroindustriais como adição mineral no cimento Portland tem grande aplicabilidade na construção civil, visto que esses materiais possuem características físicas e químicas que são próprias para utilização em concretos e argamassas (MANNAN & GANAPATHY, 2004).

### 3.7 ADSORÇÃO

O processo de adsorção refere-se a um mecanismo físico-químico amplamente utilizado no tratamento de água e ar, no qual os poluentes entram em contato com um meio poroso de grande superfície específica e nele permanecem.

É um processo no qual certos poluentes aderem à superfície do adsorvente (como o carvão ativado) devido à hidrofobicidade e eletrostáticas adsorvente-adsorvato. Tem muitas vantagens, como ser adequado para concentrações muito baixas, por isso é adequado para sistemas contínuos e intermitentes, fácil de operar e baixo capital de investimento (NAM et al., 2014; DELGADO et al., 2012).

Os quatro estágios principais da transferência de massa estão relacionados à adsorção de solutos por adsorventes porosos (BERRIOS et al., 2012).

- A difusão em direção ao adsorvente: o adsorvato migra através da solução em direção à superfície exterior das partículas adsorventes. Um tanque de mistura reduz o gradiente de concentração no reator e proporciona uma solução homogênea em contato com o sólido.
- Transferência de massa: difusão molecular ocorre na camada limite.
- A difusão no interior do adsorvente: o soluto é deslocado da superfície da partícula para dentro do poro, pelo efeito do gradiente de concentração.
- Adsorção: finalmente o adsorvato é adsorvido no interior da partícula do adsorvente. A coesão é assegurada, seja através de uma ligação covalente, pelo estabelecimento de uma ligação de baixa energia ou por forças eletrostáticas. O soluto interage rapidamente com a superfície sólida, produzindo uma reação exotérmica.

Haghseresht et al.,(2002) mostraram que a eficiência de adsorção depende de vários fatores, principalmente das propriedades físicas do adsorvente e sua estrutura de poros, a natureza do adsorbato, peso molecular, tamanho e estado da solução (pH, força iônica, etc.).

Da mesma forma, temos o processo reverso de adsorção e dessorção, que inclui a remoção dos contaminantes retidos no adsorvente, regenerando-o para manter a eficiência de adsorção e dar continuidade ao processo de tratamento.

Existem basicamente dois tipos de adsorção: adsorção física ou fisissorção e adsorção química ou quimissorção. No entanto, às vezes os dois tipos podem ocorrer simultaneamente.

A adsorção física ocorre por meio de uma diferença nas forças de energia e/ou atração, chamadas forças de Van der Waals, que tornam as moléculas fisicamente ligadas ao adsorvente. Essas interações são de longo alcance, mas fracas. A energia produzida quando uma partícula é fisicamente adsorvida é da mesma ordem da entalpia de condensação.

Este tipo de adsorção é sempre exotérmico e reversível. O equilíbrio é rapidamente estabelecido, a menos que ocorra difusão através da estrutura porosa. A fisissorção corresponde às interações intermoleculares entre a partícula e os átomos da superfície do sólido. Origina-se da atração entre dipolos permanentes ou induzidos, sem alterar os orbitais atômicos ou moleculares das espécies comprometidas. É também chamada de adsorção de Van der Waals.

### 3.7.1 Fatores que influenciam no processo de adsorção

- Tamanho da partícula do adsorvente:

Em aplicações em fase líquida, a transferência do adsorbato da solução para o carbono, deve ocorrer pela transferência do adsorbato para a superfície da partícula do adsorvente e também pela migração do adsorbato da superfície do adsorvente para os sítios de adsorção nos poros. A transferência do adsorbato é apreciavelmente maior do que a migração.

A velocidade de adsorção varia com o diâmetro da partícula utilizada nos testes. Para aumentar a velocidade de adsorção e diminuir o tempo necessário para completar a isoterma, é recomendado que o carvão ativado granulado seja pulverizado tal que 95% seja passante por peneira de 325 MESH (0,037mm). A pulverização não aumenta a área superficial de modo significativo (CHEREMISINOFF E CHEREMISINOFF, 1993).

O aumento na área superficial em muitos casos é menor do que 1 %, devido ao fato de que a maior parte da área superficial é favorecida pelas paredes dos poros mais do que pela superfície externa das partículas do carbono (CHEREMISINOFF E CHEREMISINOFF, 1993).

#### - Temperatura do processo

A adsorção é geralmente uma função da temperatura. Para aplicações em fase líquida, recomenda-se que a temperatura a ser utilizada seja a mais próxima possível das condições operacionais do processo em estudo. Para a condução dos testes em laboratório, é recomendado primeiro avaliar a temperatura da operação. Se a adsorção ocorrer a esta temperatura, então os parâmetros da planta não devem ser alterados. Caso contrário, avaliar outras faixas de temperatura, para cima e para baixo. A seleção da temperatura é dependente da viscosidade do líquido, estabilidade térmica das características do líquido e praticidade de mudanças da temperatura do processo.

#### - pH do processo

A adsorção também é uma função do pH do líquido. Como no caso descrito acima, prefere-se trabalhar com as condições do processo. Caso em experimentos se verifique que o pH do processo não é adequado, outras faixas de pH devem ser investigadas. Observar a possibilidade de mudanças no processo, ou seja, se o pH ideal para a adsorção não altera ou degrada o produto tratado.

#### - Tempo de contato

O tempo de contato no processo de adsorção é um parâmetro muito importante, pois deve ser o suficiente para que se obtenha o equilíbrio. Os experimentos são realizados para determinar qual o tempo necessário. Uma maneira de se determinar é colocando 0,5 g em 100 mL de solução (quando a viscosidade é próxima da água). Em cada porção, sob agitação, permitir o contato por tempos variados, na temperatura e pH do processo. Por exemplo, no copo 1, deixar 30 minutos, no 2 deixar 45 minutos, e assim por diante. Ao final de cada tempo, remover o carvão ativado (por filtração, por exemplo) e determinar a concentração remanescente em cada copo.

#### - Dosagem do adsorvente

A isoterma deve ser obtida a variadas massas de adsorvente. Utilizar vários copos com massas de adsorvente de 0,05; 0,10; 0,20 até 10 gramas, em 100 ou 200 mL de líquido a tratar.

### 3.7.2 Isotermas de Adsorção

A isoterma de adsorção é a relação de equilíbrio entre a concentração na fase

fluida e a concentração nas partículas adsorventes a uma determinada temperatura. Para gases, a concentração é dada em percentagem molar como a pressão parcial. Para líquidos, a concentração é geralmente expressa em unidades de massa. A concentração de adsorção no sólido é expressa como a massa de adsorção por unidade de massa de adsorvente.

O processo de adsorção foi observado pela primeira vez no sólido poroso, que pode reter seletivamente uma grande quantidade de gás em seus vazios. Dependendo da quantidade de adsorbato presente no gás, uma quantidade limitada de adsorbato está presente na fase de adsorção. Isso acontece quando o equilíbrio é alcançado. Essas relações de equilíbrio são apresentadas na forma de modelos, que correlacionam matematicamente a quantidade de adsorção em equilíbrio com o ambiente circundante.

A isoterma do tipo S aparece quando três condições são atendidas, a saber:

- A molécula de soluto é monofuncional;
- Interações moderadas causam acúmulo vertical de moléculas na superfície sólida.
- Há competição de moléculas de solvente ou outras moléculas adsorvidas no local do adsorvente.

### 3.8 CARVÃO ATIVADO

O termo carvão ativado é frequentemente usado para descrever materiais à base de carbono com porosidade interna. CA é feito de vários materiais ricos em carbono, como madeira, carvão, linhita, sementes de frutas, casca de coco, etc. (MARGOT et al., 2011).

Alta área de superfície específica, grande porosidade, estrutura de poro interno desenvolvida composta de microporos, mesoporos e macroporos, e uma ampla gama de grupos funcionais presentes na superfície do CA garantem que ele remova efetivamente dissolvido em água ou gás (DELGADO et al., 2012).

Na estrutura carbonácea, geralmente acredita-se que os principais grupos funcionais responsáveis pela adsorção incluem grupos carboxila, fenóis, lactonas e quinonas. A natureza e a concentração desses grupos funcionais de superfície podem ser alteradas por tratamento térmico apropriado ou tratamento químico para melhorar a eficiência da eliminação do CA de poluentes específicos. (BHATNAGAR et al., 2013).

Esta transferência de moléculas da fase líquida para a fase de adsorção em CA pode ser descrita por vários modelos cinéticos. Rosen (1952) propôs um modelo de difusão superficial

homogêneo (HSDM) para simular a cinética de adsorção de compostos orgânicos em água ultrapura ou água natural em carvão ativado.

### 3.9 LIXIVIADO

O lixiviado de aterro pode ser definido como o líquido produzido a partir da umidade natural e da água presente na matéria orgânica residual, os produtos de biodegradação da matéria orgânica e a água permeada dentro da camada de cobertura e da unidade de aterro, e o lixiviado dissolvido é adicionado ou matéria suspensa extraída de resíduos (LANGE e AMARAL, 2009).

Após a precipitação pluviométrica sobre a massa de resíduos, o fluxo de água pelos vazios da massa sólida determina o seu contato e mistura com o chorume, resultando em um líquido que apresenta vários tipos de poluentes: compostos orgânicos biodegradáveis, compostos nitrogenados, sólidos em suspensão e, em alguns casos, metais pesados e compostos tóxicos, entre outros. Este líquido, ou essa mistura de líquidos, conceitua-se modernamente como lixiviado (BIDONE, 2008).

As características físicas, químicas e biológicas do lixiviado dependem do tipo de aterro, do grau de decomposição, do clima, da estação do ano, da idade do aterro, da profundidade dos resíduos depositados, do tipo de operação do aterro e outros fatores.

O lixiviado de aterro é composto basicamente por uma mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas, no estado de solução e colóide, e diversos tipos de microrganismos (ANDRADE, 2002).

A composição química e microbiológica do lixiviado é muito complexa e variável, pois além de depender das características do resíduo depositado, também é afetada pelas condições ambientais, pelo funcionamento do aterro e pelos processos de decomposição que ocorrem dentro das células. Portanto, pode-se dizer que a composição do chorume pode variar muito de um local para outro, e entre o mesmo local e as estações do ano (REINHART; GROSH, 1998)

No entanto, a composição do lixiviado é mais diretamente afetada pelas características do resíduo e sua decomposição. A taxa e as características da produção de líquido e biogás variam ao longo do processo de biodegradação, refletindo os processos que ocorrem no aterro. A duração dessas etapas depende das condições físicas, químicas e microbiológicas que se desenvolvem ao longo do tempo no aterro (POHLAND; HARPER, 1986, apud Moravia, 2010).

O tempo de aterramento afetará a qualidade do lixiviado. Acredita-se que seu potencial de poluição seja inversamente proporcional ao tempo do aterro, embora esse achado não seja tão óbvio em um aterro em operação (LANGE e AMARAL, 2009).

Os aterros sanitários mais comuns recebem uma mistura de lixo doméstico, lixo comercial e lixo industrial misturado, mas não incluem grandes quantidades de lixo químico específico. Desta forma, o lixiviado pode ser caracterizado como uma solução aquosa contendo quatro grupos de poluentes: substâncias orgânicas dissolvidas (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais difíceis de degradar, como ácido húmico e ácido fúlvico), componentes macroscópicos inorgânicos ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ), metais pesados ( $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ) compostos orgânicos xenobióticos de baixa concentração (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, etc.) de resíduos domésticos e resíduos químicos (LANGE e AMARAL, 2009).

Na Tabela 5 é apresentada a composição do lixiviado para os principais aterros brasileiros. De acordo com Lange e Amaral (2009), esses valores são um indicativo das possíveis variações encontradas nesse efluente para diferentes aterros no Brasil.

Tabela 5 - Variação da Composição do Lixiviado em Aterros Brasileiros

VARIAVEL	FAIXA MÁXIMA	FAIXA MAIS PROVAVEL	FVMP (%) <sup>3</sup>
<b>pH</b>	5,7 – 8,6	7,2 – 8,6	78
<b>Alcalinidade total (mg/L de CaCO<sub>3</sub>)</b>	750 – 11.400	750 – 7.100	69
<b>Dureza (mg/L de CaCO<sub>3</sub>)</b>	95 – 3.100	95 – 2.100	81
<b>Condutividade (µS/cm)</b>	2.950 – 25.000	2.950 – 17.660	77
<b>DBO (mg/L de O<sub>2</sub>)</b>	< 20 – 30.000	< 20 – 8.600	75
<b>DQO (mg/L de O<sub>2</sub>)</b>	190 – 80.000	190 – 22.300	83
<b>Óleos e graxas (mg/L)</b>	10 – 480	10 – 170	63
<b>NTK (mg/L de N)</b>	80 – 3.100	Não há	-
<b>N-amoniacal (mg/L de N)</b>	0,4 – 3.000	0,4 – 1.800	72
<b>N-orgânico (mg/L de N)</b>	5 – 1.200	400 – 1.200	80
<b>N-nitrito (mg/L de N)</b>	0 – 50	0 – 15	69
<b>N-nitrato (mg/L de N)</b>	0 – 11	0 – 3,5	69
<b>P-total (mg/L)</b>	0,1 – 40	0,1 – 15	63
<b>Sulfeto (mg/L)</b>	0 – 35	0 – 10	78
<b>Sólidos totais (mg/L)</b>	3.200 – 21.900	3.200 – 14.400	79
<b>Sólidos totais fixos (mg/L)</b>	630 – 20.000	630 – 5.000	60
<b>Sólidos totais voláteis (mg/L)</b>	2.100 – 14.500	2.100 – 8.300	74
<b>Sólidos suspensos totais (mg/L)</b>	5 – 2.800	5 – 700	68
<b>Sólidos suspensos voláteis (mg/L)</b>	5 - 530	5 – 200	62

Fonte: Adaptado de Machado (2013)

<sup>3</sup> FMVP: Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

A caracterização do efluente pode geralmente ser realizada em três níveis: identificação individual de compostos, identificação de categorias de compostos e determinação de parâmetros coletivos específicos e não específicos (BARKER; STUCKEY, 1999).

Parâmetros agregados específicos ou convencionais são métodos padronizados comumente usados na literatura para caracterizar efluentes, enquanto parâmetros agregados não específicos, como DQO inerte, biodegradabilidade aeróbia, distribuição de massa molar e húmus são entendidos como os métodos de caracterização descobertos. Documentos que ainda não foram padronizados, fornecendo informações sobre características específicas do efluente (MORAVIA, 2010).

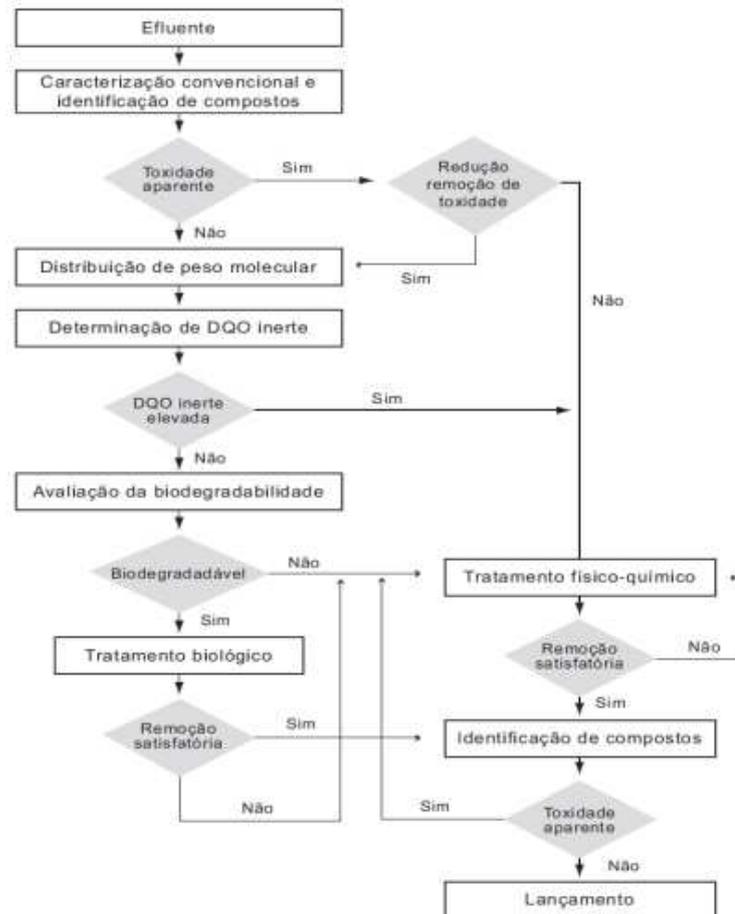
Os principais parâmetros físicos e químicos utilizados na caracterização coletiva específica do lixiviado são: potencial de hidrogênio (pH), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (COD), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>3</sub>), fósforo, cloreto, alcalinidade, séries sólidas e metais pesados.

Moravia (2010) ressalta que o uso de representação coletiva não específica de parâmetros fornece informações práticas para a compreensão dos fenômenos que ocorrem em quase todas as etapas do tratamento, para que a tecnologia possa ser aprimorada, procedimentos operacionais mais eficazes possam ser definidos e modelos matemáticos possam ser aprimorados. Portanto, um processo de estação de tratamento de lixiviado mais coerente pode ser projetado para remover matéria orgânica.

Em sua pesquisa, Amaral (2007) buscou ajustar e/ou desenvolver métodos analíticos que utilizem parâmetros coletivos e identificação de compostos orgânicos para caracterizar o chorume de aterro. A caracterização por meio de parâmetros convencionais fornece uma indicação das substâncias que devem ser removidas durante o processo, enquanto a caracterização individual pela identificação do composto pode detectar a toxicidade dos microrganismos envolvidos no processo e a toxicidade dos compostos liberados no meio ambiente que podem colocar em risco a saúde humana.

Ainda de acordo com Amaral (2007), caso seja detectada a presença de determinados compostos de alta concentração que podem inibir o processo de degradação, o efluente pode ser submetido a um processo de redução dessa toxicidade. Exemplos de processos são: adsorção, oxidação química, precipitação química e etc., como podemos ver na figura 1. Para viabilizar o tratamento biológico, devido ao baixo custo desse método, desde que seja economicamente viável, o pré-tratamento também pode ser inserido.

**Figura 1 - Caracterização do Lixiviado**



Fonte: Amaral (2007)

### 3.10 LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS

Mello (2011) diz que em aterros sanitários, os resíduos se decompõem com o tempo para produzir lixiviado, que é o problema mais sério na operação de aterros sanitários.

Segundo a NBR 8849/1985, O lixiviado, também conhecido como chorume lixiviado, pode ser definido como líquido perolado produzido pela decomposição de substâncias contidas em resíduos sólidos e possui as características de cor profunda, cheiro desagradável, alta demanda bioquímica de amônia e DBO. Cavalcanti (2013) resume, dizendo que o chorume é constituído basicamente por água rica em sais, metais pesados e matéria orgânica, todos solúveis.

Cavalcanti (2013) Chama-se a atenção para alguns fatores que interferem nas características químicas, físicas e biológicas do lixiviado, como o tipo de resíduo depositado no aterro, o grau de decomposição, o clima, a idade, a profundidade do aterro e o tipo de operação aplicada no aterro. Portanto, sua composição pode variar de um local para outro ou no mesmo local em diferentes épocas do ano (TELLES, 2010).

Quando os resíduos chegam ao aterro e são acondicionados, começa o processo de degradação e, conseqüentemente, a formação do lixiviado. Souto (2009) cita quatro fases distintas na degradação dos resíduos: fase aeróbia, fase anaeróbia ácida, fase metanogênica instável e fase metanogênica estável, além de uma fase final de maturação.

- **Fase Aeróbia**

O resíduo recém-processado contém grande quantidade de oxigênio, o que faz com que ocorra degradação aeróbia nesta fase (FARQUHAR E ROVERS, 1973). Cavalcanti (2013) explicou que as bactérias aeróbias consomem oxigênio ao metabolizar cadeias de carboidratos complexos, proteínas e lipídios contidos nos resíduos orgânicos.

Souto (2009) enfatizou que a presença de lixiviado é muito rara nesta fase. Esse lixiviado, quando presente, geralmente é composto por material particulado arrastado pela corrente líquida, sais solúveis e pequenas quantidades de matéria orgânica solúvel (MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995).

Cavalcanti (2013) explica que os principais produtos dessa etapa são a água e o ácido carbônico, que aumentam a acidez do lixiviado. O autor enfatiza que essa fase pode durar dias ou meses, dependendo da quantidade de oxigênio disponível.

- **Fase Anaeróbia Ácida**

Nesta fase, os microrganismos convertem os compostos produzidos pelas bactérias aeróbias em ácido acético, ácido láctico, ácido fórmico, álcool, nitrogênio e enxofre por meio de um processo anaeróbio (CAVALCANTI, 2013). O autor enfatizou que o nível de gás carbônico começou a aumentar, resultando na formação de gás carbônico e na queda do pH para a faixa ácida.

Fieira (2014) cita dois processos que ocorrem nesta fase: a hidrólise (dissolução de materiais orgânicos) e a fermentação (os microrganismos obtêm energia através da degradação dos materiais orgânicos dissolvidos). Grande quantidade de matéria orgânica é dissolvida na água de percolação, resultando em altas concentrações de DBO e DQO (SILVA, 2009).

- **Fase Metanogênica Instável**

Esta fase corresponde à transição entre a fase ácida e a própria fase metanogênica (SILVA, 2009). As bactérias consomem o ácido anteriormente produzido para formar o acetato, transformando o aterro em um ambiente mais neutro, onde as bactérias metanogênicas

começam a se estabelecer (CAVALCANTI, 2013). O tempo para o resíduo atingir o estágio de produção de metano varia de vários meses a várias décadas (SILVA, 2009).

- **Fase Metanogênica estável**

Durante o estágio de metanogênese estável, o número de ácido acético e metanógenos torna-se grande o suficiente para consumir os ácidos orgânicos voláteis produzidos pelos microrganismos acidogênicos (SILVA, 2009). Devido ao consumo do ácido, o valor do pH da qualidade do resíduo aumenta, o que favorece as atividades de produção de metano (FIEIRA, 2014). A diminuição da DBO se deve ao fato de que os ácidos voláteis e outros compostos orgânicos facilmente biodegradáveis (responsáveis pelo alto valor de DBO na fase ácida) são agora quase totalmente consumidos e convertidos em gás no próprio aterro (SILVA, 2009). As características do lixiviado da fase produtora de metano são bastante estáveis (SOUTO, 2009)

- **Fase de Maturação**

Após o fechamento do aterro, o pH do lixiviado costuma ficar em torno de 7, e a concentração de compostos orgânicos e inorgânicos é relativamente baixa (SOUTO, 2009). Segundo Aristizábal (2010), nesta fase, o lixiviado conterá ácido húmico e ácido fúlvico, de difícil biodegradação. Pellinson (2013) fornece uma comparação entre as características dos parâmetros da fase ácida e da fase metanogênica.

### 3.11 FORMAS DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO

Devido às propriedades altamente tóxicas da lama, ela deve ser tratada adequadamente antes de ser lançada no meio ambiente ou na rede coletora de esgoto (FIEIRA, 2014). Entre os métodos mais utilizados, destacam-se o tratamento biológico, a reciclagem em aterro e o tratamento físico e químico (NAKAMURA, 2012).

A tecnologia de recirculação é um dos métodos mais famosos e comumente usados para promover a digestão acelerada de resíduos sólidos urbanos restritos por aterros sanitários. (LIBÂNIO, 2002). Na recirculação do lixiviado pelo aterro, o volume é reduzido devido ao aumento da evaporação e da taxa de degradação anaeróbia (FIEIRA, 2014).

Segundo Libânio (2002), a tecnologia de reciclagem combina a etapa de pré-tratamento anaeróbio no aterro com a perda por evaporação do líquido reciclado.

Outra técnica amplamente utilizada é o tratamento biológico. Cavalcanti (2013) enfatizou que os sistemas de tratamento biológico são muito eficazes quando o lixiviado é novo.

De acordo com Reisdörfer (2001), sistemas de tratamento biológico também podem ser usados para tratar lixiviado antigo, mas, neste caso, um processo de reposição é necessário para atingir padrões aceitáveis.

Cavalcanti (2013) explicou que em processos biológicos, microrganismos (bactérias, fungos e protozoários) convertem a matéria orgânica presente no efluente em dióxido de carbono, água e matéria celular, e o gás metano é formado no processo anaeróbio. Diferentes tratamentos biológicos podem ser aplicados ao lodo de aterro, com destaque para lagoas de estabilização e sistemas de lodo ativado (CEMPRE, 2010).

Fieira (2014) descreve o lago como um reservatório cavado no subsolo, com proteção adequada na encosta e no fundo. O autor destaca ainda que o sistema lagunar depende da área disponível para construção, da topografia do local, do grau de eficiência de processamento necessário e dos recursos disponíveis para a implantação do projeto. Thales et al. (2010) chamaram a atenção para o fato de que a necessidade de uma grande área para construção de lagoas é a principal desvantagem desse sistema.

Segundo Fieira (2014), no processo de lodo ativado, ocorre a síntese de células e a oxidação de substâncias orgânicas no reator, que contém um grande número de microrganismos. Bacelar (2010) relatou que sistemas de lodo ativado têm sido amplamente usados para tratar o lixiviado. No entanto, o autor enfatiza que o sistema precisa ser complementado com alguns tratamentos de filtração em três estágios, como osmose reversa, nanofiltração ou ultrafiltração.

Rita (2002) destaca outras deficiências do sistema de lodo ativado, como a necessidade de suprimento de oxigênio, altos custos operacionais, grande produção de lodo e baixa eficiência de descoloração. Entre as principais desvantagens dos processos biológicos, destacam-se a dificuldade de controle das populações microbianas e o tempo relativamente longo necessário para que os efluentes atinjam padrões aceitáveis (SERAFIM et al, 2003).

O tratamento físico e químico, como o processo de oxidação avançada, é um tipo de tecnologia de limpeza, que possui forte capacidade de danificar poluentes e alta eficiência no tratamento de substâncias de difícil tratamento (MORAIS, 2005).

Segundo Reisdörfer (2011) a desvantagem é o alto custo. Rodrigues (2005) explica que a vantagem dessa tecnologia é que ela pode ser aplicada em aterros antigos, onde o lixiviado apresenta baixa biodegradabilidade e alta concentração de compostos refratários.

De maneira geral, quando o lixiviado de aterro é submetido ao sistema tradicional de tratamento de esgoto já citado, ainda existem altas concentrações de poluentes, principalmente

cargas orgânicas, que representam riscos ao meio ambiente e à saúde pública (CECCONELLO, 2005).

### 3.12 O USO DE MÉTODOS TERMOANÁLITICOS PARA ANÁLISE DE MATRIZES DE INTERESSE AMBIENTAL.

Análise térmica é definida como “um grupo de técnicas na qual uma propriedade física de uma substância e/ou de seus produtos de reação é medida em função da temperatura, enquanto a substância é submetida a uma variação de temperatura controlada e programada.

As técnicas termoanalíticas mais utilizadas são termogravimetria (TG) e análise térmica diferencial (DTA) seguida por calorimetria exploratória diferencial (DSC). Essas técnicas são amplamente aplicadas em pesquisas envolvendo polímeros, produtos farmacêuticos, controle de qualidade, minerais, ligas, metais e outros, dessa forma estão descritas sucintamente a seguir.

A termogravimetria (TG) é uma técnica na qual a variação de massa que ocorre na amostra (perda ou ganho) em uma atmosfera controlada é registrada continuamente como uma função da temperatura ou do tempo. A termogravimetria derivada (DTG), por sua vez é a derivada da variação de massa em relação ao tempo e a temperatura. Através das curvas DTG é possível a obtenção de informações do ponto inicial e final do processo indicando com mais clareza as temperaturas inicial e final e principalmente os produtos intermediários gerados durante a decomposição.

Na análise térmica diferencial (DTA), a diferença na temperatura entre uma substância e um material de referência (sujeitos a um mesmo gradiente de temperatura controlado) é medida em função da temperatura. O DTA permite o reconhecimento de efeitos térmicos, ou seja, de picos resultantes tanto de modificações físicas bem como de reações químicas induzidas por variações de temperatura na amostra.

A calorimetria exploratória diferencial (DSC) é uma técnica na qual se mede as diferenças no fluxo de calor na substância e referência em função da temperatura, enquanto as duas estão submetidas a um programa de temperatura controlada. Os experimentos de DSC medem as variações de energia térmica para manter em equilíbrio as temperaturas da amostra e referência durante o evento térmico.

A Tabela 6 exhibe as principais técnicas termoanalíticas e indica a propriedade medida em cada uma delas.

Tabela 6 – Principais técnicas termoanalíticas e as respectivas propriedades e medidas.

<b>Técnicas</b>	<b>Propriedade medida</b>
Termogravimetria (TG)	Massa
Termogravimetria derivada (DTG)	
Análise térmica diferencial (DTA)	Temperatura
Calorimetria exploratória diferencial (DSC)	

Termogravimetria (TG), análise térmica diferencial (DTA) e calorimetria exploratória diferencial (DSC) são técnicas ainda pouco utilizadas para caracterizar os vários tipos de resíduos de interesse ambiental. No entanto, estudos recentes demonstram o crescente uso das mesmas na caracterização da matéria orgânica produzida no processo de estabilização biológica. Vários pesquisadores propuseram o uso da análise térmica para a obtenção de informações sobre a cinética de decomposição térmica de resíduo sólido domiciliar e do composto maturado, dos estágios de degradação e da estabilidade da matéria orgânica presente no composto maturado.

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 PREPARO DO RESÍDUO AGROINDUSTRIAL DE ACEROLA

O resíduo de acerola utilizado nesse trabalho foi cedido pela indústria de beneficiamento de frutas NIAGRO - Nichirei do Brasil Agrícola Ltda., localizada no distrito industrial em Petrolina/PE. Esse resíduo é composto por cascas, sementes e polpa remanescente do processamento da acerola e foi cedido ainda úmido pela indústria. Nesse trabalho, o resíduo de acerola foi utilizado desidratado e como matéria prima para produção de carvão ativado.

O resíduo de acerola desidratado foi obtido em secador de bandejas com circulação forçada de ar a uma temperatura de 55 °C até que fosse atingida massa constante. Após o processo de secagem, o resíduo foi submetido a um processo de armazenamento em embalagens de polietileno a vácuo.

#### 4.1.1 Carvão de Resíduo de Acerola

Foram elaborados dois tipos de carvão:

- a) O carvão tendo como matéria-prima apenas o resíduo desidratado da acerola
- b) O carvão tendo como matéria-prima o resíduo de acerola após a adsorção do lixiviado

Para o carvão obtido no caso a) o resíduo agroindustrial de acerola desidratado foi moído em um moinho de facas, e então submetido ao processo de elaboração do carvão. O resíduo foi calcinado em cápsulas de porcelana, introduzidas em um forno mufla e aquecidas em diferentes condições de temperatura (entre 200 e 1000 °C) e de tempo (entre 30 e 90 minutos), conforme apresentado na Tabela 7. Esse carvão foi utilizado para adsorção dos íons  $\text{Cu}^{+2}$  contido em solução padrão.

O carvão no caso b) foi obtido após o processo de adsorção do lixiviado na melhor condição de adsorção, o processo é descrito no item 4.3. O adsorvente contaminado com o lixiviado foi seco em condições ambientais, sob incidência da luz direta do sol, e após secagem uma amostra dessa biomassa contaminada foi calcinado nas mesmas condições do carvão obtido nas condições do caso a).

Tabela 7 - Condições de Elaboração do Carvão de Resíduo de Acerola

ENSAIO	TEMPERATURA (°C)	TEMPO DE CALCINAÇÃO (MIN)
1	200	30
2		60
3		90
4	300	30
5		60
6		90
7	400	30
8		60
9		90
10	500	30
11		60
12		90
13	600	30
14		60
15		90
16	700	30
17		60
18		90
19	800	30
20		60
21		90
22	900	30
23		60
24		90
25	1000	30
26		60
27		90

Fonte: Autor, 2021

O carvão obtido para cada ensaio foi armazenado em recipiente hermeticamente fechado, e submetidos à análises de área superficial.

## 4.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DO CARVÃO E FÍSICO QUÍMICA DO LIXIVIADO

### 4.2.1 Caracterização Física do Carvão Ativado

A caracterização física do carvão elaborado com o resíduo de acerola em diferentes condições de processo foi realizada no Laboratório de Síntese de Materiais Cerâmicos da Unidade Acadêmica de Engenharia de Materiais da Universidade Federal de Campina Grande (LabSMaC/UAEMa/UFCG).

#### 4.2.1.1 Área superficial

A área superficial total dos carvões elaborados foi calculada através do método BET, método de adsorção gasosa com N<sub>2</sub> a 77 K pela Equação 1, baseando-se na quantificação do número de nitrogênio adsorvido pelo material analisado.

$$S_{\text{BET}} = (M_m N_A A) / MM \quad (1)$$

Onde:

$M_m$  = massa de moléculas em uma monocamada completa

$N_A$  = Número de Avogadro

$A$  = Área da superfície ocupada por uma molécula de nitrogênio

$MM$  = Massa molecular do nitrogênio

Para isso, uma massa conhecida da amostra foi desgaseificada e submetida a vácuo a uma determinada temperatura com o objetivo de eliminar os possíveis contaminantes contidos na amostra.

#### 4.2.2 Caracterização Físico-química do Lixiviado

O lixiviado utilizado nesse trabalho foi coletado no aterro sanitário do município de Campina Grande, na tubulação “LtL” onde concentram os líquidos gerados em todas as células desse aterro. A coleta do lixiviado foi realizada em parceria com o Grupo de Geotecnia Ambiental dessa instituição (GGA/UFCG).

A caracterização físico-química do lixiviado foi realizada seguindo as metodologias descritas em APHA (2002) quanto à pH, alcalinidade total, cloretos, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Todas as análises físico-químicas do lixiviado desse trabalho foram realizadas em parceria com o Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA/UFCG).

### 4.3 ADSORÇÃO EM LIXIVIADO COM RESÍDUO DE ACEROLA DESIDRATADO

O estudo da adsorção de matéria orgânica do lixiviado foi realizado com o resíduo de acerola desidratado (RAD). O estudo da adsorção em lixiviado utilizando o resíduo agroindustrial de acerola desidratado foi conduzido em um sistema de batelada, utilizando

frascos erlenmeyers de 250 mL, em que foram avaliados duas razões massa e volume de lixiviado, monitorando a DBO do lixiviado por um tempo de 24 horas, conforme mostrado na tabela 8.

Tabela 8 - Ensaios de Adsorção em Lixiviado com Resíduo de Acerola Desidratada

ENSAIOS	RESÍDUO:LIXIVIADO (g.mL <sup>-1</sup> )	TEMPO (HORAS)
1	1:100	0
2		5
3		10
4		24
5	5:100	0
6		5
7		10
8		24

Fonte: Autor, 2021

Os frascos foram acondicionados em um shaker modelo MA 420, da marca Marconi, sob agitação controlada em 175 rpm e com uma temperatura de 30 °C, conforme descrito em Sampaio (2009).

O estudo foi realizado por um período de 24 horas, as amostras eram coletadas com intervalo tempo de acordo com a tabela 8 e em cada tempo um frasco era retirado do sistema e submetido a um processo de filtração com papel de filtro qualitativo.

Cada amostra do lixiviado foi submetida às análises físico-químicas seguindo as mesmas metodologias descritas no item 4.2.2 para a caracterização físico-química do lixiviado inicial.

#### 4.4 ADSORÇÃO EM SOLUÇÕES DE COBRE COM CARVÃO ATIVADO

##### 4.4.1 Cinética de Adsorção

Nessa etapa do trabalho, os ensaios de adsorção foram realizados em três diferentes concentrações iniciais de soluções de cobre (100, 250 e 500 mg.L<sup>-1</sup>), massa de adsorvente de 1g, sendo coletadas amostras nos tempos de 2 a 240 minutos. Foram aplicados modelos cinéticos empíricos.

Todas as soluções de íons cobre foram preparadas a partir do sal  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  PA, e a concentração de íons de cobre, em todas as amostras, foi determinada pelo método de espectrometria de absorção atômica por chama, utilizando um equipamento *PG AA500*.

Os processos adsorptivos foram realizados sob condições descritas em Vitali (2008): pH em 6,00, velocidade de agitação de 200 rpm; e em Rocha (2006): relação entre massa de carvão (g) e volume de solução de cobre (mL) de 1:50.

A capacidade adsorptiva ( $q$ ) foi determinado expressando a massa adsorptiva do íon cobre na solução pela massa do carvão ativado. A equação de  $q$  foi obtida pelo balanço de massa aplicado ao sistema como apresentado na equação:

$$q = \frac{m_{adsob}}{m_{adsorv}} = \frac{V \cdot (C_i - C_t)}{m_{adsv}} \quad (2)$$

Onde

$m_{adsob}$  e  $m_{adsorv}$  são as massas do adsorbato em miligrama (mg) e do adsorvente em grama (g), respectivamente

$V$  é o volume da solução em L

$C_i$  e  $C_t$  = concentração inicial e no tempo do adsorbato na solução em  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

As equações empíricas usadas foram a de pseudo-primeira ordem, equação (3) e a de pseudo-segunda ordem, equação(4):

$$q_t = q_e \cdot (1 - \exp(-k'_1 \cdot t)) \quad (3)$$

$$q_t = \frac{k'_2 \cdot q_e^2 \cdot t}{1 + k'_2 \cdot q_e \cdot t} \quad (4)$$

Sendo

$q_t$  e  $q_e$  as capacidades adsorptivas e de equilíbrio, respectivamente, expressas em mg de adsorbato por grama de adsorvente

$k'_1$  e  $k'_2$  as constantes cinéticas dos modelos de pseudo- primeira e segunda ordem, expressas em ( $\text{min}^{-1}$ ) e ( $\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ ), respectivamente

$t$  o tempo relativo as obtenções dos dados de capacidade adsorptiva durante a cinética de adsorção em minutos

#### 4.4.2 Isotermas de Adsorção

Os ensaios foram realizados em três temperaturas diferentes (30, 40 e 50 °C). Foram utilizados frascos erlenmeyers contendo 1 g do carvão e 50 mL da solução de íons de cobre. Os ensaios foram realizados em uma incubadora do tipo *shaker* e o pH dos ensaios foi controlado utilizando soluções de hidróxido de sódio e ácido clorídrico.

Por fim, as amostras foram filtradas em papel de filtro qualitativo e armazenadas em frasco âmbar até o momento da análise da concentração de íons de cobre.

O percentual de cobre retido calculado levando em consideração a concentração inicial de íons de cobre em solução e a concentração de íons de cobre após o processo adsorptivo, como demonstrado na equação 4.

$$\text{Equação: } \% \text{ Cu} = [(C_{\text{Cui}} - C_{\text{Cut}}) / C_{\text{Cui}}] \times 100 \quad (5)$$

Onde:

- % Cu: percentual de cobre retido (%);
- $C_{\text{Cui}}$ : concentração inicial de íons de cobre em solução; e
- $C_{\text{Cut}}$ : concentração de íons de cobre em solução em cada tempo.

As isotermas de adsorção foram construídas levando em consideração a capacidade adsorptiva e a concentração na condição de equilíbrio e tratadas pelos modelos de Langmuir, equação (4), e Freundlich, equação (5), objetivando determinar os parâmetros de adsorção.

$$q_{\text{ads}} = q_{\text{ads,max}} \cdot \left( \frac{K_L \cdot C_{\text{eq}}}{1 + K_L \cdot C_{\text{eq}}} \right) \quad (6)$$

Onde

$q_{\text{ads}}$  representa a quantidade de íons de cobre adsorvidas no bagaço de acerola, ( $\text{mg g}^{-1}$ )  $C_{\text{eq}}$  é a concentração no equilíbrio na solução [ $\text{mg L}^{-1}$ ],

$K_L$  é a constante de equilíbrio relacionada com a afinidade dos sítios ligantes [ $\text{L g}^{-1}$ ]  $q_{\text{ads,max}}$  é definida como a capacidade de adsorção em monocamadas, que represente a quantidade máxima de adsorbato por unidade de massa de adsorvente [ $\text{mg g}^{-1}$ ].

$$q_{ads} = K_F \cdot (C_{eq})^{\frac{1}{n}} \quad (7)$$

Onde  $q_{ads}$  representa a quantidade de contaminante adsorvido no bagaço de acerola [ $\text{mg g}^{-1}$ ]

$K_F$  é a constante de Freundlich relacionada com a capacidade adsortiva [ $\text{mg g}^{-1}$ ]

$C_{eq}$  é a concentração no equilíbrio na solução [ $\text{mg L}^{-1}$ ] e  $1/n$  é definida como o fator de intensidade de adsorção e é adimensional.

#### 4.4.3 Avaliação das Condições de Adsorção

Com o conhecimento do tempo de equilíbrio de adsorção de íons de cobre no carvão de resíduo de acerola, foi realizado um estudo da influência das condições de adsorção sobre o percentual de remoção de íons cobre. Para isso, foi realizado um planejamento fatorial do tipo  $2^3$  com cinco repetições no ponto central, totalizando 13 ensaios, sendo estes realizados de forma aleatória.

No planejamento experimental, as variáveis independentes foram a temperatura, a velocidade de agitação e a relação entre massa de adsorvente e o volume de solução de íons de cobre. A variável dependente foi o percentual de remoção de íons de cobre.

O planejamento experimental seguiu os níveis estipulados na Tabela 9 e a matriz do planejamento está apresentada na Tabela 10 que apresenta as variáveis utilizadas no planejamento, bem como suas codificações e seus níveis.

Tabela 9 - Níveis do Planejamento Experimental

Variável	(-1)	(0)	(+1)
Temperatura (°C)	30	40	50
Velocidade de agitação (rpm)	150	175	200
Massa de adsorvente: volume(mg:mL)	500:50	1000:50	1500:50

Fonte: Autor, 2021

Tabela 10 - Matriz do Planejamento Fatorial  $2^3$  com Cinco Repetições no Ponto Central

ENSAIO	TEMPERATURA (°C)	VELOCIDADE DE AGITAÇÃO (rpm)	M:V(mg:mL)
1	- 1 (30)	- 1 (150)	- 1 (500:50)
2	+ 1 (50)	- 1 (150)	- 1 (500:50)
3	- 1 (30)	+ 1 (200)	- 1 (500:50)
4	+ 1 (50)	+ 1 (200)	- 1 (500:50)
5	- 1 (30)	- 1 (150)	+ 1 (1500:50)
6	+ 1 (50)	- 1 (150)	+ 1 (1500:50)
7	- 1 (30)	+ 1 (200)	+ 1 (1500:50)

<b>8</b>	+ 1 (50)	+ 1 (200)	+ 1 (1500:50)
<b>9</b>	0 (40)	0 (175)	0 (1000:50)
<b>10</b>	0 (40)	0 (175)	0 (1000:50)
<b>11</b>	0 (40)	0 (175)	0 (1000:50)
<b>12</b>	0 (40)	0 (175)	0 (1000:50)
<b>13</b>	0 (40)	0 (175)	0 (1000:50)

Fonte: Autor, 2021

Nessa etapa do trabalho os ensaios de adsorção foram realizados nas condições fixadas no planejamento experimental, com pH em 6,00 e em temperaturas diferentes. A concentração da solução de íons de cobre foi baseada nos resultados obtidos no estudo da capacidade máxima adsorptiva do carvão e o tempo de adsorção foi baseado no tempo de equilíbrio determinado através da cinética de adsorção.

A análise do planejamento experimental foi realizada utilizando-se o software Statistica 12.0 determinando a influência da temperatura, da velocidade de agitação e da relação entre a massa de adsorvente e o volume de solução sob o percentual de retenção dos íons de cobre no carvão de acerola.

#### 4.5 ANÁLISE TERMOGRAVIMÉTRICA

O estudo das amostras do resíduo de acerola seco e do lixiviado realizou-se empregando a análise termogravimétrica (TG) para fornecer informações sobre as reações de desidratação e decomposição térmica da matéria orgânica.

##### 4.5.1 Termogravimetria (TG)

As análises termogravimétricas (TG) foram obtidas em um equipamento Shimadzu DTG 60H, com uma massa de aproximadamente 5mg de amostra, taxa de aquecimento de 10°C/min e vazão do gás de 100 mL/min da temperatura ambiente até 1000°C, sob atmosfera inerte de nitrogênio, no Laboratório de Termoanálises da Unidade Acadêmica de Engenharia de Materiais da Universidade Federal de Campina Grande (UAEMA/UFCG).

#### 4.6 INCORPORAÇÃO DO RESÍDUO DE ACEROLA E DO CARVÃO ATIVADO COM LIXIVIADO EM ARGAMASSA

O estudo da incorporação do resíduo na composição da argamassa foi realizado com grandes quantidades dos materiais nas condições que apresentaram melhores características adsorptivas.

Em todo o trabalho, foram moldados corpos de prova referentes às argamassas de assentamento no traço 1:2:9 (cimento:cal:areia), em massa.

Foram elaborados corpos de prova utilizando o resíduo de acerola desidratado (RAD) e como substituinte parcial do cimento e corpos de prova utilizando o carvão da biomassa contaminado (CBC) como substituinte parcial de cimento, sendo, nos dois casos, seguindo as proporções apresentadas na Tabela 11.

Os corpos de prova foram confeccionados em moldes cilíndricos com dimensões de 5 cm de diâmetro e 10 cm de altura, de acordo com os procedimentos estabelecidos pela NBR 7215 (ABNT, 1996).

A cura dessas argamassas foi realizada em câmara úmida saturada com cal para evitar carbonatação, em períodos de 7, 21 e 60 dias.

Tabela 11 - Proporcionamento de Cada Argamassa

ENSAIO	% RAD e CBC	TEMPO DE CURA (dias)
1	0	7
2	10	
3	20	
4	30	
5	0	21
6	10	
7	20	
8	30	
9	0	60
10	10	
11	20	
12	30	

Fonte: Autor, 2021

A avaliação da incorporação desses materiais na composição da argamassa foi realizada através da determinação das mecânicas dos corpos de prova, com os ensaios de resistência a compressão simples NBR 7215 (ABNT, 1996).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados os resultados e discussões desde a caracterização do lixiviado como também da adsorção do mesmo e do bagaço de acerola e da inclusão do resíduo de acerola desidratado e do carvão da biomassa contaminada na incorporação da argamassa.

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO QUÍMICA DO LIXIVIADO

De acordo com os resultados obtidos na Tabela 12, pode-se salientar a importância dos estudos dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários. Tais informações fornecem de forma mais precisa o comportamento biodegradativo do experimento em questão.

Analisando a Tabela 12 percebe-se que no lixiviado dos resíduos sólidos urbanos de Campina Grande-PB foram analisados alguns parâmetros desde o início de estudo desta coleta até o os meses finais de monitoramento. Dentre estes parâmetros estão: pH, alcalinidade total, cloretos, DQO e DBO.

Tabela 12 – Caracterização do Lixiviado *in natura*

Mês	pH	Alcalinidade total(mg/L)	Cloreto (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)
<b>OUT/20</b>	7,83	12.550	6.848	18.648	30.375
<b>NOV/20</b>	8,46	6.000	6.648	13.497	9.000
<b>DEZ/20</b>	8,29	6.125	6.299	6.442	3.375
<b>JAN/21</b>	8,80	6.125	6.498	9.211	12.000
<b>FEV/21</b>	8,40	6.750	5.798	19.497	17.625
<b>MAR/21</b>	8,05	6.750	5.748	13.333	6.375
<b>ABR/21</b>	8,13	5.500	5.248	18.562	7.125
<b>MAIO/21</b>	8,17	5.688	4.998	8.131	28.125

#### 5.1.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH tem importância fundamental na digestão dos resíduos, pois suas variações podem acelerar ou inibir o processo de biodegradação do lixo (Monteiro, 2003). O seu comportamento no interior da massa do resíduo está diretamente relacionado aos produtos

formados a partir das várias fases de degradação da matéria orgânica em um processo anaeróbio.

O pH do meio anaeróbio, segundo Pinto (2000), está diretamente com as concentrações de álcalis e dos ácidos no sistema e bruscas alterações do pH afetam consideravelmente a atividade dos organismos metanogênicos. Os valores de pH do aterro sanitário, variaram 7,83 a 8,17 nos últimos meses analisados, identificando que o aterro encontra-se em estágio avançado de degradação, como está mostrado na Tabela 12.

Em estudos sobre a variação do pH em aterros sanitários, mostrou uma faixa de pH de 6,2 para a fase metanogênica instável e uma faixa de 7,4 para a fase metanogênica estável. (Monteiro, 2003). No caso do Aterro da Campina Grande-PB os valores de pH encontrados são superiores aos registrados na literatura técnica para a fase metanogênica estável, ou seja, mantém-se básico durante o monitoramento realizado.

Importante dizer que o pH em processos anaeróbios não é considerado um bom parâmetro de controle, pois não expressa a magnitude da ocorrência de eventuais falhas no processo (Leite, 1997). Foresti (1987) relatou que o controle dos digestores, a partir da medida do pH, não é suficiente por dois motivos: a) o pH é uma função logarítmica, e como tal, não reflete as flutuações na alcalinidade a bicarbonato; b) o valor do pH nada informa sobre problemas incipientes, apenas informa que o problema já ocorreu.

### **5.1.2 Alcalinidade Total**

De acordo com Lima & Nunes (1994) a alcalinidade está relacionada a sais alcalinos de sódio, cálcio e magnésio e mede a capacidade de a água neutralizar ácidos. Quando o pH é maior que 9,4 a alcalinidade é devido a hidróxidos e carbonatos, entretanto, quando o pH está entre 8,3 e 9,4, a alcalinidade é devido a carbonatos e bicarbonatos. A alcalinidade é expressa em mg/l de  $\text{CaCO}_3$ . Sabe-se que, águas de ambientes “alcalinos” e na presença de gás carbônico tem maior afinidade de se tamponarem por formarem naturais reservas de acidez e de basicidade (alcalinidade) pelo equilíbrio da relação ácido carbônico e carbonatos, resistindo às variações rápidas e maiores de pH.

Como a digestão de substratos complexos resulta na produção de ácidos intermediários, é importante que a alcalinidade do sistema seja suficiente para manter o pH na faixa considerada ótima. A alcalinidade pode ser gerada durante o processo de digestão pela produção de amônia, e, caso essa produção não atinja valores suficientes, deve-se adicionar alcalinizantes capazes de

aumentar a capacidade tampão do meio (Speece, 1981). Segundo o mesmo autor, as principais fontes de alcalinidade em um aterro são as proteínas que, ao serem hidrolizadas, liberam o gás  $\text{NH}_3$  que em solução aquosa e em presença de gás carbônico gera bicarbonato.

Estudos realizados por Barlaz et. al. (1989a), mostraram que concentrações variando de 6.900 mg/L a 8.000mg/L não provocaram inibição no sistema anaeróbio. Todavia, a questão mais importante é o potencial de aclimatação da biomassa e como as características de aclimatação são mantidas com o tempo de digestão. Desta maneira, mesmo que os valores das concentrações de sódio, pH e alcalinidade sejam altos, não mais interferem nos microrganismos degradadores de matéria orgânica, uma vez que estes provavelmente estejam aclimatados.

No primeiro mês de medição a alcalinidade se manteve em torno de 12.000 mg/L, mostrando que esse valor está de acordo com literatura para o início da fase metanogênica (Tchobanoglous et al.,1994). Estes fatores mostram que o aterro, embora não tenha muita idade, esteja em processo avançado de degradação microbiana. A concepção do aterro pode ter contribuído para um processo de digestão anaeróbia da matéria orgânica mais eficiente e rápido.

Estes indicadores de acordo com a Tabela 12, de alcalinidade total, vai decrescendo ao longo do tempo e profundidade indicando uma massa de resíduo homogênea e corroborando que o aterro sanitário encontra-se em constante degradação ao longo dos meses analisados e que está numa fase metanogênica estável.

### **5.1.3 Cloretos**

Segundo Junqueira (2020) a grande importância do monitoramento dos níveis de cloretos produzidos no aterro está relacionada à grande utilização desse parâmetro como um “traçador natural”. O nível de cloretos pode indicar o comportamento de uma pluma de contaminação, pois os cloretos são os primeiros compostos a serem identificados permitindo que ações sejam tomadas no sentido de conter a contaminação a partir da fonte de origem. Segundo esse pesquisador as concentrações de cloretos, mesmo elevadas, não alteram os processos biológicos Segundo Junqueira (2020) o cloro é o principal ânion inorgânico que ocorre em concentrações variáveis em águas naturais. Contudo, não há efeitos adversos à saúde humana resultantes da presença de grandes quantidades de cloreto. A maioria dos usos domésticos, agrícolas e industriais requer concentrações de cloreto inferiores a 250 mg/L.

os 4 primeiros meses analisados de acordo com a Tabela 12, observaram-se valores próximos, com uma média de 6574 mg/L. Ao final dos três meses subsequentes notou-se uma

redução nesse valor médio, passando para 6155 mg/L. Já no último mês esse valor reduz sensivelmente a 4998 mg/L, que de acordo com a literatura isso é coerente devido a idade avançada da massa de resíduo colocado nas células do aterro. Indicando que esta aterro apresenta uma massa de lixo homogênea, o que também foi confirmado por outros parâmetros já estudados.

Embora as concentrações de cloretos não afetem a biota microbiana no interior da massa de lixo, se consideradas altas em contato com os rios que circunvizinham ao aterro podem causar uma alteração na comunidade biótica. Pois, segundo a resolução do CONAMA deve existir recomendações fixadas para proteger os lençóis freáticos e vida aquática.

#### **5.1.4 DQO/DBO**

##### **5.1.4.1 DQO**

Segundo Lima & Nunes (1994) a variação da DQO em relação ao tempo de aterramento expressa, de forma indireta, o rendimento da atividade microbiana ativa. Assim, medir a DQO ao longo do tempo, significa aferir, indiretamente, a atividade microbiana. No lixiviado coletado do aterro sanitário o comportamento da DQO apresentou valores que oscilaram ao longo dos meses como mostra a Tabela 12. Isto indica que houve uma oscilação da atividade microbiana com o passar dos meses.

Batstone (1989) mostra a composição média do chorume produzido em aterros recentes e antigos. Para este pesquisador os resultados mostraram que para aterros velhos (>10anos) a DQO ficou em torno de 1.160mg/L e para aterros recentes (< 2 anos) estes valores ficaram em torno de 23.500mg/l. Rooket (2000), relata que as concentrações comuns em aterros alemães de 21 a 30 anos de idade a DQO ficou em torno de 1.225mg/L. O mesmo autor apresenta valores de DQO de acordo com a fase de degradação microbiana.

Analisando os valores de DQO, Tabela 12, observa-se um decréscimo até o terceiro mês, e a partir de então, esse comportamento começou a oscilar. Um dos fatores que podem elevar esse número é que na base do aterro existe uma camada de solo argiloso, mostrando que pode ter ocorrido um acúmulo de matéria orgânica no lixiviado, já que este líquido fica retido na camada de base.

De acordo a literatura aterros que se encontram estabilizados a faixa de DQO apresentada foi inferior a 1.000 mg/L. Ou seja, este aterro ainda está passando por uma fase de estabilização da massa de resíduo, pois é considerado ainda um aterro novo e que está em fase

de degradação. Lima & Nunes (1994) apresentaram uma faixa de variação de 1.000 mg/L a 5.000 mg/L para aterros na fase metanogênica, já nos anos atuais conforme, Junqueira 2020 a faixa de variação é de 5.000 mg/L a 10.000 mg/L. Os valores finais de DQO medidos estão na faixa sugerida por estes autores e são semelhantes aos encontrados por Junqueira (2020) e Baldochi (1990). Entretanto, estão acima aos apresentados por Rooket (2020) na fase metanogênica. Ressalta-se que o conteúdo de matéria orgânica e a composição dos resíduos variam conforme a fonte geradora e a região/município em que ele se encontra. Na Europa os valores de DQO geralmente são menores por apresentar também menor quantidade de matéria orgânica.

Apesar do lixiviado apresentar alguns picos em alguns meses, os valores de DQO decresceram depois desses picos, sugerindo que o processo evolutivo de degradação microbiana teve um bom rendimento, uma vez que os valores rapidamente atingiram as concentrações observadas na literatura para a fase metanogênica.

#### **5.1.4.2 DBO**

No aterro sanitário de Campina Grande-PB, assim como a DQO, foi observado uma oscilação das concentrações com o tempo. Entretanto, de maneira geral, comparando os resultados obtidos com os resultados apresentados por vários pesquisadores citados, pode-se dizer que os valores encontrados no lixiviado sugerem que o aterro encontra-se bioestabilizado. Deve-se levar em conta que outros parâmetros físico-químicos mostram que este aterro está em avançado processo de degradação.

Em citações de Fernández-Viña (2020) as concentrações médias de DBO para aterros novos são em torno de 10.000 mg/L e para aterros velhos (>10 anos) os valores das concentrações ficam numa faixa de 100 mg/L-2.000 mg/L. Comparando-se os valores de DBO encontrados no lixiviado com os dados apresentados por esses autores, pode-se dizer que os parâmetros do lixiviado estão dentro da faixa de variação encontrados em aterros de idades semelhantes, ou seja aterros novos com menos de 10 anos, justificando ainda mais que o aterro encontra-se na fase metanogênica de decomposição.

## 5.2 TRATAMENTO DO LIXIVIADO COM O RESÍDUO DE ACEROLA DESIDRATADO

A tabela 13 a seguir traz os dados referentes a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) do lixiviado inicialmente e após a adsorção desse lixiviado no resíduo de acerola desidratado (RAD).

Tabela 13 - Demanda Bioquímica de Oxigênio no Lixiviado após Adsorção com RAD

Ensaio	Resíduo:Lixiviado (g.mL <sup>-1</sup> )	Tempo (horas)	DBO (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )
1	1:100	0	41000
2		5	12000
3		10	7000
4		24	4300
5	5:100	0	38000
6		5	8000
7		10	5000
8		24	3000

Fonte: Autor, 2021

Por meios dos dados apresentados na Tabela 13 pode-se observar que a melhor razão de Resíduo:Lixiviado foi a de 5g de RAD para 100ml do lixiviado, em 24h de processo, pois houve uma redução na remoção de DBO em tonro de 92,11% na diminuição dessa demanda e quando se é utilizada 1 grama do RAD para 100 ml de lixiviado há uma redução da DBO em torno de 89,51%, monstrando que o resíduo de acerola desisdratado consegue junto com o lixiviado uma redução maior na porcentagem de DBO.

## 5.3 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E FÍSICO-QUÍMICA

O carvão vegetal produzido a partir do resíduo da indústria de cultivo de acerola foi fisicamente caracterizado e os resultados obtidos para cada temperatura e cada tempo de calcinação são mostrados na Tabela 14.

Tabela 14 - Elaboração do Carvão Vegetal

ENSAIO	TEMPERATURA (°C)	TEMPO DE CALCINAÇÃO (min)	ÁREA SUPERFICIAL (m <sup>2</sup> /g)
1	200	30	0,000
2		60	0,000
3		90	1,177
4		30	34,364

5	300	60	35,429
6		90	44,324
7	400	30	25,235
8		60	31,806
9		90	37,908
10	500	30	32,997
11		60	62,142
12	600	90	53,600
13		30	31,132
14		60	156,584
15	700	90	177,078
16		30	160,058
17		60	212,332
18	800	90	291,767
19		30	253,763
20		60	320,732
21	900	90	119,809
22		30	156,954
23		60	99,631
24	1000	90	15,290
25		30	7,622
26		60	15,583
27		90	65,997

Fonte: Autor, 2021

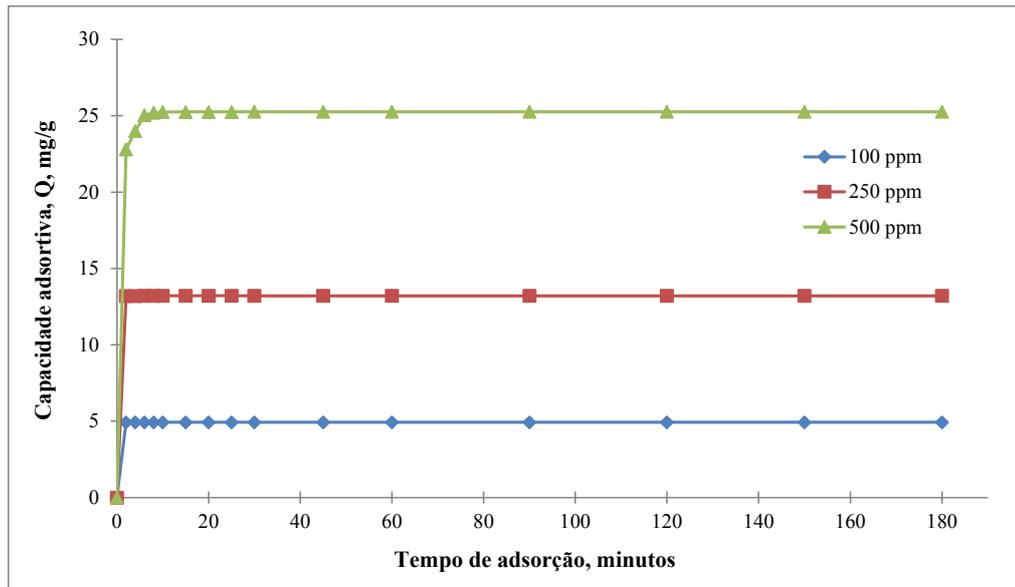
A partir da tabela de avaliação 14, pode-se ver que as condições ideais para a produção de carvão ativado a partir de resíduos de acerola desidratado, onde foram obtidas nessas condições, temperatura de calcinação de 800 °C e um tempo de 60 minutos, uma área superficial de 320,732 m<sup>2</sup>.g<sup>-1</sup>, onde este carvão possui características compatíveis a agregados miúdos e aglomerantes, podendo ser utilizados na substituição de agregados miúdos e/ou aglomerantes na construção civil, ou seja, substituindo areais finas, cimentos ou cal na composição da argamassa.

## 5.4 ADSORÇÃO DO Cu<sup>2+</sup> NO CARVÃO DO RESÍDUO DE ACEROLA

### 5.4.1 Cinética de adsorção de cobre em CRA

A solução sintética de cobre de diferentes concentrações do metal foi utilizada para realizar o processo de adsorção de carvão sobre íon cobre, e a curva cinética é mostrada na Figura 2.

Figura 2-Cinética da capacidade adsortiva do íon cobre sobre o bagaço de acerola.

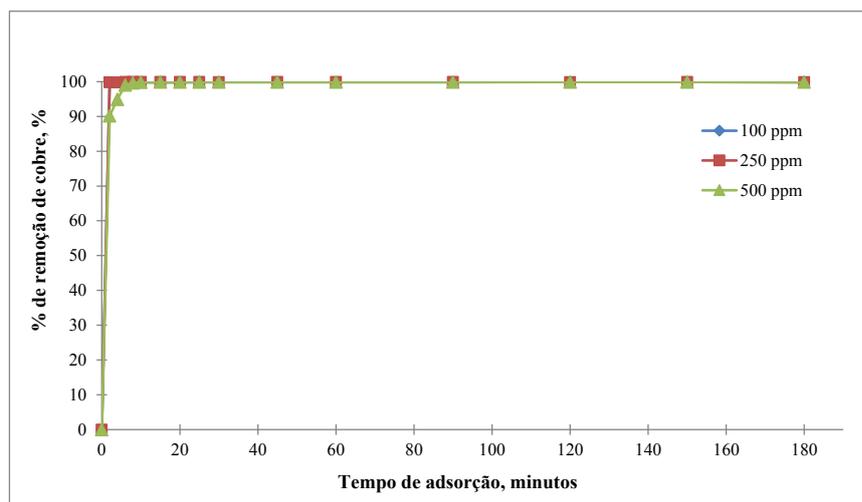


Fonte: Autor, 2021

Por meio do comportamento cinético apresentado na Figura 1 percebe-se que a adsorção do  $\text{Cu}^{2+}$  no carvão vegetal elaborado com resíduo de acerola apresenta uma cinética rápida atingido um tempo máximo de equilíbrio de 10 minutos e capacidade de equilíbrio máximo de  $25 \text{ mg.g}^{-1}$  quando utilizada uma solução de cobre de 500 ppm.

Na Figura 3 estão apresentadas as curvas de % de remoção de cobre ao longo do tempo.

Figura 3 - Percentual de Remoção do íon cobre ao longo do tempo.



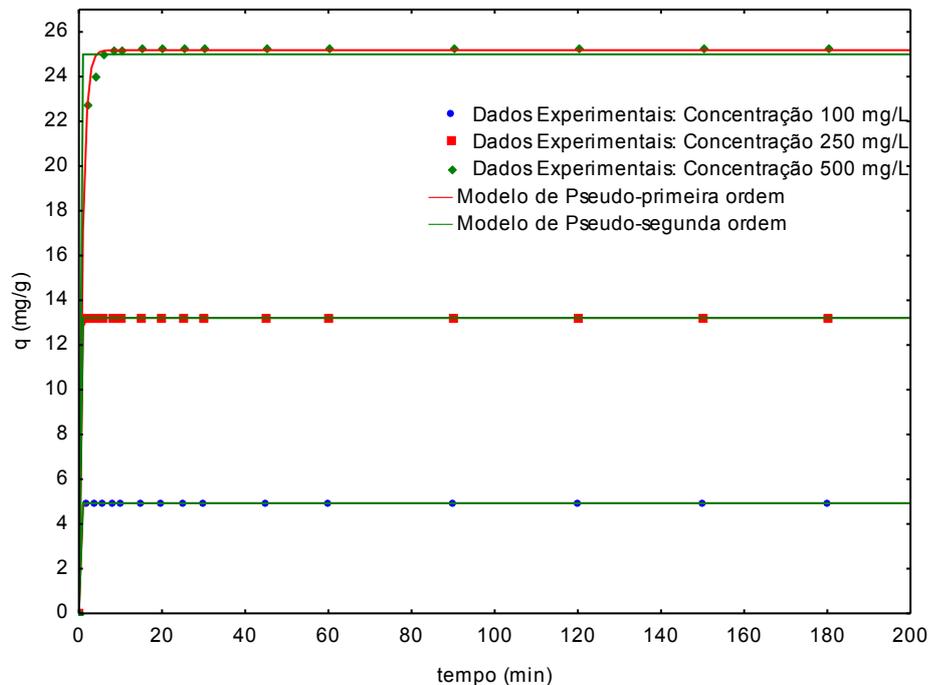
Fonte: Autor, 2021

Pode-se observar que para todas as concentrações de íon cobre estudadas, a porcentagem de remoção no tempo de equilíbrio de 10 minutos é da ordem de 100%, o que indica que o material possui alto grau de adsorção desses metais.

Bezerra et. al (2019) avaliou a remoção desse íon em solução aquosa usando um carvão ativado produzido a partir de lodo doméstico. O tempo de adsorção foi de 40 min, o estudo obteve resultados de remoção de 85% do poluente, atingindo seu equilíbrio no tempo de 2 minutos, o fato do pouco tempo de equilíbrio se dá referente a grande quantidade de massa utilizada no estudo, que tem influência direta no processo adsorptivo, onde a quantidade adsorvente utilizada foi de 80 mg para um volume de solução de cobre II de 50 mL. O estudo concluiu que o adsorvente produzido teve remoção significativa.

A Figura 4 apresenta os dados experimentais e o comportamento dos modelos cinéticos aplicados, objetivando verificar o mecanismo envolvido no processo de adsorção e valores de parâmetros cinéticos empíricos.

Figura 4 – Dados experimentais e modelos cinéticos aplicados ao longo do tempo



Fonte: Autor, 2021

Na Tabela 15 encontram-se os parâmetros cinéticos obtidos por meio do ajuste dos modelos de pseudo-primeira e pseudo-segunda ordem.

Tabela 15- Parâmetros cinéticos da adsorção do íon  $\text{Cu}^{2+}$  no bagaço de acerola

Modelos	Concentrações		
	100 mg.L <sup>-1</sup>	250 mg.L <sup>-1</sup>	500 mg.L <sup>-1</sup>
<b>Pseudo-primeira ordem</b>			
<b>q<sub>ea</sub> (mg.g<sup>-1</sup>)</b>	<b>4,93</b>	<b>13,21</b>	<b>25,18</b>
<b>k<sub>1a</sub> (min<sup>-1</sup>)</b>	<b>4,33</b>	<b>3,50</b>	<b>1,14</b>
<b>SSE</b>	0,000033	0,00036	0,96
<b>R<sup>2</sup></b>	0,999	0,999	0,998
<b>Pseudo-segunda ordem</b>			
<b>q<sub>ea</sub> (mg.g<sup>-1</sup>)</b>	<b>4,93</b>	<b>13,21</b>	<b>25,47</b>
<b>k<sub>2a</sub> (g.mg<sup>-1</sup>min<sup>-1</sup>)</b>	1960,7	<b>32,58</b>	<b>0,54</b>
<b>SSE</b>	0,000034	0,00026	0,67
<b>R<sup>2</sup></b>	0,999	0,999	0,998

Pode-se observar que independente do modelo aplicado as qualidades de ajustes foram elevadas e iguais, no entanto, os parâmetros cinéticos estimados pelo modelo de pseudo-segunda ordem, indicam, avaliando o SSE que mede o somatório dos desvios dos resíduos, são menores para o conjunto das concentrações avaliadas.

Bezerra et al (2019) no seu estudo de adsorção do íon  $\text{Cu}^{2+}$  utilizando um adsorvente produzido a partir de lodo doméstico na sua análise da cinética de adsorção fez ajuste aos modelos de pseudo-primeira ordem e pseudo-segunda ordem, observando que o modelo de pseudo-segunda ordem apresentou melhor ajustes aos dados experimentais com valor de 0,99 para o coeficiente de determinação, parâmetro estatístico utilizado como critério pelo autor. O modelo de pseudo-primeira ordem apresentou um capacidade máxima de adsorção de adsorção de 31,54mg.g<sup>-1</sup>. Isso nos dá informação de que a taxa de adsorção é proporcional ao quadrado da força motriz, e que o processo de adsorção ocorre em toda a faixa de tempo de contato, explicando assim o melhor ajuste e corroborando com os dados apresentados no presente estudo.

#### 5.4.2 Isotermas de Adsorção de Cobre em CRA

A isoterma de adsorção é a relação de equilíbrio entre a concentração na fase fluida e a concentração nas partículas adsorventes a uma determinada temperatura. As Figuras 5 e 6 mostram os dados experimentais e os comportamentos previstos pelos modelos de Langmuir e Freundlich, respectivamente.

Figura 5- Isotermas de adsorção do íon  $\text{Cu}^{2+}$  para as temperaturas de 30°C, 40°C, 50°C e 60°C dados experimentais e comportamento previsto pelo modelo de Langmuir.

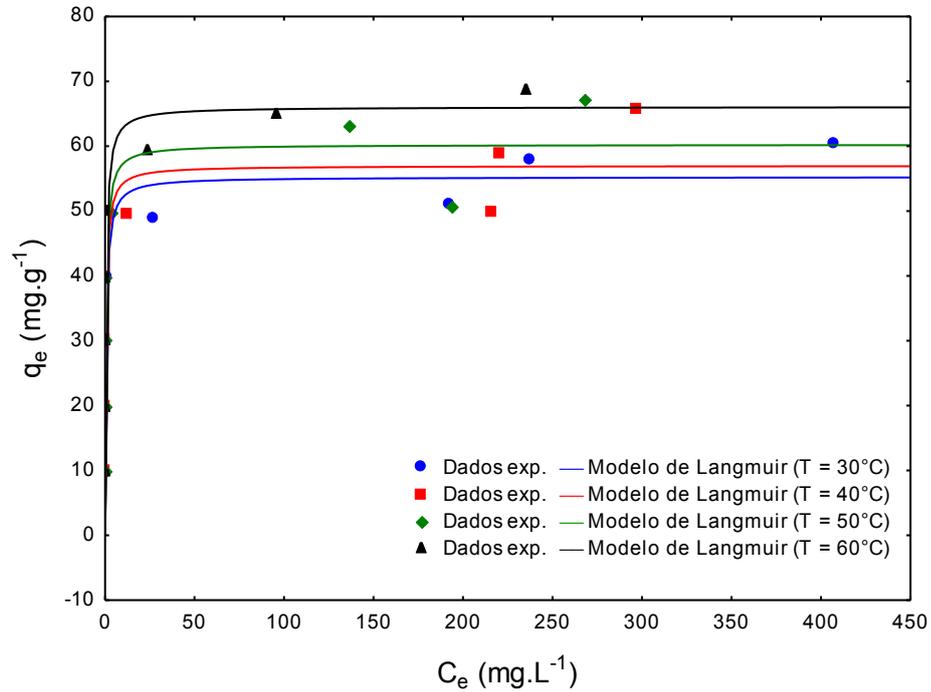
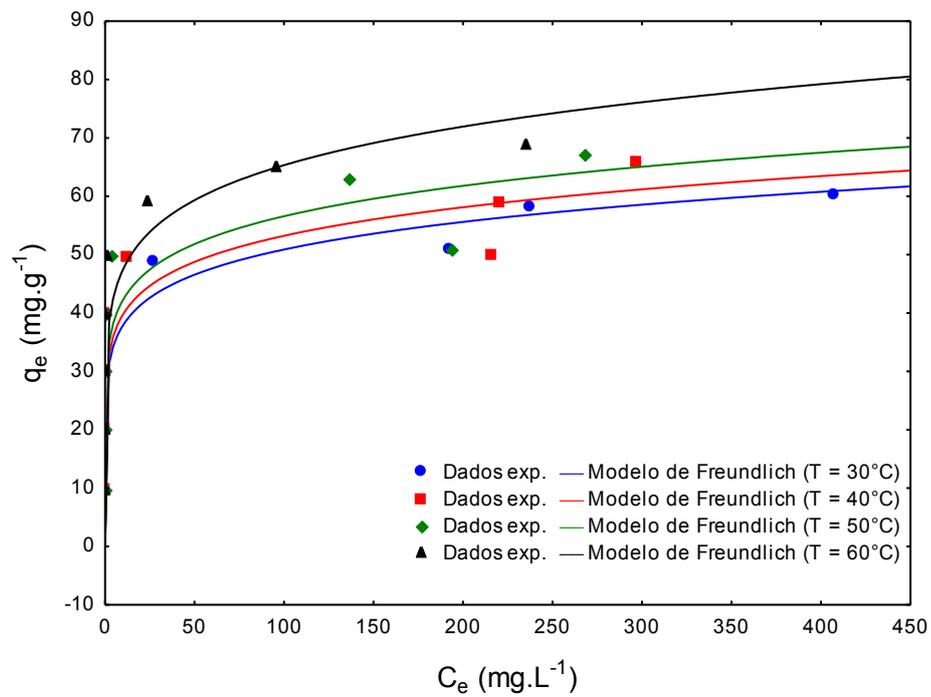


Figura 6- Isotermas de adsorção do íon  $\text{Cu}^{2+}$  para as temperaturas de 30°C, 40°C, 50°C e 60°C dados experimentais e comportamento previsto pelo modelo de Freundlich.



A Tabela 16 apresenta os dados dos parâmetros de equilíbrio para as isotermas gerados pelos modelos de Langmuir e Freundlich.

Tabela 16- Parâmetros dos modelos das isotermas dos modelos de Langmuir e Freundlich para a adsorção do íon  $\text{Cu}^{2+}$  sobre o carvão do bagaço de acerola.

Modelos	Temperatura			
	30°C	40°C	50°C	60°C
<b>Langmuir</b>				
<b><math>q_L</math> (mg.g<sup>-1</sup>)</b>	<b>55,25</b>	<b>56,98</b>	<b>60,24</b>	<b>66,06</b>
<b><math>k_L</math> (L/g)</b>	<b>1,69</b>	<b>1,99</b>	<b>1,95</b>	<b>1,95</b>
<b>SSE</b>	384,4	514,7	456,2	350,2
<b>R<sup>2</sup></b>	0,836	0,803	0,842	0,893
<b>Freundlich</b>				
<b><math>k_F</math> (mg.g<sup>-1</sup>)</b>	<b>28,21</b>	<b>29,68</b>	<b>31,52</b>	<b>34,44</b>
<b>n</b>	<b>7,81</b>	<b>7,88</b>	<b>7,87</b>	<b>7,19</b>
<b>SSE</b>	488,7	644,11	779,0	813,2
<b>R<sup>2</sup></b>	0,791	0,753	0,729	0,752

Pode-se verificar pelos dados obtidos pelos modelos e pelo comportamento dos dados experimentais que a capacidade adsorptiva máxima,  $q_L$ , obtida por Langmuir e  $k_F$ , obtida por Freundlich, aumentam com o aumento da temperatura, dando indícios que se trata de um processo que ocorre de forma endotérmica.

Os parâmetro n de Freundlich, por apresentarem valores entre 1 e 10, indica que o processo de adsorção é favorável, a constante de adsorção encontrados pelo modelo de Langmuir, que mede a afinidade do  $\text{Cu}^{2+}$  pelo adsorvente, não variaram significativamente com o aumento da temperatura, o que já era de se esperar, uma vez que, nas diferentes temperaturas estudadas, na região de baixa concentração de equilíbrio, o comportamento das isotermas é o mesmo.

De acordo com os dados obtidos no modelo, pode-se observar que o modelo de Langmuir apresentou melhor ajustes aos dados experimentais com um coeficiente de determinação acima de 0,8, coeficiente aceitável para processos de adsorção. Sendo assim, como o modelo de Langmuir foi o que apresentou melhor ajuste, o mesmo nos dá a característica de que a adsorção ocorreu em monocamadas, e apresentou que a capacidade adsorptiva é diretamente proporcional ao aumento da temperatura, obtendo um valor de 66,06 mg.g<sup>-1</sup> de capacidade adsorptiva para uma temperatura de 60°C.

### 5.4.3 Otimização das condições de adsorção de íons $\text{Cu}^{2+}$ no CRA

Para a otimização das condições de adsorção realizou-se um planejamento fatorial como mostra a Tabela 17.

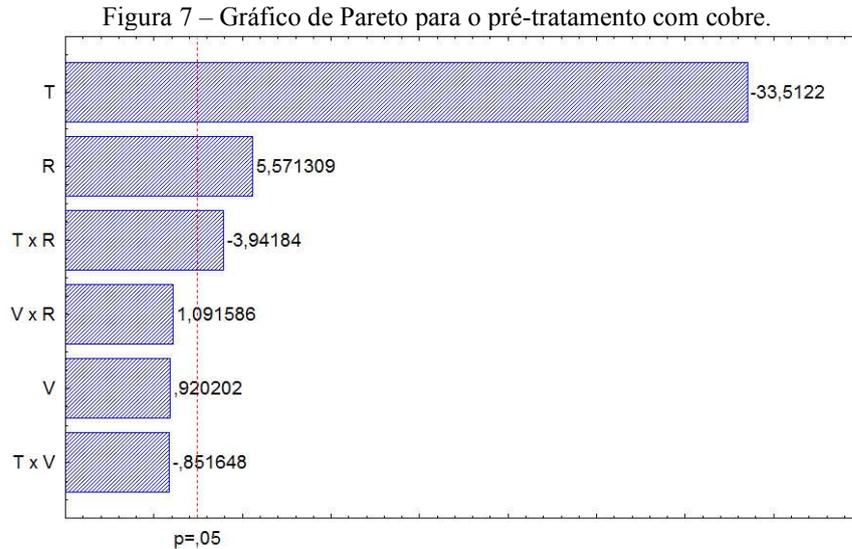
Tabela 17 - Planejamento Fatorial da Adsorção de Cobre com a CRA

ENSAIO	TEMPERATURA (°C)	VELOCIDADE DE AGITAÇÃO (rpm)	m:V (mg:mL)	Q (mg.g <sup>-1</sup> )	% retido
1	- 1 (30)	- 1 (150)	- 1 (500:50)	90,31	56,01
2	+ 1 (50)	- 1 (150)	- 1 (500:50)	34,08	84,54
3	- 1 (30)	+ 1 (200)	- 1 (500:50)	89,83	55,71
4	+ 1 (50)	+ 1 (200)	- 1 (500:50)	33,91	84,11
5	- 1 (30)	- 1 (150)	+ 1 (1500:50)	104,51	64,81
6	+ 1 (50)	- 1 (150)	+ 1 (1500:50)	36,87	91,46
7	- 1 (30)	+ 1 (200)	+ 1 (1500:50)	111,71	69,28
8	+ 1 (50)	+ 1 (200)	+ 1 (1500:50)	37,30	92,53
9	0 (40)	0 (175)	0 (1000:50)	63,50	78,76
10	0 (40)	0 (175)	0 (1000:50)	63,99	79,36
11	0 (40)	0 (175)	0 (1000:50)	64,00	79,37
12	0 (40)	0 (175)	0 (1000:50)	64,03	79,42
13	0 (40)	0 (175)	0 (1000:50)	63,79	79,11

Fonte: Autor, 2021

Ao analisar os dados referentes à Tabela 17 observa-se que foram realizados 13 ensaios, e ao variar temperatura, velocidade de agitação e razão massa/volume, o ensaio 08 foi o que apresentou o maior percentual de retenção dos íons  $\text{Cu}^{2+}$ , nas condições de 50°C, agitação de 200 rpm e razão massa/volume de 1500:50.

A Figura 2 apresenta o gráfico de Pareto que mostra os efeitos das variáveis independentes e suas combinações sobre o percentual de remoção de cobre. É possível visualizar a intensidade de cada efeito a qual é representada pelo comprimento de cada barra. A linha contínua vertical representa o p-valor de 0,05 que corresponde a 95% de confiança.



Analisando a Figura 7 observa-se que ao nível de 95% de confiança as variáveis temperatura, a razão e a interação temperatura e razão foram estatisticamente significativas. Com os valores dos coeficientes de regressão estatisticamente significativos pode-se estimar a Equação 2, que representa o modelo linear.

$$q \text{ (mg/g)} = 65,99 - 31,77T + 0,87V + 5,28R - 0,81T.V - 3,74T.R + 1,04V.R \quad (8)$$

Vale salientar que os valores de temperatura e razão na Equação 2 se referem aos valores codificados. Fez-se então a análise de variância (ANOVA) com o objetivo de verificar se o planejamento em estudo foi estatisticamente significativo. Os dados seguem na Tabela 18.

Tabela 18 - ANOVA para a remoção de metais de cobre

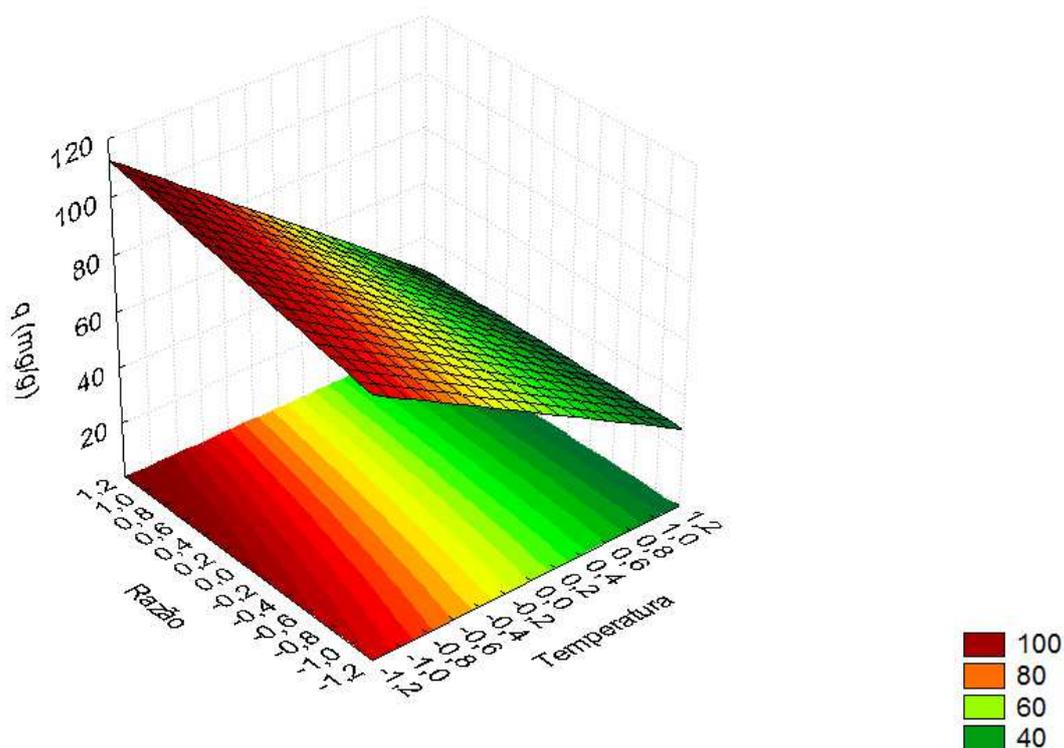
Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Média quadrática	Teste F
<b>Regressão</b>	8432,07	6	1405,35	228,14
<b>Resíduo</b>	43,15	6	7,19	
<b>Falta de ajuste</b>	42,95	1		
<b>Erro puro</b>	0,2	5		
<b>Total</b>	8475,223	12		

$$R^2 = 99,49\%; F_{\text{tabelado}} 0,95; 6; 6 = 4,284$$

Através dos dados dispostos na Tabela 18 verifica-se que o planejamento foi estatisticamente significativo ao nível de 95%, visto que o  $F_{\text{calculado}}$  foi superior ao  $F_{\text{tabelado}}$ .

A Figura 8 mostra a superfície de resposta, onde tem-se que diminuindo a temperatura e aumentando a razão, tem-se um maior percentual de remoção.

Figura 8 – Superfície de resposta para o percentual massa adsorvida.



Após a obtenção das condições ótimas de adsorção do íon  $\text{Cu}^{2+}$  no carvão do resíduo de acerola foi realizado um teste de adsorção com o efluente líquido obtido após a adsorção do lixiviado do resíduo de acerola seco, objetivando verificar se adsorção dos íons de metais pesados no efluente real, se comportaria similar, pelo menos para o  $\text{Cu}^{2+}$ , quando na presença do carvão do bagaço de acerola. A Tabela 19 apresenta os resultados desses testes.

Tabela 19 – Análise Íons do Extrato.

Líquido	Adsorvente	Condições de Adsorção	Íons (mg/L)						
			Ca	Mg	K	Cu	Zn	Fe	Mn
<b>Lixiviado Inicial</b>			<b>471,6</b>	<b>235,8</b>	<b>1.965,00</b>	<b>0,4</b>	<b>3,7</b>	<b>2,4</b>	<b>0,5</b>
<b>Efluente</b>	<b>RA</b>	25 °C, tempo 24h	484,7	327,5	2227,00	0,4	4,4	1,8	0,7
		30 °C	314,4	157,2	1310,00	0,4	1,7	1,8	0,4
	<b>CRA</b>	40 °C	393,0	288,2	1834,00	0,3	3,2	2,5	0,4
		60 °C	406,1	209,6	1310,00	0,4	3,3	2,6	0,5

Podemos observar pelos dados da concentração dos íons apresentados na Tabela 19 que a adsorção do lixiviado no bagaço de acerola (RA) aumentou a concentração desses íons, exceto para  $\text{Fe}^{3+}$ , quando comparado com a concentração deles no lixiviado inicial, indicando que o contato desse lixiviado com o bagaço deve ter retirado lixiviado esses íon do bagaço.

Para a adsorção com o carvão ativado (CRA) a concentração da maioria dos íons diminuiu, porém, a adsorção não chega a ser satisfatória, essa diminuição de concentração é maior para o processo de adsorção ocorrendo a 30 °C, na menor temperatura. No entanto, para o íon cobre  $\text{Cu}^{2+}$  a adsorção só ocorre na temperatura de 40 °C.

## 5.5 CARACTERIZAÇÃO TÉRMICA DO LIXIVIADO, BAGAÇO DE ACEROLA E DA BIOMASSA DO LIXIVIADO COM O BAGAÇO DE ACEROLA.

### 5.5.1 Caracterização térmica do lixiviado

A curva TG/DTG das amostras de lixiviado apresentou um perfil similar para as quais são observadas as principais etapas de perdas de massas quando obtidas sob atmosfera dinâmica de nitrogênio. A Figura 9 mostra as curvas de TG/DTG para lixiviado no intervalo de temperatura ampliado de 0-1000°C. De acordo com Lima (2008), resultados obtidos da análise térmica (TG/DTG) evidenciaram que as amostras de lixiviados apresentam características termicamente compatíveis para lixiviados de aterros sanitários que estão em condições metanogênicas, que é o que ocorre com o aterro no município de Campina Grande-PB.

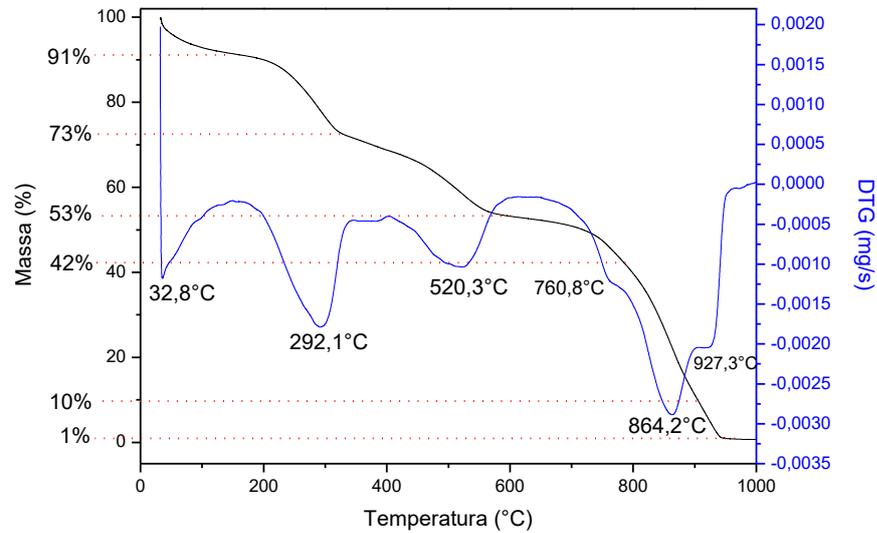
Os eventos de perdas de massas e suas respectivas atribuições são descritas para o lixiviado:

Primeira e a segunda etapas: referentes aos eventos consecutivos de perda de umidade e reação de desidratação (água de constituição). As reações de desidratação foram confirmadas, a partir das quais se verifica a presença do pico endotérmico até a temperatura de 292,1 °C. Os demais picos apresentados pelas curvas TG/DTG foram atribuídos a decomposição da matéria orgânica, podendo perceber a complexidade destas amostras.

Terceira etapa: decomposição de compostos orgânicos, livres ou complexados.

Quarta etapa pode ser atribuída à decomposição de carbonatos, principalmente  $\text{CaCO}_3$  originado na decomposição do complexo metal-substância orgânica. A presença de carbonatos foi confirmada por análise qualitativa através do teste da adição de ácidos que levou a formação de efervescência devido ao desprendimento do  $\text{CO}_2$ . O lixiviado naturalmente já contém alta concentração de sais inorgânicos, principalmente carbonatos. Esses dados, se toma como base em aterros metanogênicos conforme Lima (2008) apresenta para aterros sanitários no estado de São Paulo-SP.

Figura 9 – TG/DTG do lixiviado do município de Campina Grande-PB.

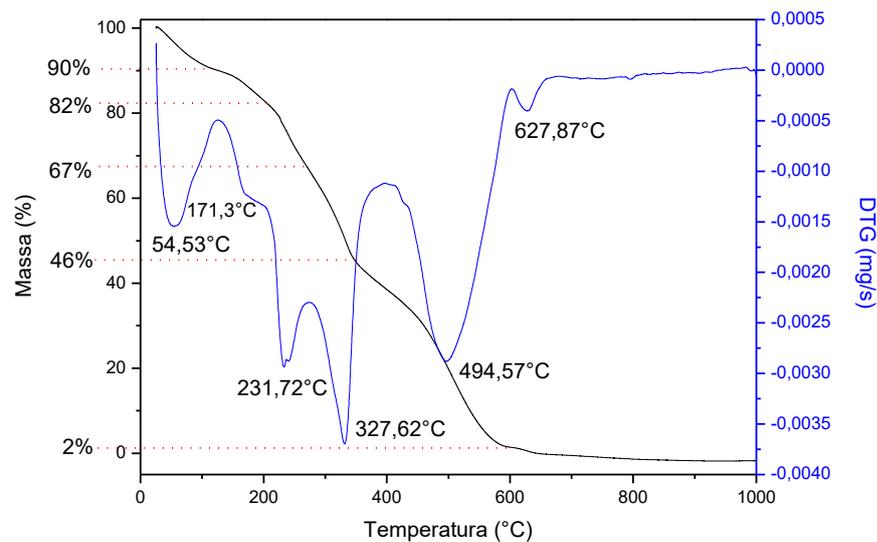


### 5.5.2 Caracterização térmica do bagaço de acerola

De acordo com os resultados de análise térmica para biomassas, o bagaço de acerola indica propriedades compatíveis com a maioria dos materiais lignocelulósicos, a exemplo do bagaço de cana de açúcar.

A Figura 10, apresenta o comportamento da TG/DTG do bagaço da acerola.

Figura 10 – TG/DTG do bagaço de acerola.



Percebe-se pelo comportamento do gráfico que houveram perda de umidade entre 54,53 e 171,3 °C ocorreu a primeira perda de massa em torno de 27% referente a retirada de água

contida no bagaço; entre 171,3 °C e 327,62 °C, a perda de massa que ocorre está relacionada principalmente com a degradação térmica da hemicelulose e da celulose amorfa presente no resíduo; 327,62 °C a 494,57 °C ocorre um evento de perda de massa, com seu ápice a 494,57 °C, devido principalmente a perda de massa da celulose com característica mais cristalina, porém, a lignina presente nesse material também se degrada atingindo o máximo em 627,87 °C. A degradação final acontece a partir de 627,87 °C a 640°C, quando a massa começa a ficar mais constante, representando nesse evento uma perda de massa com média de menos de 2,00%, referente as cinzas.

### **5.5.3 Caracterização térmica do lixiviado incorporado no bagaço de acerola.**

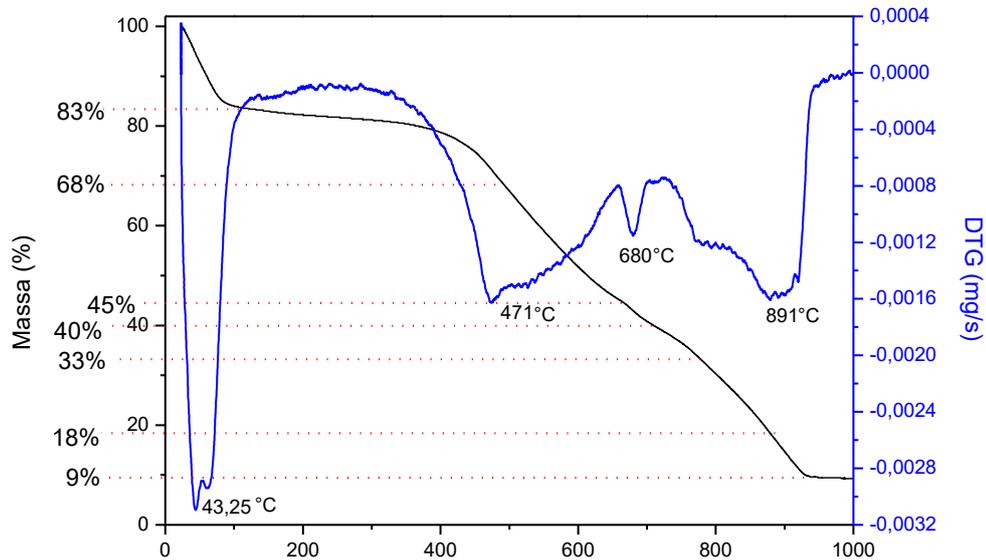
O estudo da degradação térmica da amostra, em nitrogênio, até 1000°C (Figura 11), assim como o que foi discutido anteriormente para a amostra de bagaço de acerola e do lixiviado, revelou a ocorrência de dois eventos gerais característicos da decomposição desse material, bem como de duas etapas durante a decomposição da matéria orgânica, resultando em 91% de perda total de massa. Os principais eventos de perda de massa, que ocorreram mais expressivamente até a temperatura de 891°C, podem ser observados por meio da curva TG. O primeiro evento de decomposição é atribuído à evaporação da umidade residual da amostra até 43,25°C. O segundo evento, conferido à decomposição do conteúdo orgânico presente na amostra, ocorre com expressiva liberação de energia, em que se destaca o aparecimento de um pico endotérmico, na primeira etapa visualizada, em atmosfera de nitrogênio, até a temperatura de 471°C.

A segunda etapa que compõe esse evento, de 471 a 680°C em atmosfera inerte, pode ser conferida à decomposição de compostos lignocelulósicos permeados na matéria orgânica presente no resíduo. Um novo estágio de decomposição, a partir de 680°C, foi observado pela variação de massa de 36% até 1000°C, com o aparecimento de um pico endotérmico que pode ser atribuído à decomposição de frações minerais e compostos carbonáceos.

Esse evento de decomposição também pode ser visualizado, com a ocorrência de duas etapas bem discriminadas, levando ao aparecimento de picos exotérmicos. A ocorrência da segunda etapa deve-se, provavelmente, à decomposição dos subprodutos da etapa anterior.

Pietro e Paola (2004), durante estudo térmico (em atmosfera de ar) sobre a evolução da matéria orgânica durante o processo aeróbico de compostagem de resíduos sólidos municipais, a atribuíram à degradação térmica de estruturas aromáticas a ocorrência da etapa de perda de massa de 400 a 520°C e à decomposição térmica de carbonatos a modesta perda de massa observada de 695 a 750°C.

Figura 11 – TG/DTG do bagaço de acerola.



## 5.6 INCORPORAÇÃO NA COMPOSIÇÃO DA ARGAMASSA

Na confecção dos corpos de prova de argamassa o traço foi executado conforme proposto, sem alteração, entretanto pode-se observar que à medida que se aumentava o teor de substituição, a mistura adquiria uma coloração mais escura e uma queda na trabalhabilidade.

Segundo Sampaio (2013), a queda da trabalhabilidade é causada pela combustão incompleta do material, que contém altos teores de matéria orgânica e por sua alta porosidade. A queima dos materiais em temperaturas não controladas faz com que estes absorvam mais água, contribuindo conseqüentemente para uma argamassa mais seca e menos trabalhável. Outra análise diz respeito ao baixo teor de sílica tanto no bagaço de acerola quanto no carvão da biomassa contaminada, somado à perda de trabalhabilidade no estado fresco das argamassas.

Os resultados médios de resistência à compressão das argamassas nas idades de 7, 21 e 60 dias estão apresentados nas Tabelas 20 e 21 que são respectivamente do bagaço de acerola desidratado e do carvão da biomassa contaminada.

Tabela 20 - Incorporação do Resíduo de Acerola na Composição da Argamassa

Ensaio	% RAD	Tempo de cura (dias)	Resistência à compressão (Mpa)
1	0	7	23,1
2	10		21,7
3	20		19,6
4	30		15,1
5	0	21	26,9
6	10		25,9
7	20		23,4
8	30		20,9
9	0	60	33,4
10	10		32,1
11	20		31,5
12	30		29,1

Fonte: Autor, 2021

Tabela 21 - Incorporação do Carvão da Biomassa Contaminado na Composição da Argamassa

Ensaio	% CBC	Tempo de cura (dias)	Resistência à compressão (Mpa)
1	0	7	27,6
2	10		30,8
3	20		34,7
4	30		31,9
5	0	21	30,7
6	10		35,6
7	20		41,1
8	30		35,5
9	0	60	35,9
10	10		39,1
11	20		42,8
12	30		37,5

Fonte: Autor, 2021

Na idade de 7, 21 e 60 dias a argamassa composta por bagaço de acerola desidratada, nos traços de 10%, 20%, 30% apresentou uma redução de resistência à compressão em relação à argamassa de referência (0%), em todos os dias de cura. Por outro lado, os traços realizados com o carvão de biomassa contaminada com 10%, 20% e 30% apresentaram em todos os traços um aumento na resistência à compressão em relação à argamassa de referência.

Na idade de 7 dias, as argamassas compostas pelo carvão contaminado com traços de 10, 20 e 30% apresentaram um aumento de resistência à compressão de 11,59, 25,72 e 15,58%, em relação à argamassa de referência (0%), respectivamente. Na idade de 21 dias esse aumento foi de 15,96, 33,88 e 15,63%, já com 60 dias foi de 8,91, 19,22 e 4,46%.

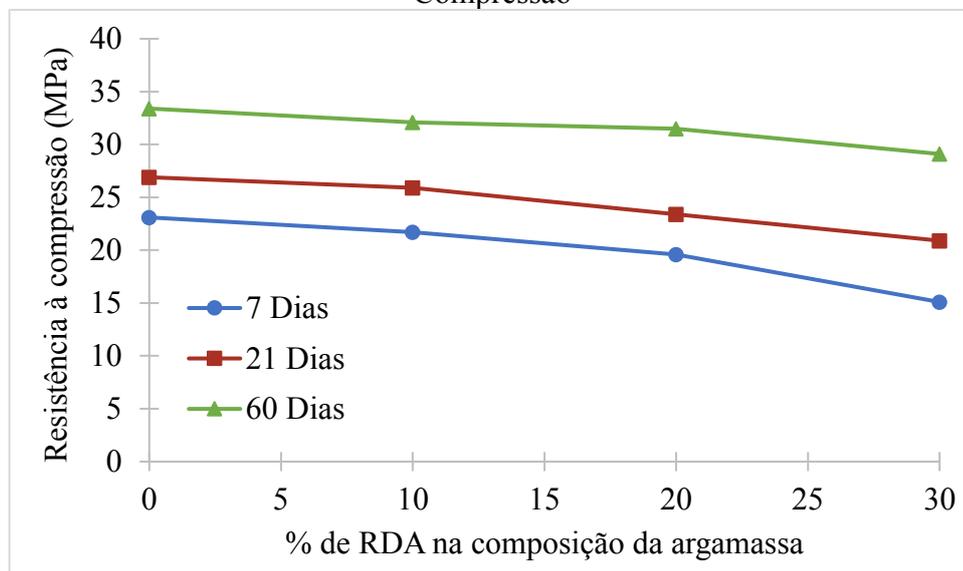
A redução da resistência à compressão do bagaço de acerola desidratado não obteve uma evolução tão significativa pelo fato de não se apresentarem como material pozolânico, já o carvão da biomassa contaminada mostra um aumento da resistência à compressão, pois ele pode apresentar características de um material pozolânico, os quais precisariam de mais estudos e ensaios adequados para este tipo de material.

Neste material, a reação de hidratação é mais rápida aos 7 dias e mais lenta ao passar do tempo, contando principalmente com a hidratação dos silicatos de cálcio hidratados (CSH), que se hidrataram e deram resistência à matriz cimentícia.

Mesmo assim, considerando que os valores de resistência mecânica para todas as composições, tanto do bagaço de acerola desidratado quanto do carvão de biomassa contaminada estavam acima de 20 MPa, tal produto pode ser incorporado em placas de concreto, blocos de pavimentação, lajes e demais elementos que não exijam resistências tão elevadas.

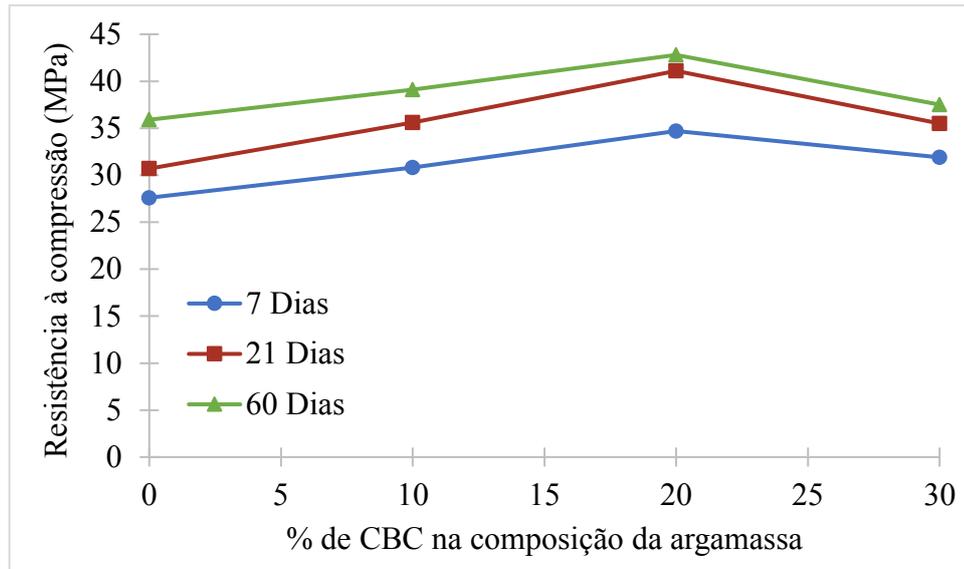
Nas Figuras 11 e 12 estão apresentados os dados individuais de resistência à compressão para cada amostra utilizada.

Figura 11 -Incorporação do RDA na Composição de Argamassa em Função da Resistencia à Compressão



Fonte: Autor, 2021

Figura 12 - Incorporação da CBC na Composição da Argamassa em Função da Resistencia à Compressão



Fonte: Autor, 2021

A resistência em função da idade de acordo as Figuras 11 e 12, mostra que a melhor porcentagem de substituição para o carvão de biomassa contaminada que apresentou melhor resistência à compressão é a de 20% em relação à argamassa de referência (0%), pois apresentou maiores valores de resistência à compressão em relação aos demais.

Ramos (2015) produziu argamassas com teores de 0%, 5%, 10%, 15%, 20% e 30% de RCV (resíduo de carvão vegetal) em substituição em volume da areia, o pesquisador concluiu que o uso de RCV como agregado leve é viável para fabricação de componentes não estruturais. Mota et al. (2017) produziram concretos com teores de 2%, 4% e 8% de RCV em substituição à massa do agregado miúdo, os pesquisadores concluíram que a adição de resíduos de carvão contribui com as propriedades mecânicas dos concretos. Ainda que o RCV não tenha contribuído significativamente para o efeito pozolânico e para o ganho de resistência, ainda que tardio, pode-se verificar que a incorporação de resíduos de carvão vegetal, desde que nos teores adequados, contribui com o aproveitamento de um material que seria descartado inadequadamente e com a diminuição de materiais não renováveis empregados às argamassas, mantendo suas propriedades mecânicas.

## 6 CONCLUSÃO

Portanto, pode-se concluir que:

- A melhor área superficial obtida para o carvão do bagaço desidratado foi  $320,7 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$  obtida temperatura de calcinação de  $800 \text{ }^\circ\text{C}$  e no tempo de 60min;
- O modelo cinético de pseudo-segunda ordem foi o que melhor ajustou os dados experimentais;
- O modelo de Langmuir foi o que melhor ajustou os dados experimentais obtidos nas isotermas de equilíbrio;
- Para o lixiviado após a adsorção, efluente real, o carvão ativado não adsorveu metais pesados;
- A adsorção do lixiviado por 24 h no bagaço de acerola na sua forma desidratada reduziu em 92% a DBO;
- A argamassa produzida a partir dos resíduos da agroindústria da acerola possui propriedades físicas semelhantes às do agregado fino utilizado na composição da argamassa;
- A argamassa produzida com o carvão obtido da biomassa contaminado obteve uma resistência de 42,8 Mpa, maior do que o produzido com do carvão do bagaço da acerola desidratado, 31,5 MPa, e da argamassa sem presença dos carvões, 35,9 Mpa, no entanto, é necessário avaliar melhor a sua utilização antes de destiná-lo para uso na construção civil.

Portanto, neste estudo, buscou-se tratar o resíduo de acerola e o lixiviado como um recurso renovável, tendo em vista que sua produção no Brasil é muito extensa, logo a aplicação é diferente da aplicação considerada atualmente na construção civil.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

\_\_\_\_\_. NBR 13281: **Argamassa para assentamento e revestimento de paredes e tetos – Requisitos**. ABNT, 2005.

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), 1984. **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimento**. NBR 8.419, 1984.

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), 1985. **Apresentação de Projetos de Aterros Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos**. NBR 8.849, 1985.

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), 1997. **Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projetos, implantação e operação – Procedimento**. NBR 13.896, 1997.

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), 2004. **Resíduos Sólidos: Classificação**. NBR 10.004, 2004.

ALBUQUERQUE, M. A. C. et al. Tropical fruit by-products water extracts of tropical fruit byproducts as sources of soluble fibres and phenolic compounds with potential antioxidant, antiinflammatory, and functional properties. *Journal of Functional Foods*, 52(December 2018), p. 724–733, 2019

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados**. Tese de Doutorado. UFPE. 2007.

ANGELO, P. M.; JORGE, N. **Compostos fenólicos em alimentos – uma breve revisão**. *Rev. Inst. Adolfo Lutz*, 66(1), p. 1-9, 2007.

ARISTIZÁBAL, Juan David Pérez. Aplicación y evaluación de un reactor de contactores biológicos rotativos (RBC o biodiscos) a escala laboratorio como tratamiento de los lixiviados generados em el relleno sanitario de La Pradera. 2010

BACELAR, Harley Alves da Mata. **TRATAMENTO DE LIXIVIADOS PRODUZIDOS EM ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS POR MEIO DE EVAPORAÇÃO FORÇADA**. 2010. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

BELWAL, T. et al. Phytopharmacology of Acerola (*Malpighia* spp.) and its potential as functional food. *Trends in Food Science and Technology*, 74(October 2017), p. 99–106, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2018.01.014>. Acesso em mar. 2021.

BERRIOS, M., Martín, M. A., Martín, A., **Treatment of pollutants in wastewater: Adsorption of methylene blue onto olive-based activated carbon**. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 2012.

BEZERRA, I. M. T. **Cinza da casca do arroz utilizada em argamassas de assentamento e revestimento**. Dissertação (Mestrado) – Campina Grande: Universidade Federal de Campina Grande, 2010.

BHATNAGAR, A., Hogland, W., Marques, M., & Sillanpää, M. **An overview of the modification methods of activated carbon for its water treatment applications**. *Chemical Engineering Journal*, 219, 499–511. 2013.

BRAGA, A. C. D. et al. **Caracterização e obtenção de farinha do resíduo gerado no processo industrial de clarificação do suco de aceola**. *Revista Semiárido de Visu*, 1(August 2014), p. 126–133, 2011.

CALVO, L. F. et al. **TG-MS as technique for a better monitoring of the pyrolysis, gasification and combustion of two kinds of sludge**. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, v. 78, p. 587-598, 2004.

CANTANHEDE, A. L. G.; FERREIRA, J. A. **Codisposição de resíduos perigosos**. In: Andreoli, C. V., Aproveitamento do Lodo Gerado em Estações de Tratamento de Água e Esgotos Sanitários. ABES/Projeto PROSAB. 1989.

CANUTO, M. F. C. S. **Estudo da cinética de biossorção do íon  $\text{Cd}^{2+}$  pela levedura *Saccharomyces cerevisiae***. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Campina Grande, UFCG, Campina Grande - PB, 2007.

CASTILHOS JR. A. B. **Resíduos sólidos urbanos: Aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Projeto PROSAB - RIMA, ABES. Rio de Janeiro. 294p. 2003.

CAVALCANTI, Alessandro Sampaio. **Estudo da aplicação de foto-fenton solar como tratamento de chorume proveniente do aterro sanitário de Cachoeira Paulista-SP**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo - 2013.

CECCONELLO, C. M. **Pós-tratamento de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos utilizando leitos cultivados**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Passo Fundo. Faculdade de Engenharia e Arquitetura. MG. 2005.

CEMPRE. **Manual de gerenciamento integrado**. 3 ed. São Paulo: CEMPRE, 2010.

CHEREMISINOFF, N. P.; CHEREMISINOFF, P. N. **Process and pollution control equipment**. PTR Prentice Hall, Inc, New Jersey, 1993.

CHIM, J. F.; ZAMBIAZI, R. C.; RUI CARLOS, R. S. R. **Estabilidade Da Vitamina C Em Néctar De Acerola Sob Vitamin C Stability in Acerola Juice Under Different Storage Conditions**. Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais, Campina Grande, 15(4), p. 321–327, 2013.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSEN, P. **Basic biochemical processes in landfills**. In: Christesensen, T. H.; Cossu, R. and Stegmann, R. (Ed), Sanitary landfilling: processes, technology and environmental impact. Academic Press Ltd., Toronto. 1989.

CINCOTTO, M.A.; KAUPATEZ, R.Z. (1988). **Seleção de materiais quanto à atividade pozolânica**. In: **Tecnologia de Edificações**. São Paulo, Pini/ IPT, p.23-26.

COONEY, D.O. **Adsorption Design for Wastewater Treatment**. Editora CRC.

COSTA, C. A. **Sorção de íons cobre, níquel e zinco com o rejeito do beneficiamento de carvões e outros materiais alternativos**, dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre – RS, Brasil, 64p., 2000.

CRUZ, R. G. et al. **Comparison of the antioxidant property of acerola extracts with synthetic antioxidants using an in vivo method with yeasts**. *Food Chemistry*, 277(June 2018), p. 698- 705, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2018.10.099>. Acesso em jun. 2021.

DE DEUS, A. B. S. **Codisposição de resíduos domésticos e industriais perigosos**. In: Andreoli C. V., Aproveitamento do Lodo Gerado em Estações de Tratamento de Água e Esgotos Sanitários. ABES/Projeto PROSAB. 1996.

DELGADO, L. F., Charles, P., Glucina, K., & Morlay, C.. **The removal of endocrine disrupting compounds , pharmaceutically activated compounds and cyanobacterial toxins during drinking water preparation using activated carbon — A review**. *Science of the Total Environment*, 2012.

DELVA, L.; GOODRICH-SCHNEIDER, R. **Antioxidant activity and antimicrobial properties of phenolic extracts from acerola (Malpighia emarginata DC) fruit**. *International Journal of Food Science and Technology*, 48(5), p. 1048–1056, 2013.

EHRIG, H. J. **Leachate quality in: Sanitary landfilling process, techonology and environmntal impact**. In: Stegmann R. & Heyer, K. U. *Leachate management: leachate generation, collection, treatment and costs*.1989.

FARQUHAR, G. J. **Leachate production and characterization**. 1989

FARQUHAR, G.J.; ROVERS, F.A. **Gas production during refuse decomposition**. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 2, n. 4, p. 483-495, 1973.

FELLENBERG, G. **Introdução aos problemas da poluição ambiental**. 4. reimpressão, São Paulo, EPU, 196 p., 2003.

FERREIRA, M. A. da S. **Aplicação de modelos de avaliação qualitativa e quantitativa dos percolados gerados em um aterro sanitário.** Dissertação de Mestrado. COPPE/UFRJ. 2006.

FIEIRA, Clarice. **Avaliação da eficiência das lagoas de tratamento do aterro municipal do Município de Francisco Beltrão.** 2014.

GERMANNO, P. et al. **B-Caroteno, Ácido Ascórbico E Antocianinas Totais Em Polpa De Frutos.** 27(1), p. 104–107, 2007.

GODOI, Mayara Caroline Santos. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por meio do processo de eletrocoagulação e filtração.** Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Orientadora: Profa. Dra. Joseane Débora Peruço Theodoro. LONDRINA, 2019.

HAGHSERESHT, F., Nouri, S., & Lu, G. Q. M. **Effects of carbon surface chemistry and solution pH on the adsorption of binary aromatic solutes.**, 2002.

ISHERWOOD, K. F. **Mineral Fertilizer Use and the Environment International Fertilizer Industry Association.** Revised Edition. Paris. 2000.

ISRAEL M. C., **Utilização do Resíduo do Processamento do Palmiteiro para a Produção de Enzimas Hidrolíticas por Fungos do Gênero *Polyporus*.** 2005. 135f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Regional de Blumenau, Blumenau.

JUCÁ, J. F. T. **Disposição Final dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil.** 5º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental – REGEO. Porto Alegre, RS. 2003.

KJELDSSEN P. I.; BARLAZ, M.A; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. **Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review.** Environmental Science and Technology, v. 32,pp. 297-336. 2002.

LANZA, Vera Christina Vaz et al. **Caderno técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente; Fundação Israel Pinheiro, 2010. 36 p.**

LEITE, C. M. B.; BERNARDES, R. S.; OLIVEIRA, S.A. **Método Walkey-Black na determinação da matéria orgânica em solos contaminados por chorume.** Revista Brasileira Agrícola e Ambiental. Vol. 8, nº1. DEAg/UFCG – Campina Grande . Paraíba, p.111-115. 2004.

LEMES, Silenia Priscila da Silva. **Análise de Desempenho em Argamassa de Assentamento e de Revestimento com Incorporação de Cinza de Casca de Arroz em Alvenaria de Bloco Estrutural e de Vedação.** Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como parte das atividades para obtenção do título de bacharel em Engenharia Civil na Universidade Federal do Pampa. Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dra. Elizabete Yukiko Nakanishi Bavastri. Alegrete 2013

LIBÂNIO, Paulo Augusto Cunha. **Avaliação da eficiência e aplicabilidade de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume.** Belo Horizonte, 2002.

LIMA, L. M. Q. **Resíduos - tratamento e biorremediação.** 3<sup>a</sup> ed. Hemus Editora, 265p. 1995.

LIMA, Wesley Schettino de. **Avaliação do desempenho de remoção de poluentes de lixiviados: UM ESTUDO DE CASO PARA O SISTEMA DE TRATAMENTO DO ATERRO MUNICIPAL DE BETIM-MINAS GERAIS.** 2006. 129 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte - MG, 2006.

LIMA, E. N. et al. **Non-isothermal kinetic for lyophilized leachate from sanitary and composting usine.** *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, v. 90, p. 823-826, 2007.

LIMA, E. N. **Caracterização e estudo do comportamento térmico de chorume, de composto maturado e derivados** / Evaneide Nascimento Lima.- Araraquara : [s.n], 2008

LINS, M. C. M. **Avaliação Microbiológica e Fito tóxica do Chorume da Estação de Tratamento do Aterro da Muribeca – PE.** Dissertação de Mestrado. UFPE. 2005.

MACHADO, Cibelle Zaia. **Avaliação da Biodegradabilidade Aerobia de Lixiviado de um Aterro Sanitário**. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal de Santa Catarina para Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. Orientadora: Dr<sup>a</sup>. Elivete Carmen Clemente Prim. FLORIANÓPOLIS, 2013

MANNAN, M. A.; GANAPATHY, C. Concrete from an agricultural waste oil-palm shell (OPS). **Building & Environment**. Vol. 39, p. 441-448. 2004

MARGOT, J. Thonney, D., Chèvre, N., Alencastro, L. F. 65. **Traitement des micropolluants dans les eaux usées\_Rapport final sur les essais pilotes à la STEP de Vidy** (Lausanne). 2011

McBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUHAR, G. J. **Solid waste landfill engineering and design**. Prentice Hall, Inc. New Jersey. 521p. 1995.

MELLO, Victor F.B. de. Otimização do tratamento de lixiviados e corantes por processos físico-químicos. 2011.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises Físicas, Químicas e Biológicas no Estudo do Comportamento de Aterro da Muribeca**. Tese de doutorado. UFPE. 2003.

NAKAMURA, Cláudia Yukie. Estudo de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento do lixiviado e da água subterrânea no entorno de aterros sanitários em Minas Gerais. 145 f. Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia Civil) Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2012.

Nam, S., Jo, B., Yoon, Y., Zoh, K. Chemosphere **Occurrence and removal of selected micropollutants in a water treatment plant**. Chemosphere, 2014.

NEFUSSI, N. (1985). Gerenciamento de resíduos. In: I Encontro sobre Resíduos Sólidos Industriais, Porto Alegre, 1985. **Anais...** Porto Alegre, p. 33-54.

NOGUEIRA, G. D. R. et al. Analysis of a hybrid packed bed dryer assisted by infrared radiation for processing acerola (*Malpighia emarginata* D.C.) residue. *Food and Bioproducts Processing*, 114, p. 235–244, 2019.

OLIVEIRA, B. D. Atividade antioxidante, antimicrobiana e anti- quorum sensing de extratos fenólicos de acerola (*malpighia emarginata*) e morango silvestre (*Rubus rosaefolius*). 91, 2015.

OLIVEIRA, E. P.; OLIVEIRA, L. C. A.; VALLONE, A.; SAPAG, K.; PEREIRA, M. **Preparação de carvão ativado em baixas temperaturas de carbonização a partir de rejeitos de café: utilização de  $FeCl_3$ , como agente ativante**, Química Nova, v. 31, n. 6, p. 1296-1300, 2008.

OLIVEIRA, F. J. S.; JUCÁ, J. F. T. **Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, v. 9, n. 3, p. 211- 217. 2004.

OLIVEIRA, J. A. P. **Empresa na sociedade: sustentabilidade e responsabilidade social**. 3a reimpressão: Campus. Rio de Janeiro: Elsevier, 17 p, 2008.

OLIVEIRA, J. R. P.; FILHO, W. S. S. (n.d.). Situação da cultura da acerola no Brasil e ações da Embrapa Mandioca e Fruticultura em recursos genéticos e melhoramento.

OLIVEIRA, L. S. **Influência da cal na trabalhabilidade e na resistência mecânica de argamassas**. Dissertação – Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão, 2009.

PAPUC, C. et al. Plant Polyphenols as Antioxidant and Antibacterial Agents for Shelf-Life 52 **Extension of Meat and Meat Products: Classification, Structures, Sources, and Action Mechanisms**. Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety, 16(6), p. 1243– 1268, 2017.

PELINSON, Natália de Souza. **Estudo de tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário submetido à eletro-oxidação como pré-tratamento a um sistema de lodos ativados operado em batelada**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paul. 2013.

PIETROBELLI, J. M. T. de A. **Avaliação do potencial de bioissorção dos íons Cd (II), Cu (II) e Zn (II) pela macrófita *egeria densa***. Dissertação de Mestrado. Universidade estadual do Oeste do Paraná – PR, 2007.

PROVENZANO, M. R. et al. **Differential scanning calorimetric analysis of composted materials from different sources**. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, v. 61, p. 607-614, 2000.

REINHART, D. R.; GROSH, C. J. **Analysis of Florida MSW landfill leachate quality**. University of Florida. Civil and Environmental Engineering Department. Gainesville, Florida. 1998.

REISDÖRFER, Gustavo. **Avaliação do processo de lodos ativados operando um reator sequencial em batelada para tratamento de chorume em escala piloto**. 2011.

REZENDE, Y. R. R. S.; NOGUEIRA, J. P.; NARAIN, N. **Comparison and optimization of conventional and ultrasound assisted extraction for bioactive compounds and antioxidant activity from agro-industrial acerola (*Malpighia emarginata* DC) residue**. *LWT - Food Science and Technology*, 85, p. 158–169, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2017.07.020> . Acesso em mai. 2021.

RITA, Fábio . **Desempenho de um reator UASB em escala piloto para o tratamento anaeróbio de líquidos percolados de resíduos sólidos urbanos**. 2002.

RITZINGER, R.; RITZINGER, C. H. S. P. **Acerola: aspectos gerais da cultura**. *Cultivo Tropical de Fruteiras*, 32(264), p. 17–25, 2011.

ROBINSON, W. D. **The solid Waste Handbook: a practical Guide**. 1986.

RODRIGUES, Flávia Simões Ferreira. **Aplicação da Ozonização e do Reativo de Fenton como Pré-Tratamento de Chorume com os Objetivos de Redução da Toxicidade e do Impacto no Processo Biológico**. 2004. 90 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos). COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

RODRIGUES, Marina de Castro. **Tratamento eletrolítico de lixiviado de aterro sanitário**. 2007. 123 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC, 2007

RODRIGUES, Samuel Perpétuo. CETESB. **Você sabe o que acontece com o lixo que você descarta?** 2017.

ROSEN J.B. **Kinetics in a fixed bed system for solid diffusion into spherical particles**. *Journal of Chemical Physics*, 20(3), 387-394. 1952

RUFINO, M. S. M. et al. **Free radical-scavenging behaviour of some north-east Brazilian fruits in a DPPH {radical dot} system**. *Food Chemistry*, 114(2), p. 693–695, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2008.09.098> . Acesso em mai 2021.

SAMPAIO, L. R. **Produção e avaliação de bioadsorventes obtidos da torta de mamona para remoção de íons cobre em solução aquosa**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Campina Grande/PB, 2009.

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L. **Caracterização do percolado do Aterro Sanitário de Bauru**. Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27. Porto Alegre, Porto Alegre. 2000.

SERAFIM, Aline Camilo. et al. **Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamentos**. Em anais do III Fórum de Estudos Contábeis 2003 - Centro Superior de Educação Tecnológica (CESET) – UNICAMP. Rio Claro, São Paulo.

SILVA, M. G; SOUZA, F. L. S. (1995). **Proposta de utilização de resíduos da indústria de celulose e papel e entulho de obra em componentes de construção**. In: VI Encontro de Tecnologia no Ambiente Construído, Rio de Janeiro, **Anais...** Rio de Janeiro : ANTAC.

SISINNO, C. L. S. S. **Estudo preliminar da contaminação ambiental em área de influência do aterro controlado do Morro do Céu**. Dissertação de mestrado. Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz. Rio de Janeiro. 1995.

SILVA, Alessandra Cristina. **TRATAMENTO DO PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO E AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DO EFLUENTE BRUTO E TRATADO**. 2002. Tese de Doutorado. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO.

SILVA, T. D. P; GUALBERTO, V. S; LIMA, R. A; MARQUES, R. B; MALVEIRA, J. Q; BUENO, A, V; RIOS, M, A, S; **AVALIAÇÃO DE BIOMASSAS RESIDUAIS PARA FINS ENERGÉTICOS**. VIII Congresso Brasileiro de Energia Solar – Fortaleza, 01 a 05 de junho de 2020.

SOUTO, GDB. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros–estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar**. 371 p. 2009. Tese de Doutorado. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) -Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. **Integrate solid waste management: Engineering principles and management issues**. McGraw Hill, 978p. 1993.

TELLES, Dirceu D. et al. **Reuso da água: conceitos e práticas**. 2 ed. rev., atual. São Paulo, SP: Edgard Blucher, 2010.

TELLES, C.A.S. **Processos Combinados para o Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário**. 22-23f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, 2010.

WARITH, M; SHARMA, R. **Technical review of methods to enhance biological degradation in sanitary landfills**. In: Silva F. V. B. Avaliação da influência da correção do teor de umidade na degradação anaeróbia de resíduos sólidos urbanos. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, UFMG. 1998.

## ANEXO I

**Dados das cinéticas de adsorção de cobre em CRA.**

Tabela 22 - Dados da Cinética de Adsorção de Cobre em CRA em Solução a 100 ppm

<b>Ensaio</b>	<b>Tempo de adsorção (min)</b>	<b>Concentração de cobre (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Q (mg.g<sup>-1</sup>)</b>	<b>% Remoção</b>
0	0	98,700	0,000	0,000
1	2	0,181	4,926	99,817
2	4	0,138	4,928	99,860
3	6	0,129	4,929	99,869
4	8	0,139	4,928	99,859
5	10	0,214	4,924	99,783
6	15	0,200	4,925	99,797
7	20	0,215	4,924	99,782
8	25	0,183	4,926	99,815
9	30	0,170	4,926	99,827
10	45	0,154	4,927	99,844
11	60	0,137	4,928	99,861
12	90	0,145	4,928	99,853
13	120	0,135	4,928	99,863
14	150	0,134	4,928	99,865
15	180	0,164	4,927	99,834

Fonte: Autor, 2021

Tabela 23 - Dados da Cinética de Absorção de Cobre em CRA em Solução a 250 ppm

<b>Ensaio</b>	<b>Tempo de adsorção (min)</b>	<b>Concentração de cobre (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Q (mg.g<sup>-1</sup>)</b>	<b>% Remoção</b>
0	0	264,500	0,000	0,000
1	2	0,524	13,199	99,802
2	4	0,605	13,195	99,771
3	6	0,270	13,212	99,898
4	8	0,235	13,213	99,911
5	10	0,217	13,214	99,918
6	15	0,249	13,213	99,906
7	20	0,182	13,216	99,931

8	25	0,180	13,216	99,932
9	30	0,322	13,209	99,878
10	45	0,266	13,212	99,899
11	60	0,278	13,211	99,895
12	90	0,241	13,213	99,909
13	120	0,286	13,211	99,892
14	150	0,258	13,212	99,902
15	180	0,379	13,206	99,857

Fonte: Autor, 2021

Tabela 6 - Dados da Cinética de Adsorção de Cobre em CRA em Solução à 500 ppm

Ensaio	Tempo de adsorção (min)	Concentração de cobre (mg.L <sup>-1</sup> )	Q (mg.g <sup>-1</sup> )	% Remoção
0	0	505,833	0,000	0,000
1	2	49,750	22,804	90,165
2	4	25,825	24,000	94,895
3	6	5,126	25,035	98,987
4	8	1,857	25,199	99,633
5	10	0,866	25,248	99,829
6	15	0,768	25,253	99,848
7	20	0,742	25,255	99,853
8	25	0,681	25,258	99,865
9	30	0,576	25,263	99,886
10	45	0,565	25,263	99,888
11	60	0,561	25,264	99,889
12	90	0,582	25,263	99,885
13	120	0,564	25,263	99,889
14	150	0,556	25,264	99,890
15	180	0,553	25,264	99,891

Fonte: Autor, 2021

## ANEXO II

**Dados das isotermas de adsorção de cobre em CRA.**

Tabela 25 - Dados das Isotermas de Adsorção de Cobre em CRA à 30 °C

Ensaio	Cu inicial (mg.L <sup>-1</sup> )	Cu final (mg.L <sup>-1</sup> )	Q (mg.g <sup>-1</sup> )	% Retido
1	198,32	0,376	9,897	99,810
2	401,23	0,474	20,038	99,882
3	602,11	0,329	30,089	99,945
4	799,45	0,901	39,927	99,887
5	1002,5	26,670	48,792	97,340
6	1210,9	191,850	50,953	84,156
7	1397,8	237,150	58,033	83,034
8	1613,1	406,900	60,310	74,775

Fonte: Autor, 2021

Tabela 7 - Dados das Isotermas de Adsorção de Cobre em CRA à 40 °C

Ensaio	Cu inicial (mg.L <sup>-1</sup> )	Cu final (mg.L <sup>-1</sup> )	Q (mg.g <sup>-1</sup> )	% Retido
1	198,32	0,314	9,900	99,842
2	401,23	0,422	20,040	99,895
3	602,11	0,317	30,090	99,947
4	799,45	0,541	39,945	99,932
5	1002,5	12,275	49,511	98,776
6	1210,9	215,800	49,755	82,179
7	1397,8	220,700	58,855	84,211
8	1613,1	296,500	65,830	81,619

Fonte: Autor, 2021

Tabela 8 - Dados das Isotermas de Adsorção de Cobre em CRA à 50 °C

Ensaio	Cu inicial (mg.L <sup>-1</sup> )	Cu final (mg.L <sup>-1</sup> )	Q (mg.g <sup>-1</sup> )	% Retido
1	198,32	0,282	9,902	99,858
2	401,23	0,362	20,043	99,910
3	602,11	0,314	30,090	99,948
4	799,45	0,514	39,947	99,936
5	1002,5	3,632	49,943	99,638
6	1210,9	193,200	50,885	84,045

7	1397,8	136,600	63,060	90,228
8	1613,1	267,800	67,265	83,398

Fonte: Autor, 2021

Tabela 28 - Dados das Isotermas de Adsorção de Cobre em CRA à 60°C

Ensaio	Cu inicial (mg.L <sup>-1</sup> )	Cu final (mg.L <sup>-1</sup> )	Q (mg.g <sup>-1</sup> )	% Retido
1	198,32	0,257	9,903	99,870
2	401,23	0,347	20,044	99,913
3	602,11	0,308	30,090	99,949
4	799,45	0,484	39,948	99,939
5	1002,5	1,054	50,072	99,895
6	1210,9	23,290	59,381	98,077
7	1397,8	96,060	65,087	93,128
8	1613,1	235,050	68,903	85,429

Fonte: Autor, 2021