



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA QUÍMICA

FLÁVIA SILVA CUNHA

COMPOSTAGEM COMO PRÉ-TRATAMENTO PARA O
MELHORAMENTO DO BIO-ÓLEO DO RESÍDUO DE
SISAL

Salvador

2023

FLÁVIA SILVA CUNHA

**COMPOSTAGEM COMO PRÉ-TRATAMENTO PARA O
MELHORAMENTO DO BIO-ÓLEO DO RESÍDUO DE SISAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal da Bahia, como requisito parcial para obtenção do título de doutora em Engenharia Química.

Orientador: Dr. Carlos Augusto de Moraes Pires

Salvador

2023

C972 Cunha, Flávia Silva.

Compostagem como pré-tratamento para o melhoramento do bio-
óleo do resíduo de sisal / Flávia Silva Cunha. – Salvador, 2023.
149 f.: il. color.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Augusto de Moraes Pires.

Tese (doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Química - Universidade Federal da Bahia - Escola Politécnica, 2023.

1. Pirólise. 2. Bio-óleo. 3. Pré-tratamento. 4. Compostagem. 5.
Hidrocarbonetos. 6. Desoxigenação. I. Pires, Carlos Augusto de
Moraes. II. Universidade Federal da Bahia. III. Título.

CDD: 660.6




Universidade Federal da Bahia

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA (PPEQ)


ATA Nº 61

Ata da sessão pública do Colegiado do PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA (PPEQ), realizada em 01/09/2023, às 14:00h, para procedimento de defesa da Tese de DOUTORADO EM ENGENHARIA QUÍMICA no. 61, área de concentração Processos e Sistemas Químicos, da candidata FLAVIA SILVA CUNHA, de matrícula 215216345, intitulada COMPOSTAGEM COMO PRÉ- TRATAMENTO PARA O MELHORAMENTO DO BIO-ÓLEO DO RESÍDUO DE SISAL. A Defesa foi on-line e a sessão foi aberta pelo presidente da banca examinadora Prof. Dr. CARLOS AUGUSTO DE MORAES PIRES (Orientador) que apresentou os outros membros da banca: Profª. Dra. SIRLENE BARBOSA LIMA, Prof. Dr. CESARIO FRANCISCO DAS VIRGENS, Prof. Dr. CAIO LUIS SANTOS SILVA e Prof. Dr. GEORGE SIMONELLI. Em seguida foram esclarecidos os procedimentos pelo presidente que passou a palavra à examinada para a apresentação do trabalho de Doutorado. Ao final da apresentação, passou-se à arguição por parte da banca, a qual, em seguida, reuniu-se para a elaboração do parecer. No seu retorno, foi lido o parecer final a respeito do trabalho apresentado pela candidata, tendo a banca examinadora aprovado o trabalho apresentado, sendo esta aprovação um requisito parcial para a obtenção do grau de Doutora. Em seguida, nada mais havendo a tratar, foi encerrada a sessão pelo presidente da banca, tendo sido, logo a seguir, lavrada a presente ata, abaixo assinada por todos os membros da banca.

Documento assinado digitalmente
 **CARLOS AUGUSTO DE MORAES PIRES**
Data: 05/09/2023 12:39:46-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


Prof. Dr. CARLOS AUGUSTO DE MORAES PIRES,
UFBA

Presidente (Orientador)

Documento assinado digitalmente
 **SIRLENE BARBOSA LIMA**
Data: 05/09/2023 20:55:20-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profª. Dra. SIRLENE BARBOSA LIMA, UNEB

Examinador Externo à Instituição

Documento assinado digitalmente
 **CESARIO FRANCISCO DAS VIRGENS**
Data: 11/09/2023 10:35:57-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. CESARIO FRANCISCO DAS VIRGENS,
UNEB

Examinador Externo à Instituição



Universidade Federal da Bahia

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA (PPEQ)

Documento assinado digitalmente

gov.br

CAIO LUIS SANTOS SILVA

Data: 05/09/2023 20:30:36-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. CAIO LUIS SANTOS SILVA, UFBA

Examinador Externo ao Programa

Documento assinado digitalmente

gov.br

GEORGE SIMONELLI

Data: 05/09/2023 13:32:12-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. GEORGE SIMONELLI, UFBA

Examinador Interno

Documento assinado digitalmente

gov.br

FLAVIA SILVA CUNHA

Data: 11/09/2023 11:52:17-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

FLAVIA SILVA CUNHA

Doutoranda

À minha família e aos meus amigos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador Dr. Carlos Augusto de Moraes Pires pelos ensinamentos e pela oportunidade de desenvolver esse trabalho.

À professora Dra. Soraia Teixeira Brandão pelo acolhimento.

Aos professores Dr. Luiz Antônio Magalhães Pontes e Dra. Leila Maria Aguilera Campos pelo apoio que me foi disponibilizado.

Aos meus colegas do GCP (IQ-UFBA), NQV (Unifacs) e CATAM (Unifacs) pelo companheirismo.

Aos meus colegas do IFBA por todo apoio em palavras, trocas de aulas, conselhos, compreensão e força.

Aos meus queridos alunos, cujas existências me deram forças para seguir em frente nessa jornada.

Aos meus amigos pessoais, por entender as ausências nesse período.

Aos meus pais, que me deram direção para começar essa jornada e seguir em frente até o fim.

Ao meu querido marido, pelo companheirismo, pela fé que sempre teve no meu trabalho, pela presença em momentos difíceis, pelos conselhos, pelo cuidado e pela compreensão.

Primeiro um passo depois o outro.
(Elcimar Pessoa Rocha)

CUNHA, Flávia Silva. **Compostagem como pré-tratamento para o melhoramento do bio-óleo do resíduo de sisal**. 149 páginas. 2023.

RESUMO

O presente trabalho estuda os efeitos da compostagem nas características químicas do bio-óleo produzido pela pirólise de resíduo de sisal. Três sistemas foram compostados com proporções de resíduo de sisal em relação ao pó de fibra de sisal de 100:0, 90:10 e 75:25. Os sistemas apresentaram reduções de 33 a 48% nos extrativos, de 70 a 80% na hemicelulose e de 80 a 90% na celulose após a compostagem. Um aumento no teor de lignina foi observado em todos os sistemas. A pirólise dos sistemas compostados foi realizada a 450 e 550 °C. Em ambas as temperaturas, esse processo foi seletivo na produção de grande concentração de hidrocarbonetos (> 160% de aumento), principalmente alcanos e alcenos, reduzindo as concentrações de cetonas, aldeídos e fenólicos (> 50%) e eliminando ésteres, furanos e ácidos acéticos para biomassas compostadas. A temperatura mais elevada favoreceu a produção de aromáticos e hidrocarbonetos cíclicos a partir da pirólise das amostras compostadas. Além desses resultados, a compostagem ajudou a reduzir as espécies oxigenadas do bio-óleo de 44% a 75% nas temperaturas mais baixas e ~69% nas temperaturas mais altas. Esses resultados indicam que o resíduo de sisal compostado pode produzir um bio-óleo mais adequado para biorrefinarias, já que é rico em hidrocarbonetos alifáticos e espécies não oxigenadas.

Palavras-chave: Pirólise; bio-óleo; pré-tratamento; compostagem; hidrocarbonetos; desoxigenação.

ABSTRACT

CUNHA, Flávia Silva. **Composting as a pre-treatment to upgrade the bio-oil from sisal residue.** 149 pages. 2023.

The present work studies the composting effects on the chemical characteristics of bio-oil produced by pyrolysis of sisal residue. Three systems were composted with sisal residue proportions to sisal fiber powder of 100:0, 90:10, and 75:25, respectively. The systems showed reductions of 33–48% (extractive), 70–80% (hemicellulose), and 80–90% (cellulose) after composting. An increase in lignin content was observed in all systems. The pyrolysis of the composted systems was performed at 450 and 550 °C. At both temperatures, this process was selective in producing a large concentration of hydrocarbons (>160% increase), mainly alkanes and alkenes, reducing the concentrations of ketones, aldehydes, and phenolics (>50%) and eliminating esters, furans, and acetic acid to composted biomasses. The higher temperature favored aromatics and cyclic hydrocarbon production from the pyrolysis of composted samples. In addition to these results, composting helped reduce the oxygenated bio-oil species by approximately 44 - 75% at the lowest and ~ 69% at the highest temperatures. These results indicate that composted sisal residue can produce bio-oils more suitable for biorefineries since they are rich in aliphatic hydrocarbons and non-oxygenated species.

Keywords: Pyrolysis; bio-oil; pre-treatment; composting; hydrocarbons; deoxygenation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Estrutura química da celobiose.	20
Figura 2 – Estrutura química das unidades da hemicelulose.....	21
Figura 3 – Estrutura química das unidades da lignina.....	21
Figura 4 – Processamento da planta de sisal.	23
Figura 5 – Principais precursores dos componentes do bio-óleo.	31
Figura 6 – Estágios típicos da compostagem.....	36
Figura 7 – Fluxograma da metodologia desenvolvida nesse trabalho.....	43
Figura 8 – Esquema do sistema de compostagem.	44
Figura 9 – Distribuição cumulativa de massa de biomassa.	45
Figura 10 – Perfil de temperatura dos sistemas.....	53
Figura 11 – FTIR do resíduo de sisal (RS100-T0), Pó da fibra de sisal (PFS100-T0) e das amostras compostadas RS100-T44, RS90-T44 e RS75-T44, respectivamente...58	
Figura 12 – Teor de (a) extrativos, (b) hemicelulose, (c) celulose e (d) lignina das amostras compostadas RS100-T44, RS90-T44 e RS75-T44.	61
Figura 13 – Curva DTA das amostras de biomassas <i>in natura</i> e compostadas.....	64
Figura 14 – TG e DTG das amostras os sistemas RS100 (a), RS90 (b) e RS75 (c) antes (T0) e depois (T44) da compostagem.....	65
Figura 15 – FTIR do chorume coletado após a compostagem dos sistemas RS100, RS90 e RS75.	67
Figura 16 – Produção por grupos funcionais nas temperaturas (a) 450 °C e (b) 550 °C.	71
Figura 17 – Porcentagem de hidrocarbonetos produzidos a (a) 450 °C e (b) 550 °C.	73
Figura 18 – Porcentagem de componentes oxigenados e não oxigenados para as temperaturas (a) 450°C e (b) 550°C.....	74
Figura A. 1– Cromatograma da pirólise de PFS100-T0 a 450 °C.....	94
Figura A. 2 – Cromatograma da pirólise de PFS100-T0 a 550 °C.....	95
Figura A. 3 – Cromatograma da pirólise de RS100-T0 a 450 °C.....	96
Figura A. 4 – Cromatograma da pirólise de RS100-T0 a 550 °C.....	97
Figura A. 5 – Cromatograma da pirólise de RS90-T0 a 450 °C.....	98
Figura A. 6 – Cromatograma da pirólise de RS90-T0 a 550 °C.....	99
Figura A. 7 – Cromatograma da pirólise de RS75-T0 a 450 °C.....	100
Figura A. 8 – Cromatograma da pirólise de RS75-T0 a 550 °C.....	101

Figura A. 9 – Cromatograma da pirólise de RS100-T44 a 450 °C.....	102
Figura A. 10 – Cromatograma da pirólise de RS100-T44 a 550 °C.....	103
Figura A. 11 – Cromatograma da pirólise de RS90-T44 a 450 °C.....	104
Figura A. 12 – Cromatograma da pirólise de RS90-T44 a 550 °C.....	105
Figura A. 13 – Cromatograma da pirólise de RS75-T44 a 450 °C.....	106
Figura A. 14 – Cromatograma da pirólise de RS75-T44 a 550 °C.....	107

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características de algumas biomassas residuais agrícolas.....	19
Tabela 2 – Principais processos termoquímicos de degradação da biomassa.	25
Tabela 3 – Principais tipos de pirólise e suas características.	26
Tabela 4 – Características requeridas para o bio-óleo.....	31
Tabela 5 – Algumas características do bio-óleo <i>versus</i> petróleo.....	32
Tabela 6 – Tipos de pré-tratamentos.	33
Tabela 7 – Características da biomassa <i>in natura</i>	52
Tabela 8 – Análise elementar das amostras iniciais e finais.....	55
Tabela 9 – Percentual dos componentes inorgânicos presentes nas cinzas dos recipientes RS100-T44, RS90-T44 e RS75-T44.....	56
Tabela 10 – Frequências de bandas e seus respectivos grupos funcionais e vibrações observadas no espectro FTIR das biomassas <i>in natura</i> resíduo de sisal (RS100- T0), pó da fibra de sisal (PFS100-T0) antes da compostagem, e das biomassas compostadas RS100-T44, RS90-T44 e RS75-T44.	60
Tabela 11 – Frequências de bandas e seus respectivos grupos funcionais e vibrações observadas no espectro FTIR dos líquidos drenados dos sistemas RS100, RS90 e RS75 com 44 dias de compostagem.	68
Tabela 12 – Componentes inorgânicos presentes no chorume coletado dos recipientes RS100, RS90 e RS75.....	69
Tabela A.1 – Produtos da pirólise do sistema PFS100-T0 a 450 °C.....	108
Tabela A.2 – Produtos da pirólise do sistema PFS100-T0 a 550°C.....	110
Tabela A.3 – Produtos da pirólise do sistema RS100-T0 a 450 °C.....	112
Tabela A.4 – Produtos da pirólise do sistema RS100-T0 a 550 °C.....	114
Tabela A.5 – Produtos da pirólise do sistema RS90-T0 a 450 °C.....	118
Tabela A.6 – Produtos da pirólise do sistema RS90-T0 a 550°C.....	120
Tabela A.7 – Produtos da pirólise do sistema RS75-T0 a 450 °C.....	122
Tabela A.8 – Produtos da pirólise do sistema RS75-T0 a 550 °C.....	124
Tabela A.9 – Produtos da pirólise do sistema RS100-T44 a 450 °C.....	126
Tabela A.10 – Produtos da pirólise do sistema RS100-T44 a 550 °C.....	129
Tabela A.11 – Produtos da pirólise do sistema RS90-T44 a 450 °C.....	133

Tabela A.12– Produtos da pirólise do sistema RS90-T44 a 550 °C.....	136
Tabela A.13 – Produtos da pirólise do sistema RS75-T44 a 450 °C.....	140
Tabela A.14 – Produtos da pirólise do sistema RS75-T44 a 550 °C.....	143

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	13
1.1	Objetivo	15
1.2	Objetivos específicos.....	15
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1	Biomassa	16
2.1.1	Composição da biomassa lignocelulósica	18
2.1.2	<i>Agave Sisalana</i>	22
2.2	Processamento de biomassa.....	23
2.3	Pirólise de biomassa e seus principais produtos	25
2.5	Compostagem: Definição, mecanismos e principais aplicações	35
2.6	Pré-tratamentos biológicos: Compostagem	41
3	MATERIAIS E MÉTODOS	43
3.1	Biomassa	44
3.2	Compostagem.....	44
3.3	Caracterização físico-química das amostras.....	46
3.3.1	Cinzas	46
3.3.2	Análise elementar CHNS.....	47
3.3.3	Teor de extrativos	47
3.3.4	Caracterização química da biomassa.....	48
3.3.4.1	<i>Teor de lignina</i>	48
3.3.4.2	<i>Açúcares e ácidos orgânicos</i>	49
3.3.4.3	<i>Furfural e 5-HMF</i>	50
3.3.4.4	<i>Cálculo do teor de hemicelulose e celulose</i>	50
3.3.5	Análise termogravimétrica e análise térmica diferencial	50
3.3.6	Espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR).....	51
3.3.7	Metais do chorume	51
3.4	Micropirólise (Pi-CG-EM).....	51
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	51
4.1	Compostagem.....	51
4.2	Caracterização dos sólidos.....	53
4.2.1	FTIR das biomassas.....	57

4.2.2 Caracterização química	61
4.2.3 Análise térmica diferencial (DTA)	63
4.2.4 Análise termogravimétrica	64
4.3 Caracterização das amostras líquidas (chorume)	66
4.4 Pirólise analítica (Pi-CG-EM)	69
5 CONCLUSÃO	77
6 TRABALHOS FUTUROS	78
REFERÊNCIAS	79
APÊNDICE A – CROMATOGRAMAS E PRODUTOS DA PIRÓLISE	94

1 INTRODUÇÃO

A *Agave Sisalana* é cultivada em muitos continentes, e sua principal produção ocorre no Brasil, Tanzânia, Quênia, China, Cuba, Haiti, Indonésia, Madagascar, Moçambique, México, África do Sul e Tailândia (FAOSTAT, 2023). A fibra de sisal é o produto preponderante dessa cultura, que tem o Brasil como seu maior produtor mundial, com 100.000 t/ano (FAOSTAT, 2023). Entretanto, a intensa competição por fibras sintéticas, as secas prolongadas e a má gestão de recursos naturais tornam este produto menos atrativo para produtores e trabalhadores agrícolas (SANTOS; SILVA, 2017).

Algumas iniciativas para promover a cultura do sisal já estão sendo tomadas, principalmente com o aproveitamento de resíduos produzidos no processo de desfibramento, que chegam a mais de 95% m/m da folha (DA SILVA *et al.*, 2023). A maior parte dos resíduos tem sido descartada no campo como lixo, agredindo o meio ambiente pela produção de gases de efeito estufa (BROEREN *et al.*, 2017). Entretanto, vários estudos estão sendo realizados para utilizar resíduos de sisal como biogás (SOARES *et al.*, 2023), insumos farmacêuticos (hecogenina, inulina e outros) (APOLINÁRIO *et al.*, 2017), materiais de construção civil (KAUSHIK; VARIKKADINMEL; SINGH, 2023), bio-óleo e vários produtos químicos (ARAUJO; BRANDÃO; PIRES, 2023). Esses processos alternativos de aproveitamento desses resíduos terão papel fundamental na estabilidade da cultura nas regiões produtoras e contribuirão para a manutenção do homem no campo.

Dentre as alternativas apresentadas para o aproveitamento do resíduo de sisal, a mais abrangente e que pode contribuir para a solução do aquecimento global do planeta é a produção de bio-óleo, uma vez que pode substituir o petróleo, gerando biomoléculas essenciais para as indústrias (JAMBEIRO *et al.*, 2018). Apesar da importância do bio-óleo para o cultivo do sisal, poucas pesquisas foram realizadas até o momento. Porém, a qualidade do bio-óleo proveniente do resíduo de sisal em comparação com outras biomassas o torna uma matéria-prima promissora para biorrefinarias.

O resíduo de sisal contém altos teores de lignina e extrativos, resultando em um bio-óleo com relação O/C de 0,11 e H/C de 1,48 (PEREIRA *et al.*, 2022). O valor da relação O/C do bio-óleo proveniente de resíduo de sisal ainda é muito elevado comparado ao petróleo, mas é um dos mais baixos comparado aos demais (0,20–0,95). Por outro lado, a elevada relação H/C é a principal responsável pelo elevado poder calorífico do bio-óleo proveniente do resíduo de sisal (35.331 kJ/kg) e está muito próximo do valor encontrado para o petróleo (46.000 kJ/kg).

Tornar o bio-óleo do resíduo de sisal com características mais próximas do petróleo implica principalmente no aumento da produção de hidrocarbonetos, com consequente redução de compostos oxigenados. Neste caso, alguns métodos de melhoria do bio-óleo têm sido amplamente estudados por diversos pesquisadores, envolvendo pré-tratamento de biomassa (CHAI *et al.*, 2022; ONG *et al.*, 2021) e transformações catalíticas do bio-óleo (YUAN *et al.*, 2023). A utilização de catalisadores pode ser necessária para melhorar as características do bio-óleo; porém, a produção desse material envolve uma tecnologia cara, o que torna atrativo o pré-tratamento da biomassa.

A compostagem é um dos processos biológicos mais utilizados como pré-tratamento de biomassa, caracterizada como um processo biológico natural de decomposição aeróbica, que converte substâncias orgânicas de resíduos vegetais e animais em compostos menos complexos (XIAO *et al.*, 2011; ZHANG *et al.*, 2011). Das aplicações destinadas à compostagem, a produção de biofertilizantes é a mais difundida (GAJALAKSHMI; ABBASI, 2008; ONWOSI *et al.*, 2017). O pré-tratamento biológico para produção de bio-óleo tem sido pouco explorado até o momento (ALVAREZ-CHAVEZ *et al.*, 2019; KUMAR *et al.*, 2020) apesar das possíveis vantagens causadas pela quebra da estrutura da lignina e da hemicelulose, diminuição da cristalinidade da celulose e aumento da área superficial devido ao aumento da porosidade da estrutura (HEISE *et al.*, 2017; KUMAR *et al.*, 2009; PENG *et al.*, 2012). Além da compostagem, fungos e bactérias específicos podem ser utilizados em para degradar a lignocelulose; no entanto, a degradação de componentes específicos da lignocelulose necessita de microrganismos seletivos (ALVAREZ-CHAVEZ *et al.*, 2019), que pode ser mais caro em comparação com a compostagem de microrganismos endógenos. Em alguns trabalhos, os pesquisadores constataram que a compostagem foi responsável pelo aumento da concentração de lignina, o que foi associado ao aumento da concentração de hidrogênio e monóxido de carbono na pirólise (BARNETO *et al.*, 2009; JUCHELKOVÁ *et al.*, 2015; PALMA *et al.*, 2020). Além disso, materiais ricos em lignina podem produzir bio-óleo menos oxigenado devido ao menor teor de oxigênio na lignina em relação à hemicelulose e à celulose (HERNANDO *et al.*, 2021). Foi observado ainda que a compostagem modifica a biomassa, provocando aumento na produção de biocarvão e bio-óleo na pirólise lenta (PARTHASARATHY; GUPTA; NARAYANAN, 2015).

Influenciados pela necessidade de melhorar o bio-óleo do resíduo de sisal e pelos resultados da transformação da biomassa através da compostagem, foram realizados neste trabalho uma série de ensaios de compostagem envolvendo misturas de resíduo de sisal e pó de

fibra de sisal, com posterior pirólise rápida da biomassa resultante. Análises dos materiais durante a compostagem e suas relações com as espécies dos bio-óleos produzidos foram feitas pela primeira vez para determinar a extensão da atualização alcançada. A presente pesquisa beneficiará a produção seletiva de espécies químicas visando o melhoramento do bio-óleo proveniente dos resíduos da cultura do sisal e posterior utilização deste produto em biorrefinarias.

1.1 Objetivo

Avaliar as modificações físico-químicas desenvolvidas nos sistemas de compostagem de resíduo de sisal e sua correlação com o melhoramento do bio-óleo destas biomassas.

1.2 Objetivos específicos

- i) Realizar a decomposição da biomassa a partir de compostagem de resíduo de sisal puro e em mistura com pó de fibra de sisal;
- ii) Avaliar a redução e/ou aumento dos componentes básicos que compõem as biomassas;
- iii) Estudar a influência da temperatura de pirólise nos bio-óleos produzidos a partir das biomassas compostadas;
- iv) Estudar a influência da compostagem no melhoramento do bio-óleo.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Biomassa

A biomassa é a forma mais antiga de energia utilizada pelos humanos (DEMIRBAS; BALAT; BALAT, 2009). Por muitos anos foi considerada pilar da economia global até que, com o aumento na demanda por energia, os combustíveis fósseis começaram a se destacar devido à sua abundância e elevada densidade energética (ABBASI; ABBASI, 2010). No último século, entretanto, o acelerado uso desses combustíveis contribuiu para significativas mudanças climáticas provocadas pelo aumento das emissões de CO₂ a partir de sua queima (HALDAR; PURKAIT, 2020).

O uso de combustíveis fósseis é considerado uma das maiores fontes antropogênicas de emissão de CO₂, tendo contribuído em mais de 60% para o crescimento do efeito estufa (DEMIRBAS; BALAT; BALAT, 2009). Além do CO₂, a queima de combustíveis fósseis ocasiona a emissão de outros gases como CH₄, N₂O, hidrofluorcarbonos (HFC), dentre outros. Esses gases são responsáveis pelo agravamento do efeito estufa, fenômeno que contribui para a elevação da temperatura média do planeta e por uma grande carga de mortalidade global (MONTZKA; DLUGOKENCKY; BUTLER, 2011; VOHRA *et al.*, 2021).

A humanidade tem sofrido um acelerado crescimento populacional e com isso tem sido cada vez mais demandada a produção de alimentos, energia e outros insumos que atendam a esse cenário (TURMEL *et al.*, 2015). Dado o contexto ambiental atual, é fundamental garantir que os processos produtivos aconteçam com mínima emissão de gases poluentes para a atmosfera e com elevada eficiência energética (MENON; RAO, 2012; SÁNCHEZ, 2009).

A biomassa reúne características capazes de atender a essas demandas energéticas e ambientais, motivo pelo qual seu uso tem crescido ultimamente. Dentre as vantagens do uso de biomassa como fonte renovável estão a sua ampla disponibilidade e cobertura energética mundial se comparada às fontes fósseis (HALDAR; PURKAIT, 2020; MENON; RAO, 2012; ROUCHES *et al.*, 2016; SÁNCHEZ, 2009).

Considerando a importância das fontes renováveis de energia, a biomassa oferece o maior potencial de energia necessária para a sociedade moderna (GLUSHKOV *et al.*, 2021). Segundo Danish *et al.* (2015), um único distrito no sul da Ásia produz cerca de 2,5 milhões de toneladas de resíduos agrícolas como, por exemplo, palha de trigo, palha de arroz, casca de arroz, bagaço de cana, folhas de milho, serragem e talo de algodão. A energia contida nesses

descartes representa potencial como biocombustíveis ou para produção combinada de calor e potência (DANISH *et al.*, 2015). Segundo Kan, Strezov e Evans (2016), a biomassa produzida mundialmente tem potencial equivalente a $1,08 \times 10^{11}$ toneladas de petróleo, o que é 10 vezes a necessidade anual mundial.

A obtenção de energia através de biomassa traz outras vantagens como a rápida reprodutividade, diversidade de formas de transformação (combustão, gaseificação e pirólise) e da possibilidade de gerar combustíveis sólidos, líquidos e gasosos (GLUSHKOV *et al.*, 2021). Além disso, a biomassa é um recurso neutro no aspecto emissão de CO₂ e é uma matéria prima já utilizada há bastante tempo para produção de carvão, de modo que já há um conhecimento técnico bem estabelecido sobre suas características (KAN; STREZOV; EVANS, 2016).

As principais biomassas utilizadas atualmente são madeiras, vegetais produzidos a partir de culturas energéticas, resíduos florestais e agrícolas e microalgas (GLUSHKOV *et al.*, 2021; RAUD *et al.*, 2019). Dos resíduos agrícolas, apenas uma parte da biomassa gerada como subprodutos na agricultura tem sido aproveitada como insumos para outros processos (ABBASI; ABBASI, 2010; MONLAU *et al.*, 2013; RAUD *et al.*, 2019).

De um modo geral, esses resíduos são pouco valorizados. Apesar da decomposição natural desse tipo de biomassa diretamente no solo ter se mostrado uma opção promissora para aprimoramento do solo, há limitações em relação à quantidade aplicada ao solo sem prejuízos (ABBASI; ABBASI, 2010; MONLAU *et al.*, 2013; RAUD *et al.*, 2019; TURMEL *et al.*, 2015). Segundo Sarkar *et al.* (2020), os resíduos de safras agrícolas são frequentemente considerados materiais descartáveis e uma prática bastante comum de descarte desses resíduos é a queima *in situ*, o que reduz a quantidade de nutrientes disponíveis no solo e destrói a microbiota do meio.

Os resíduos agrícolas podem contribuir com a geração de gases de efeito estufa (CH₄, N₂O e CO₂), seja pela sua queima ou pelo seu descarte ao solo, esse último responsável por parte das emissões de N₂O na agricultura. Entre os anos de 1990 e 2019 as emissões de gases de efeito estufa (GEEs) geradas na gestão de resíduos agrícolas aumentaram em cerca de 44%, passando de cerca de $1,31 \times 10^5$ kton (CO₂ eq) em 1990 para cerca de $1,89 \times 10^5$ kton (CO₂ eq) em 2019. De acordo com Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), embora a projeção para o ano de 2030 mostre uma branda redução dessas emissões, equiparando-se aos valores observados no ano de 2016, a projeção para o ano de 2050 ainda sugere aumento nas emissões, possivelmente em função da previsão de aumento das principais produções agrícolas mundial (COSIBRA, 2015).

Na atualidade, as principais safras (trigo, milho e arroz) geram uma grande quantidade de resíduos. No entanto, a queima desses resíduos no campo é uma prática comum e que gera

sérios problemas ambientais. As partículas liberadas nessas queimas (por exemplo, material particulado inalável de diâmetro inferior a 10 μm - MP_{10} ; material particulado inalável de diâmetro inferior a 2,5 μm - $\text{PM}_{2,5}$; e gases de efeito estufa - GEEs) são responsáveis por parte do avanço da poluição ambiental nesses locais (SARKAR *et al.*, 2020).

No último século, a população aumentou cerca de quatro vezes e esse fenômeno vem acompanhado pelo aumento na demanda por recursos naturais como água, alimentos e energia (RITCHIE; ROSER, 2020; TURMEL *et al.*, 2015). Considerando o provável aumento na demanda por esses recursos, uma gestão adequada de resíduos agrícolas pode trazer diversas vantagens aos vários setores. Os benefícios da valorização dos resíduos agrícolas podem ser obtidos a partir da reintegração direta desses materiais no solo e até mesmo a partir da aplicação de seus derivados, por exemplo, o biocarvão, no solo para melhoramento de safras agrícolas (TURMEL *et al.*, 2015; YANG *et al.*, 2021).

Atualmente, cerca de 50% da terra habitável é utilizada para agricultura, incluindo lavoura e pasto. Por esse motivo, a agricultura é um dos principais setores que movem a economia mundial com projeções de crescimento nos próximos anos (RITCHIE; ROSER, 2020). Segundo Sanderson (2011), mais de 40 milhões de toneladas de materiais vegetais não comestíveis, incluindo caule de trigo, palha de milho (talos e folhas) e aparas de madeira de exportação, são produzidos e descartados anualmente.

As características de alguns desses e outros tipos de resíduos já foram relatadas com fins energéticos e de obtenção de produtos químicos, conforme mostra a Tabela 1. Chiang, Chien e Lu (2012), por exemplo, investigaram as características de vinte e seis variedades de biomassas como madeira e resíduos florestais, culturas e resíduos agrícolas, resíduos de gado, resíduos sólidos municipais, esgoto, lodo de esgoto, resíduos orgânicos industriais.

2.1.1 Composição da biomassa lignocelulósica

A biomassa de origem vegetal é constituída de lignocelulose, que é a combinação dos polímeros celulose, hemicelulose e lignina, localizados na parede celular vegetal (ABBASI; ABBASI, 2010). Além desses componentes, a biomassa pode ser constituída de matéria orgânica não-lignocelulósica, as quais são mais degradáveis (JURADO *et al.*, 2014). A biomassa lignocelulósica é produzida a partir do CO_2 atmosférico e água utilizando energia solar através do processo de fotossíntese (YOUSUF; SANNINO; PIROZZI, 2019).

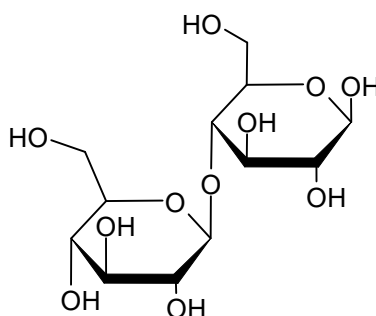
Tabela 1 – Características de algumas biomassas residuais agrícolas.

Biomassa	Extrativos	Hemicelulose	Celulose	Lignina	C H N S				Voláteis	Cinzas	Umidade	CPS (MJ/kg)	Referência
					(% massa)								
Cevada (caule)	1,9	37,6	34,9	15,8						3,7			a
Cevada (palha)					46,8	5,53	0,41	0,06		4,9	15	4489	b
Milho (espiga)					42,1	5,9	0,5	0,48	91,16	2,3	12,77	16	c
Milho (espiga)		35	45	15									d
Milho (espiga)					46,3	5,6	0,57	0		5,34	7,1	4300	b
Milho (fibra)		35	15	8									d
Milho (talo)					45,53	6,15	41,11	0,78		6,4	0	17,81	b
Milho (palha)		25	40	17									d
Uva (bagasse)					47,6	5,6	1,6		64,8	8,1		17,2	e
Uva (resíduos)	15,6	17,2	17,2	30,4	47,9	6,2	2,11	0,09		5,1			f
Milho (espiga, palha, galhos e folhas)	17,5	52,8		22,9					77,8	6,8		18,91	g
Milho (tronco)	2,1	28	38,1	15						4,1			a
Oliva (bagasse)					51,5	6	1		77,7	2,1		18,2	e
Oliva (casca)	8,7	18,5	18,5	28	50,9	6,3	1,37	0,03		2,8			f
Arroz (casca)					41,92	6,34	1,85	0,47	73,41	15,14	10,89	12,87	c
Arroz (casca)	4,1	50,2		28,9					68,3	16,8		16,18	g
Arroz (casca)	8	24,3	24,3	14,3	40,3	5,7	0,3	0,03		15,3			f
Arroz (casca)					48,6 ± 1,58	6,7 ± 0,31	0,38 ± 0,04	0,43 ± 0,11	62,43 ± 0,53	11,96 ± 0,23	9,68 ± 0,27		h
Arroz (palha)					41,8	4,63	0,7	0,08	69,3	13,4	25	2900	b
Arroz (palha)					46,21 ± 0,96	7,24 ± 0,74	1,89 ± 1,01	0,64 ± 0,26	64,22 ± 0,55	9,46 ± 0,81	10,71 ± 0,66		h
Arroz (palha)	3,8	33,8	36,5	12,3						13,3			a
Arroz (palha)		25	35	12									d
Arroz (palha)					36,07	5,2	0,64	0,26	78,07	15	11,69	14,87	c
Trigo (palha)	7,4	27,3	27,3	16,4	43,6	6,2	0,3	0,08		5,5			f
Trigo (palha)		27,2	37,8	19,7						6,2			i
Trigo (palha)		50	30	20									d
Trigo (palha)	1,7	38,8	38,9	16,8						3,9			a
Trigo (palha)					38,34	5,47	0,6	0,37	83,08	6,63	12,81	14,68	c
Madeira (cavacos)	4,6	31,8	31,8	19	46,4	5,9	0,085	0		0,45			f

^a Sun *et al.* (2005); ^b Skoulou e Zabaniotou (2007); ^c Biswas *et al.* (2017); ^d Saha (2003); ^e Encinar *et al.* (1996); ^f Di Blasi *et al.* (1999); ^g Protásio *et al.* (2013); ^h Chiang, Chien e Lu (2012); ⁱ Silva e Rouau (2011)

A celulose é um carboidrato de fórmula $(C_6H_{10}O_5)_n$, onde n é o grau de polimerização e tem como unidade básica a celobiose (Figura 1). A celobiose é formada por duas moléculas de anidroglicose ligadas por ligação β -glicosídicas (WANG *et al.*, 2017). A celulose é constituída de partes cristalinas, que podem se apresentar em quatro estados polimorfos. As regiões amorfas da celulose ficam ao longo das partes cristalinas (BETTS *et al.*, 1991). A região cristalina possui melhor estabilidade térmica devido à estrutura empacotada e às ligações de hidrogênio intramoleculares (WANG *et al.*, 2017). As propriedades físico-químicas da celulose dependem do tamanho da cadeia, da cristalinidade e do seu grau de polimerização (MONLAU *et al.*, 2013).

Figura 1 – Estrutura química da celobiose.



A hemicelulose é um termo geral aplicado a um grupo de carboidratos quimicamente heterogêneo encontrado nas paredes celulares das plantas em associação com lignina. Trata-se de uma estrutura amorfa, aleatória e de ligações fracas e que circunda a celulose (BETTS *et al.*, 1991; MONLAU *et al.*, 2013). Possui ramificações com cadeias laterais curtas que consistem em diferentes monômeros de açúcar. As diversas unidades monossacarídeas estão entre pentoses, hexoses e sacaroses e podem incluir xilose, manose, glucano, galactose, ramnose e arabinose (Figura 2) (BETTS *et al.*, 1991; MONLAU *et al.*, 2013; WANG *et al.*, 2017). Esses polímeros podem ser facilmente hidrolisados por ácidos diluídos ou bases diluídas e também por inúmeras enzimas hidrolases. A hemicelulose possui menor massa molecular que a celulose (MONLAU *et al.*, 2013).

A lignina é um polímero amorfo sintetizado de precursores fenilpropanóides com estrutura randômica tridimensional. É constituída pelos álcoois coniferílico, sinapílico e p-cumarílico (Figura 3), cujas proporções depende do tipo de biomassa. A principal diferença entre estes álcoois é o número de grupos metoxil anexados ao anel aromático. Estas unidades são ligadas por três tipos básicos de ligações: ligações éter, ligações carbono-carbono e ligações

éster. A lignina pode ser ligada aos carboidratos celulose e hemicelulose através de três tipos de ligações: ponte de hidrogênio, ligações covalentes e incrustações físicas (BETTS *et al.*, 1991; WANG *et al.*, 2017). O principal propósito da lignina é dar à planta rigidez estrutural, impermeabilidade e resistência contra ataques microbiano e tensão oxidativa. A lignina é ainda insolúvel em água e opticamente inativa, o que dificulta a sua degradação. Depois da celulose e hemicelulose, a lignina é o polímero natural mais abundante no mundo (MONLAU *et al.*, 2013).

Figura 2 – Estrutura química das unidades da hemicelulose.

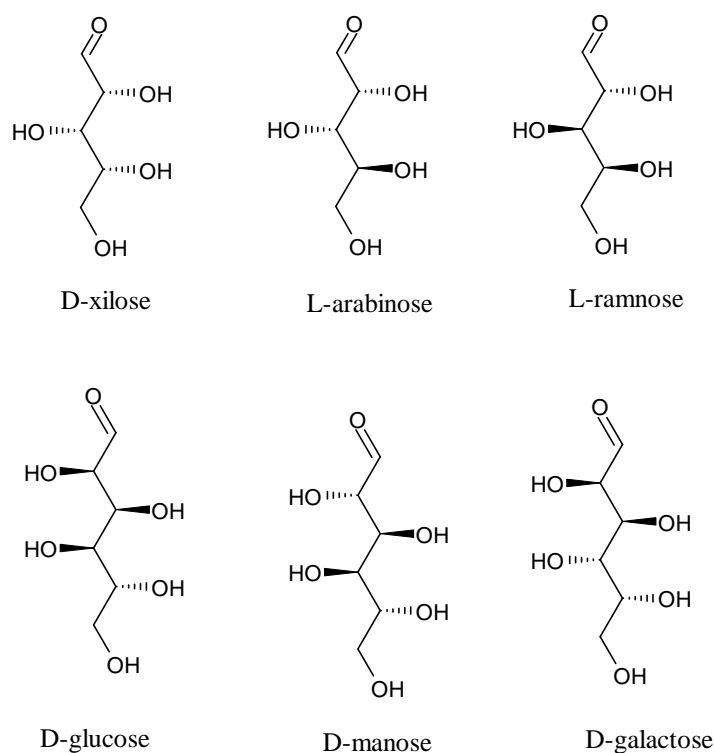
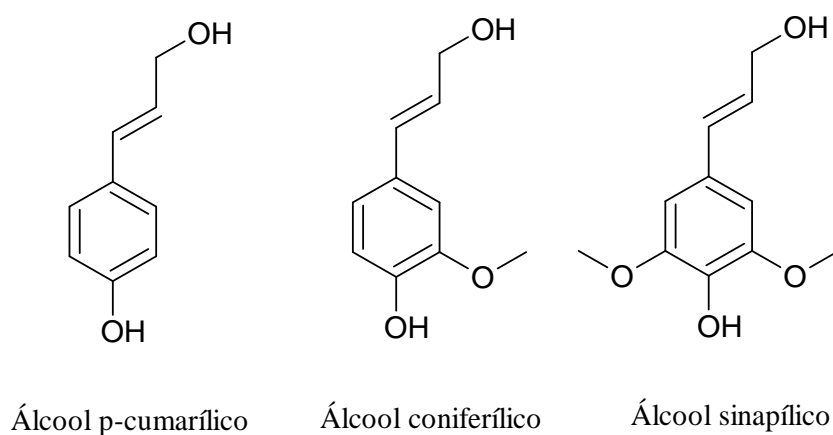


Figura 3 – Estrutura química das unidades da lignina.



Esses três principais componentes da biomassa lignocelulósica são desigualmente distribuídos na parede celular. As macromoléculas de celulose formam um grupo de microfibras resistentes, que fazem o papel de esqueleto da parede celular e o material interno é preenchido com hemicelulose amorfa e lignina (WANG *et al.*, 2017). A hemicelulose serve como conexão entre a lignina e a fibra de celulose. Junto com a hemicelulose, a lignina é ligada covalentemente formando complexos. A lignina contida na matriz lignina-carboidratos limita a digestividade da biomassa lignocelulósica por ter uma rede hidrofóbica reticular, que é insolúvel em quase todos os solventes e é bastante resistente à degradação anaeróbica (MONLAU *et al.*, 2013).

2.1.2 *Agave Sisalana*

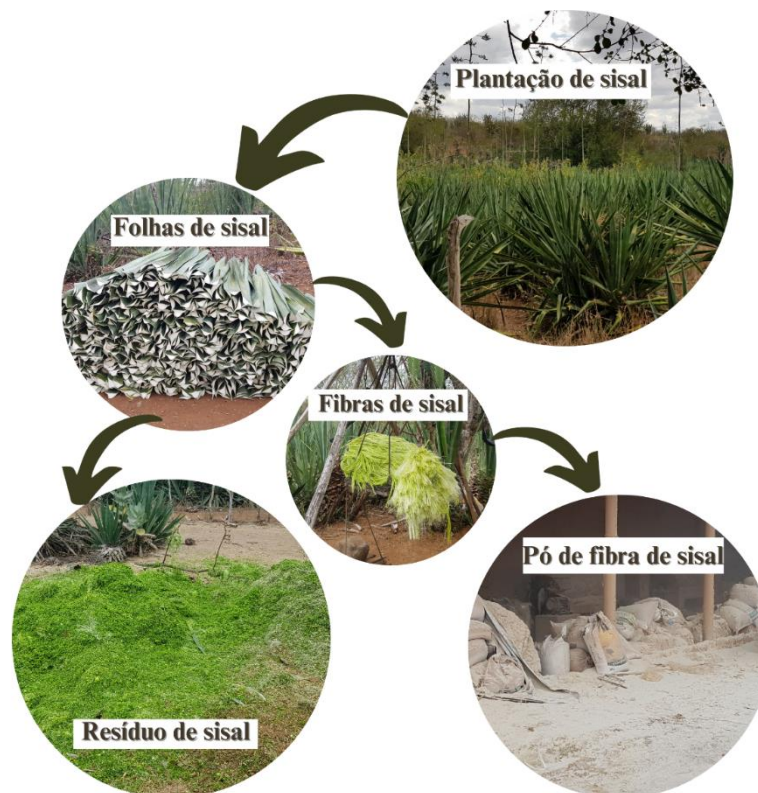
O gênero *Agave* compreende mais de 166 espécies nativas de regiões áridas e semiáridas do México. Contudo, devido à sua extrema adaptação, atualmente essas espécies crescem em quase todas as áreas agriculturáveis do mundo (SARWAR *et al.*, 2019). *Agaves* são plantas ajustáveis, principalmente, a ambientes áridos e semiáridos devido às adaptações morfológicas e fisiológicas de sua estrutura, a exemplo das suas cutículas espessas. Essas cutículas são compostas de uma mistura de moléculas de longas cadeias de carbono como alcanos, cetonas, ésteres, álcoois alifáticos, ácidos graxos e aldeídos alifáticos, podendo chegar até a 36 carbonos (MONJA-MIO *et al.*, 2019).

Apesar da sua origem, atualmente, o Brasil é o maior produtor de sisal no mundo, sendo que a produção é essencialmente destinada à produção de fibras naturais (MELO *et al.*, 2019). A fibra de sisal também é produzida em regiões tropicais do México, Tanzânia, Quênia, Madagascar e China (GŁOWIŃSKA; DATTA; PARCHETA, 2017). O sisal representa 2% da produção mundial de fibras naturais (SHAHZAD *et al.*, 2022). A sua fibra é comercializada para produção de cordas, tapetes, sacolas e papel. A partir do processo de desfibramento é obtido o resíduo de sisal, que atualmente são pouco valorizados e, geralmente, descartados no solo (CARDOSO, 2019). A Figura 4 mostra os materiais obtidos do processamento da planta de sisal.

A folha de sisal é composta por cerca de 4% de fibra, 1% de cutícula, 8% de matéria seca e 87% de água (WEI; MEYER, 2014). É uma planta rica em lignocelulose e carboidratos simples e pode ser utilizada como matéria prima para bioenergia (SARWAR *et al.*, 2019). Apesar disso, o uso de resíduo de sisal ainda é pouco explorado, embora alguns estudos indiquem seu potencial para produção de fertilizantes orgânicos, alimentos para ruminantes, produção de corticoides, larvicidas e agentes antimicrobianos (SANTOS *et al.*, 2015). Uma das

rotas de valorização do resíduo de sisal inclui a sua utilização como matéria-prima para produção de bio-óleo a partir de pirólise. Essa aplicação tem sido relatada em alguns trabalhos, que detalham as características dessa biomassa e do bio-óleo produzido (JAMBEIRO *et al.*, 2018; PEREIRA; PIRES, 2017; 2018; SANTOS *et al.*, 2022; VASCONCELOS *et al.*, 2018).

Figura 4– Processamento da planta de sisal.



2.2 Processamento de biomassa

Os processos de transformação da biomassa podem ser divididos entre métodos bioquímicos e termoquímicos. Dentre os métodos bioquímicos pode-se exemplificar a digestão anaeróbica e a fermentação. Esses métodos consistem na transformação da celulose e hemicelulose em biocombustíveis a partir de hidrólise e fermentação. Os processos termoquímicos de transformação de biomassa ocorrem através da sua degradação a partir do seu aquecimento (GLUSHKOV *et al.*, 2021).

Embora aparenta ser versátil, a transformação da biomassa lignocelulósica é bastante desafiadora. Esses polímeros à base de carbono que a compõe, que dá rigidez e estrutura aos

vegetais (celulose, hemicelulose e lignina), quando degradados rendem componentes que podem ser utilizados para produzir biocombustíveis (SANDERSON, 2011).

Os biocombustíveis podem ser classificados como de primeira geração (1G), ou seja, aqueles produzidos diretamente por biomassa bruta; de segunda geração (2G), ou seja, aqueles produzidos a partir da biomassa processada. Por sua vez, os biocombustíveis 2G podem ser obtidos pela rota termoquímica, por intermédio do aquecimento de biomassa com controle de concentração de oxigênio; ou pela rota bioquímica, que produz o combustível por meio de processo microbiano ou enzimático, que se destina à conversão de açúcares em combustível como etanol ou butanol (RAUD *et al.*, 2019).

O rendimento de biocombustível 2G por rota bioquímica ainda é bastante baixo comparado às rotas bioquímicas de primeira geração, principalmente, devido à necessidade de muitas etapas de processo para obter a degradação das estruturas da biomassa lignocelulósica, a fim de obter os açúcares que se transformarão em biocombustíveis (HARINDINTWALI; ZHOU; YU, 2020; MONLAU *et al.*, 2013).

A estrutura complexa da lignocelulose dificulta a ação seletiva de enzimas, por exemplo, no processo de produção de etanol 2G, cujo substrato principal da reação enzimática é a celulose. Desse modo, os processos termoquímicos são mais viáveis para degradar o material lignocelulósico para produção de biocombustíveis (SANDERSON, 2011).

Mesmo mostrando-se eficiente na degradação de biomassa, a eficiência dos processos de transformação térmica está relacionada com as características do material. Portanto, fatores como umidade, teor de matéria orgânica, carbono fixo, teores de voláteis e cinzas, composição elementar (C, H, N, S, O) e poder calorífico, bem como caracterização química (celulose, hemicelulose, lignina e extrativos) são relevantes para essa avaliação (DANISH *et al.*, 2015).

O teor de voláteis, por exemplo, dá indicativos sobre sua facilidade de ignição. Materiais com elevado teor de voláteis indica baixa temperatura de ignição, o que resulta na maior quantidade de gás combustível produzido em sistemas de conversão térmica. Por esse motivo, esses materiais são promissores para obtenção de produtos a partir de processos térmicos (CHIANG; CHIEN; LU, 2012).

A umidade é também uma das propriedades de bastante importância na conversão térmica. Quanto maior o teor de umidade da biomassa menor é a densidade energética devido à massa de água. De um modo geral, para uma eficiente conversão térmica é necessário que a biomassa possua umidade de 10 a 14 %, considerando as diferenças climáticas, o tipo de processamento e a forma de estocagem (DANISH *et al.*, 2015).

Dentre os processos termoquímicos destacam-se a combustão, gaseificação e pirólise (Glushkov *et al.*, 2021), cujas principais diferenças estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 – Principais processos termoquímicos de degradação da biomassa.

Processo	Principais características	Principais produtos
Combustão	Elevadas temperaturas (800-1000 °C) Atmosfera aeróbia	O gás produzido tem poder calorífico superior de 4 – 6 MJ/m ³ e pode ser queimado diretamente ou pode ser usado como combustível em motores e turbinas
Pirólise	Temperaturas medianas (350 – 600 °C) Atmosfera anaeróbia	Os produtos de pirólise compreendem o bio-óleo, gases não-condensáveis e resíduo rico em carbono (biocarvão) cujos rendimentos dependem das condições operacionais do processo.
Gaseificação	Elevadas temperaturas (650 – 1200 °C) Uma variedade de atmosferas possíveis (ar, oxigênio, vapor d'água)	O gás produzido em processo utilizando ar tem poder calorífico superior é de 4 – 6 MJ/m ³ , utilizando oxigênio é 10 – 12 MJ/m ³ e utilizando vapor é 15-20 MJ/m ³ .

Fonte: Adaptado de Glushkov *et al.* (2021) e Kan, Strezov e Evans (2016).

2.3 Pirólise de biomassa e seus principais produtos

A pirólise é um método antigo já utilizado há mais de 5500 anos para produção de carvão no Sul da Europa e no Oriente Médio. Esse processo também era usado para calefar barcos e para produção de alguns agentes de embalsamentos no Egito Antigo. Atualmente, essa tecnologia tem mostrado melhor custo benefício na produção de energia e coprodutos. Entre um dos seus principais objetivos, visa produzir biocombustíveis de elevada qualidade para eventualmente substituir os combustíveis fósseis (BRIDGWATER; MEIER; RADLEIN, 1999; JAHIRUL *et al.*, 2012).

A pirólise é um processo complexo de múltiplas etapas, em que a matéria-prima é desintegrada em condições controladas de aquecimento (AL-RUMAIHI *et al.*, 2022). Nesse processo, as cadeias longas dos componentes da biomassa são quebradas para a produção de estruturas menores em forma de gases, de vapores condensáveis e de carvão. O rendimento desses produtos depende das condições operacionais do processo considerando temperatura, taxa de aquecimento, pressão, configuração do reator e matéria-prima (AL-RUMAIHI *et al.*, 2022; BRIDGWATER, 2012; JAHIRUL *et al.*, 2012).

Em grande parte, os vapores condensáveis constituem o bio-óleo, um potencial biocombustível. O bio-óleo tem poder calorífico superior entre 15-20 MJ/kg (os combustíveis

de petróleo têm esse valor variando entre 42-45 MJ/kg). O relativo baixo poder calorífico do bio-óleo é devido, principalmente, ao elevado teor de oxigênio que pode chegar a 40% em massa medido em base seca (KAN; STREZOV; EVANS, 2016).

O carvão, chamado de biocarvão, é constituído de sólidos orgânicos não convertidos e resíduos carbonáceos gerados da decomposição parcial ou completa dos componentes da biomassa. É constituído também de uma fração de compostos minerais. É um material com elevado poder calorífico, considerado uma fonte alternativa de energia. Dentre suas principais características estão seu elevado teor de carbono (53-96 %) e elevado poder calorífico superior (20-36 MJ/kg), cujos valores também dependem das variáveis desse processo (KAN; STREZOV; EVANS, 2016).

Os gases mais comumente liberados da biomassa durante a pirólise são CO₂, CO, H₂ e alguns hidrocarbonetos de baixo carbono como CH₄, C₂H₆ e C₂H₄. Além desses, pequenas quantidades de outros gases como C₃H₈, NH₃, NO_x e SO_x podem ser produzidos durante a pirólise. O poder calorífico superior dos gases pirolíticos varia entre 10-20 MJ/N.m³ a depender de sua composição (KAN; STREZOV; EVANS, 2016).

De acordo com a taxa de aquecimento e o tempo de residência, os processos de pirólise podem ser classificados como pirólise lenta, pirólise rápida e pirólise *flash*, cujas principais características estão resumidas na Tabela 3. Além dessas tecnologias, há outras técnicas como pirólise com micro-ondas, pirólise catalítica, hidropirólise catalítica e hidropirólise (AL-RUMAIHI *et al.*, 2022; KAN; STREZOV; EVANS, 2016).

Tabela 3 – Principais tipos de pirólise e suas características.

Tipo de pirólise	Temperatura (°C)	Taxa de aquecimento (°C/s)	Tempo de residência (min)
Pirólise lenta	400-700	0,1-2	5-30
Pirólise rápida	~500	até 100	~1
Pirólise <i>flash</i>	até 1000	~700	< 0,5

Fonte: Adaptado de Al-Rumaihi *et al.* (2022), Bridgwater (2012) e Kan, Strezov e Evans (2016).

Na pirólise lenta (ou convencional) a matéria orgânica é lentamente aquecida em meio anaeróbico a temperaturas superiores a 400 °C, com baixa taxa de aquecimento variando entre 0,1-2 °C/min e elevado tempo de residência (entre 5 e 30 min). Nesse processo os componentes voláteis passam por craqueamento e recombinações responsáveis pela produção de carvão e líquidos. É um processo que favorece a produção de carvão (AL-RUMAIHI *et al.*, 2022;

BRIDGWATER; MEIER; RADLEIN, 1999; JAHIRUL *et al.*, 2012). Na pirólise lenta, a produção é reduzida com o aumento da temperatura, aumento da taxa de aquecimento e diminuição do tamanho de partículas (DEMIRBAS, 2004).

A pirólise rápida ocorre a elevadas temperaturas (em torno de 500 °C) com rápido aquecimento em ausência de oxigênio. Nesse processo a matéria orgânica é degradada liberando componentes volatilizados. O líquido é produzido da condensação de vapores, os quais permanecem pouco tempo no reator (baixo tempo de residência) para reduzir o efeito adverso das reações secundárias. (BRIDGWATER; MEIER; RADLEIN, 1999; JAHIRUL *et al.*, 2012). Com taxas de aquecimento elevadas, podendo chegar a 100 °C/s, ocorre a decomposição rápida da matéria orgânica liberando voláteis, em sua maior parte vapores e aerossóis, além de pequenas quantidades de gases e carvão. Nesse processo, parte dos voláteis podem ser condensados rendendo bio-óleo, que é um fluido líquido com características de óleo combustível. Esse é um processo rápido o suficiente para impedir que reações paralelas ocorram, a partir dos produtos instáveis, nas condições do processo. Essa característica do processo direciona a produção de um bio-óleo com melhor qualidade. Essa reação tem sido desenvolvida em vários tipos de reatores, a exemplo do leito fluidizado e do rotativo (AL-RUMAIHI *et al.*, 2022).

Na pirólise *flash* o tempo de reação é ainda menor que na pirólise rápida (< 0,5 s) e a taxa de aquecimento é em torno de 700 °C/s. As temperaturas nesse tipo de pirólise são elevadas, podendo chegar a 1000 °C. A taxa de transferência de calor na matéria-prima pode ser um fator limitante, visto que o processo precisa ser muito rápido. Os produtos principais desse processo são vapores e aerossóis, que após a condensação podem render até 75% de bio-óleo. Contudo, esse bio-óleo pode ser bastante viscoso, dado o poder catalítico dos sólidos residuais dispersos no fluido (AL-RUMAIHI *et al.*, 2022; JAHIRUL *et al.*, 2012).

O bio-óleo tem sido testado como candidato a combustível para aplicação industrial para a produção de eletricidade e calor em turbinas a gás, caldeiras, fornos e motores (AL-RUMAIHI *et al.*, 2022; KAN; STREZOV; EVANS, 2016). Embora os testes em motores à diesel tenham sido promissores, essa eficiência reduziu em períodos longos de operação devido à formação de coque, baixa estabilidade, alta viscosidade e corrosividade (GLUSHKOV *et al.*, 2021; KAN; STREZOV; EVANS, 2016). Por esses motivos, o melhoramento do bio-óleo tem sido proposto como linha de pesquisa para sua utilização industrial. Dentre as técnicas de melhoramento do bio-óleo destacam-se o craqueamento catalítico, o hidrocessamento a elevadas pressões, a reforma à vapor e a gaseificação (KAN; STREZOV; EVANS, 2016). Além de aplicações energéticas, o bio-óleo também pode ser utilizado como matéria-prima para a produção de

produtos químicos, já que é rico em compostos fenólicos. Por exemplo, possui aplicações na produção de resinas, aditivos para indústria de fertilizantes e farmacêutica e agentes saborizantes, como o glicolaldeído, destinado à indústria de alimentos (KAN; STREZOV; EVANS, 2016).

Dada sua estrutura microporosa superficial, o biocarvão tem potencial de filtração e sorção de componentes orgânicos e inorgânicos. Esse potencial pode ser aumentado se o biocarvão for ativado fisicamente ou quimicamente. O biocarvão pode conter uma variedade de nutrientes, que os tornam adequados para remediação de solos (KAN; STREZOV; EVANS, 2016). Por esse motivo, as principais aplicações do biocarvão compreendem a sua utilização como fertilizantes na agricultura, como adsorventes de agentes poluentes e como suporte catalítico (AL-RUMAIHI *et al.*, 2022). Recentemente, as pesquisas em aplicação do biocarvão têm focado na sua aplicação no solo para tratamento, melhoramento e lixiviação de metais pesados (AL-RUMAIHI *et al.*, 2022). Além disso, o biocarvão pode ser aplicado como combustível sólido em caldeiras e na fabricação de nanotubos de carvão (GLUSHKOV *et al.*, 2021).

Dentre as aplicações dos gases de pirólise, destacam-se a produção de calor e eletricidade, produção individual de gases e produção de biocombustíveis líquidos a partir de sínteses dos seus componentes (KAN; STREZOV; EVANS, 2016). Além disso, esses gases podem ser tratados e convertidos em gás de síntese para serem utilizados em motores e turbinas e também na produção de compostos químicos como o metanol (GLUSHKOV *et al.*, 2021).

As características da produção através de pirólise são determinadas pelo tipo de matéria-prima e pelas condições operacionais do processo (AL-RUMAIHI *et al.*, 2022; DEMIRBAS, 2004). Os principais parâmetros da pirólise envolvem as condições das matérias-primas (tipos de biomassa, tamanho de partícula, pré-tratamentos); as condições reacionais (temperatura de reação, pressão, taxa de aquecimento das partículas e tempo de residência dos vapores formados); a configuração do reator e do processo, além de algumas variáveis miscelâneas como adição de catalisador e mecanismos de condensação de vapor (KAN; STREZOV; EVANS, 2016).

O tipo de biomassa é um fator determinante sobre os produtos de pirólise dada a variedade de composições, trazendo diferentes razões entre componentes orgânicos e inorgânicos. Durante a pirólise cada componente é pirolisado segundo seu próprio mecanismo, rendendo produtos diversificados (KAN; STREZOV; EVANS, 2016). No geral, quanto maior o teor de lignina, maior o tempo de decomposição da biomassa e maior a produção de biocarvão. Por outro lado, quanto maior o teor de hemicelulose e celulose, menor o tempo de

decomposição e maior o rendimento de bio-óleo (GLUSHKOV *et al.*, 2021). Os minerais também podem influenciar na distribuição dos produtos devido à sua atividade catalítica durante a pirólise de biomassa (KAN; STREZOV; EVANS, 2016).

O tamanho de partícula influencia no rendimento dos produtos de pirólise. No geral, a utilização de partículas menores eleva a produção de voláteis e reduz a produção de carvão. Quanto maior o tamanho de partícula, maior o gradiente de temperatura dentro da partícula, i.e., a temperatura dentro da partícula pode ser menor que na sua superfície, levando a uma menor produção de voláteis e maior produção de carvão. Em resumo, produção de bio-óleo pode ser favorecida pelo uso de partículas menores. A porosidade da biomassa também pode influenciar na produção dos componentes volatilizados. As biomassas menos porosas têm difusão de voláteis desfavorecida e apresentam maior gradiente de temperatura, conseqüentemente, o processo de decomposição ocorre de maneira não uniforme (GLUSHKOV *et al.*, 2021).

Com o propósito de modificar ou destruir a estrutura lignocelulósica, alguns tipos de pré-tratamentos podem ser utilizados para melhorar e/ou direcionar a produção a partir de pirólise. Os principais tipos de pré-tratamentos utilizados para biomassa são classificados como químicos, físicos e biológicos (KAN; STREZOV; EVANS, 2016).

A influência de algumas condições operacionais, conforme dito antes, podem favorecer a produção de biocarvão, de bio-óleo ou de gases na pirólise. Esses efeitos estão relacionados diretamente com os mecanismos das reações (endotérmicas e exotérmicas), as taxas de transferência de calor e de massa, bem como a dinâmica de evacuação e coleta dos produtos durante o processo (BRIDGWATER, 2012; GLUSHKOV *et al.*, 2021; JAMBEIRO *et al.*, 2018).

Para alcançar as melhores condições de pirólise rápida, algumas configurações de reatores são desenvolvidas para melhoramento do bio-óleo. Alguns exemplos reatores de leito fluidizado, leito circulante, cone rotativo, pirólise abrasiva, dentre outros tipos (BRIDGWATER, 2012).

O processo de degradação térmica da biomassa envolve um grupo de processos de reações químicas na fase condensada e no meio gasoso (GLUSHKOV *et al.*, 2021). São várias as reações que integram o processo de pirólise, por exemplo, desidratação, depolimerização, isomerização, aromatização, descarboxilação e carbonização (KAN; STREZOV; EVANS, 2016).

De um modo geral, a pirólise de biomassa ocorre através de três etapas: a perda de umidade seguida das decomposições primárias e secundárias. A decomposição dos principais

componentes de pirólise ocorre em faixas de temperatura diferentes: a hemicelulose decompõe entre 250 e 400 °C; a celulose decompõe entre 310 e 430 °C; e a lignina se decompõe entre 300 e 550 °C (GLUSHKOV *et al.*, 2021; KAN; STREZOV; EVANS, 2016).

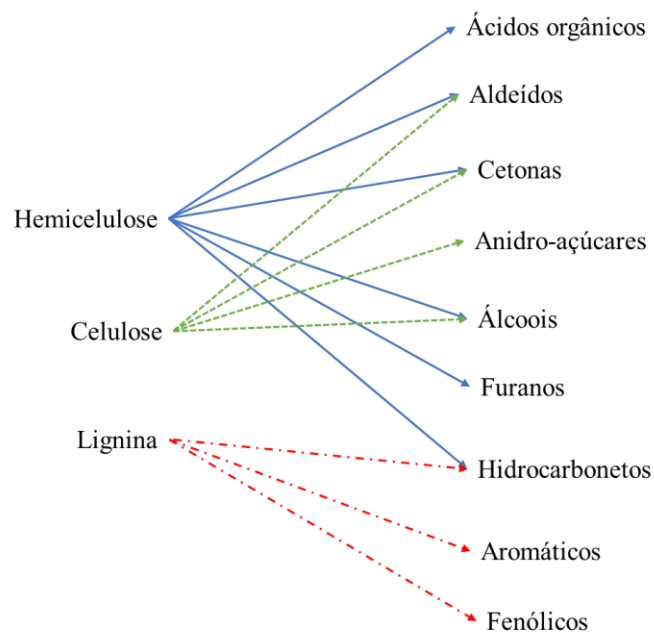
Na decomposição primária ocorre a despolimerização dos componentes da matéria-prima formando estruturas menores que constituem gases e vapores condensáveis (AL-RUMAIHI *et al.*, 2022). A cerca de 300 °C há a desidratação dessas estruturas formando outras insaturadas (GLUSHKOV *et al.*, 2021). Nessa etapa também é formado o biocarvão, que a depender do seu tempo de residência no reator e das condições operacionais do processo, poderá sofrer mudanças estruturais através de rearranjos químicos (DEMIRBAS, 2004).

Por serem mais reativos, os componentes gerados no mecanismo primário protagonizam o mecanismo secundário, onde as estruturas químicas instáveis são quebradas e recombinadas para se reestruturar (AL-RUMAIHI *et al.*, 2022; KAN; STREZOV; EVANS, 2016). Esse mecanismo pode resultar na formação de carvões modificados (AL-RUMAIHI *et al.*, 2022). Nessa etapa, que ocorre a temperaturas mais elevadas, há uma intensa ruptura de ligações C-C e C-H com a produção de gases como C₂₋₄, CO, CO₂, H₂ e CH₄ (GLUSHKOV *et al.*, 2021).

Os produtos de pirólise também têm influência da interação entre os principais componentes da biomassa (hemicelulose, celulose e lignina). A interação entre hemicelulose e lignina promove a produção de fenólicos derivados de lignina e retém a produção de hidrocarbonetos. A interação entre celulose e lignina diminui a capacidade de polimerização do *levoglucosan*, produzido a partir da celulose, reduzindo a produção de carvão. Com relação à interação entre celulose e hemicelulose, há pouco efeito na produção por pirólise (KAN; STREZOV; EVANS, 2016).

A composição química do bio-óleo tem relação com a degradação dos componentes de biomassa. Os componentes químicos mais comuns no bio-óleo, classificados quanto a seus grupos funcionais, são ácidos orgânicos, anidro-açúcares, furanos, aldeídos, cetonas, aromáticos, álcoois, hidrocarbonetos e compostos fenólicos. Seus principais precursores podem ser observados na Figura 5 (KAUR *et al.*, 2022; KUMAR *et al.*, 2021; RUEDA *et al.*, 2022; SAN-EMETERIO *et al.*, 2021; VOLLI; GOLLAKOTA; SHU, 2021; ZHANG *et al.*, 2023).

Os extrativos da biomassa, constituídos de polissacarídeos, lipídeos, saponinas, ceras, dentre outros componentes, também influenciam na composição química do bio-óleo. Durante a reação, seus componentes instáveis se rearranjam com outros produzidos durante a pirólise. Hidrocarbonetos de cadeia longa, por exemplo, podem ser produzidos através da pirólise da biomassa herbácea devido à presença de biopolímeros presentes nos seus extrativos (SAN-EMETERIO *et al.*, 2021).

Figura 5 – Principais precursores dos componentes do bio-óleo.

As qualidades desejadas para comercialização do bio-óleo são regulamentadas pela norma *American Society for Testing and Materials* (ASTM) D7544 (ASTM, 2012). Nessa norma o bio-óleo é classificado de duas formas: bio-óleo classificação G (que podem ser usados em queimadores industriais) e bio-óleos classificação C (bio-óleos de maior qualidade) (ALVAREZ-CHAVEZ *et al.*, 2019). A Tabela 4 mostra as essas características.

Tabela 4 – Características requeridas para o bio-óleo.

Propriedades	ASTM D 7544-12	
	Classificação G	Classificação D
Calor de bruto de combustão (MJ/kg.min)	15,0	15,0
Teor máximo de água (% massa)	30,0	30,0
Teor máximo de sólidos (% massa)	2,5	0,25
Viscosidade cinemática máxima a 40 °C (mm ² /s)	125	125
Densidade a 20 °C (kg/L)	1,1-1,3	1,1-1,3
Teor máximo de enxofre (% massa)	0,05	0,05
Teor máximo de cinzas (% massa)	0,25	0,15
Ponto mínimo de fulgor (° C)	45	45
Ponto máximo de fluidez (°C)	-9	-9

Fonte: Adaptado de Alvarez-Chavez *et al.* (2019) e ASTM (2012).

O bio-óleo produzido de biomassa vegetal *in natura* tem elevado teor de água, oxigênio, elevada viscosidade, é bastante corrosivo e instável quimicamente (WAHAB *et al.*, 2021). A presença de água e produtos oxigenados como, por exemplo, os aldeídos e ácidos carboxílicos (responsáveis pela diminuição do pH) estão relacionadas ao baixo poder calorífico e à elevada corrosividade e reatividade, tornando-os difíceis de aplicar em estruturas já existentes (máquinas) de produção de energia. Outra característica desses bio-óleos é a baixa proporção de carbono e hidrogênio, o que também influencia no baixo poder calorífico do bio-óleo comparado aos combustíveis fósseis (BRIDGWATER, 2012; KUMAR *et al.*, 2021). Além disso, o bio-óleo de biomassa pode apresentar elevado depósito de sólidos em motores devido ao seu elevado teor de cinzas (ALVAREZ-CHAVEZ *et al.*, 2019).

Para utilização do bio-óleo, como substituto do petróleo, algumas de suas características precisam ser melhoradas. Comparado com o petróleo pesado, o bio-óleo tem elevada umidade variando de 15-30 % em massa (KAN; STREZOV; EVANS, 2016). Na Tabela 5 estão apresentadas algumas diferenças entre as propriedades do bio-óleo e do petróleo.

Tabela 5 – Algumas características do bio-óleo *versus* petróleo.

Propriedades	Bio-óleo	Petróleo
Umidade (%massa)	15-30	0,1
Densidade	1,2	0,94
Ponto de fluidez (°C)	-33	-18

Fonte: Adaptado de Kan, Strezov e Evans (2016).

O bio-óleo pode ser melhorado através de processos físicos, químicos, biológicos e catalíticos, que podem ser aplicados antes, durante e após a sua produção (BRIDGWATER, 2012; KUMAR *et al.*, 2020). Algumas estratégias para melhoramento do bio-óleo envolve a co-pirólise utilizando biomassa, plásticos e outros materiais (AL-RUMAIHI *et al.*, 2022).

Como exemplo de processos de melhoramento pós-produção tem-se a filtração, um processo físico utilizado para reduzir o teor de cinzas presentes no bio-óleo. Para redução da viscosidade do bio-óleo, outro processo físico utilizado é a adição de solventes. Dentre os processos catalíticos estão o hidrocraqueamento, craqueamento catalítico a vapor e a esterificação (BRIDGWATER, 2012). Apesar das variadas tecnologias de melhoramento do bio-óleo após sua produção, seu elevado custo as colocam em desvantagem no processo de comercialização (WAHAB *et al.*, 2021).

Os pré-tratamentos antes da pirólise trazem a vantagem de serem, no geral, mais baratos que os pós-tratamentos (WAHAB *et al.*, 2021). Os pré-tratamentos podem ser classificados de acordo com o tipo de processo como físicos, químicos e biológicos. Os principais tipos de pré-tratamentos e suas características estão apresentadas na Tabela 6.

Apesar de auxiliar na redução de oxigenados, os pré-tratamentos térmicos e químicos são caros, demandam muita energia e são pouco sustentáveis. Já os pré-tratamentos biológicos são mais econômicos, ambientalmente amigáveis e demandam pouca energia para decomposição da estrutura lignocelulósica (WAHAB *et al.*, 2021; YU *et al.*, 2013).

Pré-tratamentos biológicos podem melhorar o processo de pirólise e a cinética de todos os componentes, porém demandam bastante tempo para sua realização, dado que os microrganismos precisam de mais tempo para decompor a biomassa (KUMAR *et al.*, 2020). Podem-se citar os pré-tratamentos usando fungos, pois esses microrganismos têm se mostrado eficientes na decomposição de componentes de biomassa devido à sua seletividade. Para degradação de lignina, os fungos da podridão branca são bastante eficazes. Alguns trabalhos mostram a utilização desse pré-tratamento, contudo é um tipo de processo que demanda mais estudos (KAN; STREZOV; EVANS, 2016; KUMAR *et al.*, 2020; YU *et al.*, 2013).

Tabela 6 – Tipos de pré-tratamentos.

Processo	Pré-tratamento	Mecanismo	Principais efeitos
Físico	Trituração	Redução do tamanho da biomassa para favorecer o fluxo de calor, reduzir a cristalinidade e a polimerização dos componentes da biomassa.	Facilita a alimentação em reatores e pode aumentar o rendimento de bio-óleo.
	Densificação	Compactação da biomassa através de força mecânica para produção de <i>pellets</i> .	Melhora a transmissão de calor no leito de pirólise e melhora o rendimento de bio-óleo.
Térmicos	Secagem	Redução da umidade da biomassa através do seu aquecimento até no máximo 150 °C.	Melhora a distribuição de calor no leito e reduz a produção de oxigenados no bio-óleo.
	Torrefação seca	Modificação da estrutura fibrosa da biomassa através do seu aquecimento até entre 200-300 °C a baixa taxa de aquecimento e em atmosfera isenta de oxigênio.	Proporciona o melhoramento do bio-óleo pela redução de componentes oxigenados.
	Explosão a vapor	A biomassa é exposta a vapor saturado a pressão entre 1,5-5 Mpa e temperatura de 150-260	Causa a quebra de ligações de carboidratos.

		°C por alguns segundos e descomprimida logo em seguida.	
Químicos	Tratamento ácido	A biomassa é colocada em contato com um componente ácido.	Redução de inorgânicos na biomassa e aumento da porosidade da biomassa.
	Tratamento básico	A biomassa é colocada em contato com um componente básico.	Degradação da lignina e diminuição da cristalinidade da celulose.
	Torrefação úmida	Ao contrário da torrefação seca, esse processo ocorre em meio hidrotérmico a pressão acima da pressão de vapor da água.	Redução de inorgânicos e solubilização da hemicelulose.
	Extração em água quente	A biomassa é mantida em contato com água por cerca de 15 minutos a 200 °C.	Redução de inorgânicos, remoção da hemicelulose e parte da lignina.
Biológicos	Degradação fúngica	Degradação da biomassa utilizando fungos da podridão branca	Degradação da lignina
	Compostagem	Degradação da biomassa através da ação de microrganismos endógenos	Produção de substâncias húmicas através da degradação de parte dos componentes da biomassa.

Fonte: Adaptado de Kan, Strezov e Evans (2016), Kumar *et al.* (2020) e Veeken *et al.* (2000).

A fermentação anaeróbica e a digestão anaeróbica são outros exemplos de processos biológicos capazes de tratar resíduos, produzir combustíveis como biohidrogênio e biometano além do nutritivo digestato, que pode ser direcionado para produção de biocarvão (WAHAB *et al.*, 2021; ZHANG *et al.*, 2019a).

Conforme observado, são várias as condições operacionais de pirólise rápida que influenciam na performance e qualidade do produto. Por isso, a viabilidade de comercialização do bio-óleo é baseada na redução dos custos de produção, melhoramento e acessibilidade da matéria-prima. Esses custos têm relação com aquele atrelado aos pré-tratamentos, do processamento da matéria-prima e dos processos *downstream*. Também é relevante na análise dos custos o método utilizado para produção, o tamanho da planta e a continuidade de suprimento das matérias-primas. De um modo geral, plantas de maior capacidade tem custo de produção menor que aquelas menores. Um caminho para a redução do custo de produção é trazer um caráter circular e otimizado ao processo, estabelecendo arranjos para reutilização de gases para gerar energia para o mesmo. A mistura de biomassas e o uso de catalisadores são outras formas de reduzir os custos de produção. O preço do bio-óleo é uma das barreiras da sua comercialização, contudo a produção de bio-óleo tem a vantagem de ser versátil na sua

aplicação, se estendendo para fins energéticos e de produção de produtos químicos (INAYAT *et al.*, 2022).

2.5 Compostagem: Definição, mecanismos e principais aplicações

A compostagem é um processo bastante comum nas áreas agrícolas, pois dela é gerada uma matéria humificada que pode ser destinada à fertilização do solo. Trata-se de um processo de biodegradação aeróbica da matéria orgânica por meio de uma complexa interação entre eventos químicos, físicos e biológicos (RYCKEBOER *et al.*, 2003).

Durante esse processo, diferentes grupos microbianos exercem domínio populacional no meio de compostagem, de acordo com a adaptação de cada grupo às condições ambientais (ANTUNES *et al.*, 2016; BOHACZ, 2018). Esses microrganismos são a força-motriz por trás da transformação e estabilização da matéria orgânica (RYCKEBOER *et al.*, 2003).

A garantia de um ambiente habitável à comunidade microbiana durante o processo de compostagem depende de alguns fatores como a umidade e a relação entre teor de carbono orgânico e nitrogênio total (C_{org}/N), que estão relacionados com a dinâmica de formação e crescimento dos microrganismos (BOHACZ, 2018). Conseqüentemente, esses são alguns dos fatores que mais comumente caracterizam a compostagem.

Outra característica do sistema de compostagem é o auto aquecimento e, por isso, a temperatura é considerada o parâmetro mais importante para monitoramento das fases da compostagem. O auto aquecimento é uma característica comum do sistema de compostagem por estar relacionado à liberação de calor durante a degradação da matéria orgânica. Ele é determinado pela degradabilidade e teor energético dos substratos, pelos teores de umidade e de oxigênio e pelo modo de conservação da energia no sistema (RYCKEBOER *et al.*, 2003).

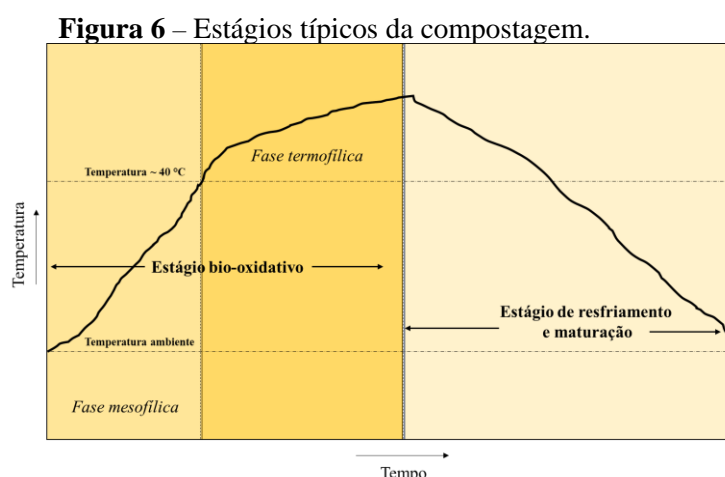
As mudanças observadas no perfil de temperatura durante a compostagem indicam variações na dinâmica microbiana do sistema e, se bem monitorada, é possível acompanhar as etapas do processo de decomposição e relacionar com a dinâmica microbiana (BOHACZ, 2018; LÓPEZ-GONZÁLEZ *et al.*, 2013).

De um modo geral, os componentes carbonosos do substrato servem como fonte de energia para formação de esporos e para o crescimento microbiano. Nesse processo, a quantidade de carbono (C) incorporada nas células por unidade degradada de C nos substratos varia de 10 a 35%, dependendo do teor energético disponível, dos microrganismos envolvidos, e do meio. Além do C, os microrganismos requerem macronutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) para seu crescimento (RYCKEBOER *et al.*, 2003).

O nitrogênio é um elemento crítico para os microrganismos por ser um componente de proteínas, ácidos nucleicos, aminoácidos, enzimas e co-enzimas, os quais são necessários para o crescimento e funcionamento celular (TUOMELA *et al.*, 2000). Caso seu teor seja limitado, o processo de degradação poderá ser mais lento. Em contrapartida, se está em excesso, poderá ser perdido no sistema como amônia ou através de lixiviação como nitrato (RYCKEBOER *et al.*, 2003). Dada sua participação no metabolismo microbiano, é possível associar o teor de nitrogênio também a quantidade de calor liberado no sistema. No geral, quanto menor a quantidade de nitrogênio menor a taxa de degradação e, portanto, menor quantidade de calor no sistema em compostagem. Essa diminuição da temperatura é característica, por exemplo, nas etapas finais do processo de compostagem, quando parte do nitrogênio disponível no substrato foi consumido para desenvolvimento de microrganismos (WEI *et al.*, 2012).

Durante a compostagem os microrganismos agem em estruturas moleculares dissolvidas em água. Portanto, a umidade do meio determina sobre a atividade microbiológica. Em geral, se a umidade estiver abaixo de um valor crítico a atividade microbiana tenderá a reduzir. Por outro lado, se a umidade for muito elevada poderá causar falta de aeração do meio e lixiviação de nutrientes, tornando o ambiente inóspito para os microrganismos (TUOMELA *et al.*, 2000).

O período de compostagem pode ser dividido em estágios caracterizados pela taxa de atividade microbiológica. Eles são classificados, em função dessa taxa, como estágio bio-oxidativo (inicial), estágio de resfriamento, e estágio de maturação (final) (Figura 6). Cada um desses estágios pode ser caracterizado pelo perfil de temperatura ao longo do processo, uma vez que as variações nesse perfil indicam a intensidade da ação microbiológica, que ocorre no leito de compostagem (GARCÍA-GÓMEZ; ROIG; BERNAL, 2003; HUANG *et al.*, 2010; LÓPEZ-GONZÁLEZ *et al.*, 2013; WEI *et al.*, 2012).



A temperatura também determina as fases biotérmicas do processo de compostagem, classificadas como mesofílica (10 a 42 °C), caracterizada pela presença majoritária de microrganismos mesofílicos; e termofílica (45 a 70 °C), caracterizada pela presença majoritária de microrganismos termofílicos (TUOMELA *et al.*, 2000). O estágio bio-oxidativo é tipicamente caracterizado por uma fase mesofílica seguida de uma termofílica, porém esse comportamento pode mudar se houver interferências no meio (LÓPEZ-GONZÁLEZ *et al.*, 2013; WAKSMAN; UMBREIT; CORDON, 1939). Após o estágio bio-oxidativo, o sistema passa pelos estágios de resfriamento e de maturação, esta última caracterizada pela redução na atividade microbiológica. Para cada um desses estágios, o tempo de duração depende da natureza da matéria orgânica em compostagem e da eficiência do processo (RYCKEBOER *et al.*, 2003; TUOMELA *et al.*, 2000).

Os microrganismos envolvidos no processo utilizam oxigênio e matéria orgânica através da sua atividade metabólica para produzir CO₂ e H₂O. Dessa forma, o grau de aeração do leito é um fator importante na determinação da eficiência do processo (TUOMELA *et al.*, 2000). No trabalho de Giuliana e Fabrizio (2007) foi relatada a relação entre a taxa de reposição de oxigênio pelo leito em compostagem e o consumo de matéria orgânica do substrato. Foi demonstrado que a elevação da taxa de reposição indicava aumento da demanda de degradação da matéria orgânica. Esse fator mostra a relevância de garantir a oxigenação da massa orgânica ao longo do processo, evitando áreas de baixa oxigenação, onde processos anaeróbicos podem se fazer presentes afetando a eficiência da compostagem. Para isso o revolvimento do leito apresenta um forte impacto na microbiota, podendo inclusive restaurar, em uma certa extensão, o perfil populacional do início do processo, como demonstrado por Antunes *et al.* (2016).

Além das transformações sofridas pela população microbiana ao longo do processo, as condições de manipulação da matéria orgânica são determinantes quantitativos e qualitativos sobre os microrganismos envolvidos. Por esse motivo, é razoável supor que não haja necessariamente uma microbiota padrão nesses meios. No entanto, é possível dizer que parte dos microrganismos podem ser agentes ativos em diferentes processos de compostagem, compartilhando características semelhantes e exigindo transformações semelhantes de acordo com as condições do meio (LÓPEZ-GONZÁLEZ *et al.*, 2015b).

Ao longo da compostagem, diferentes grupos microbianos são dominantes devido às condições de adaptação as mudanças ocorridas no meio (LÓPEZ-GONZÁLEZ *et al.*, 2013). É possível perceber que, para um meio lignocelulósico, a dinâmica de sucessão dos microrganismos atende à disponibilidade de substrato através da composição da matéria orgânica, da temperatura e do acesso de oxigênio na massa em compostagem (BOHACZ, 2018).

Vale ressaltar que isso resulta da disputa por nutrientes, o que torna o processo mais preditivo.

Considerando que os principais componentes da matéria orgânica lignocelulósica são carboidratos (celulose e hemicelulose), proteínas, lipídios e lignina, a capacidade de um microrganismo assimilar matéria orgânica depende de sua habilidade de produzir enzimas necessárias para degradação desses componentes no substrato. Durante a compostagem, os microrganismos transformam matéria orgânica em CO₂, biomassa microbiana, energia térmica (calor) e produtos finais tipo húmicos (TUOMELA *et al.*, 2000). Portanto, é possível supor, que há uma relação entre a contagem microbiana e a temperatura atingida pelo processo, dadas as limitações de adaptação da maioria dos microrganismos em elevadas temperaturas (JURADO *et al.*, 2014).

Os microrganismos responsáveis pela degradação na compostagem de material lignocelulósico são essencialmente bactérias e fungos e ambos podem ser classificados, de acordo com as suas preferências térmicas ambientais para sua formação e desenvolvimento, como mesofílicos e termofílicos (HUANG *et al.*, 2010).

O estágio bio-oxidativo é caracterizado pela sucessão mais acentuada de comunidades microbianas. Isso ocorre através de um processo sinérgico, em que a atividade de um ou mais grupos microbianos determina sobre as transformações ocorridas no meio. Tais transformações podem proporcionar as condições favoráveis ao crescimento de grupos microbianos específicos. Logo, ocorre a sucessão de grupos microbianos endógenos cuja formação e desativação é inteiramente associada às diferenças ambientais de natureza química e física que resultam dessa performance (WEI *et al.*, 2012). Por esse motivo, é comum haver domínio de microrganismos mesofílicos durante as etapas mesofílicas e microrganismos termofílicos durante as fases termofílicas. No entanto, é possível detectar uma quantidade significativa de microrganismos em crescimento durante a fase bio-oxidativa, que são na verdade termotolerantes, o que confirma sobre a persistência de alguns microrganismos em condições adversas (JURADO *et al.*, 2014; LÓPEZ-GONZÁLEZ *et al.*, 2015a).

É possível entender a sucessão dos microrganismos por meio do trabalho de Bohacz (2018), onde foram separados entre dois grupos: os microrganismos nutricionalmente não-especializados (estrategistas primários), que degradam matéria orgânica mais facilmente acessível; e os microrganismos nutricionalmente especializados (estrategistas secundários), que degradam a matéria orgânica menos acessível como, por exemplo, lignina, celulose, hemicelulose e queratina.

Tuomela *et al.* (2000), por exemplo, descreveu que no início da compostagem os microrganismos utilizam preferencialmente fontes de carbono solúvel e facilmente degradável, como, por exemplo, os monossacarídeos, amidos e lipídios. Já Jurado *et al.* (2014) distinguiu essa matéria orgânica prontamente degradável do substrato imaturo, ou seja, ainda em decomposição, como sendo os açúcares totais, substâncias fenólicas, aminoácidos, peptídeos e dentre outros componentes biodegradáveis. Isso indica que mesmo para os componentes mais facilmente degradáveis da matéria, a sucessão de microrganismos é diretamente dependente de como os microrganismos predecessores serão nutridos.

Ainda segundo Tuomela *et al.* (2000), depois que a fração carbônica fácil de degradar é consumida, os componentes mais resistentes como celulose, hemicelulose e lignina são degradados e parcialmente transformados em humus. Isso corrobora com o trabalho de Bohacz (2018), o qual mencionou que as mudanças ambientais também contribuíram para o desenvolvimento de grupos nutricionalmente especializados (estrategistas secundários), compreendendo, principalmente, fungos responsáveis pela decomposição de lignocelulose e substratos de queratina.

Baseado na estrutura da lignocelulose apresentada, o amorfismo da hemicelulose evidencia que essa é a estrutura da lignocelulose mais disponível à degradação microbiológica. Além disso, sua ligação com a lignina e a celulose sugere que, após a sua degradação, a exposição da celulose e lignina pode ser facilitada. Portanto, a certa altura da degradação há uma cooperação entre os fungos, os actinomicetos e as bactérias (HUANG *et al.*, 2010).

A complexidade da estrutura da lignina está relacionada à sua constituição altamente aromática. Conforme mostrado anteriormente, trata-se de um copolímero reticulado amorfo poli-aromático sintetizado a partir da polimerização de monômeros fenilpropano: álcool p-cumarílico, álcool coniferílico e álcool sinapílico. Essas unidades são interconectadas por diferentes ligações C–O–C e C–C (AZADI *et al.*, 2013; SAIDI *et al.*, 2014).

Devido à recalcitrância da lignina e considerando a sua conformação na estrutura da lignocelulose, não é difícil supor que ela é o componente da biomassa lignocelulósica mais difícil de degradar. Esse fato aumenta o desafio em transformar biomassa em biocombustíveis (SANDERSON, 2011). Apesar disso, a degradação dos outros componentes da lignocelulose não é inviabilizada pela presença da lignina durante a compostagem. Embora a lignina possa ser consumida desde o início da compostagem, sua degradação é mais acentuada em determinadas condições do processo (HUANG *et al.*, 2010).

Os resultados obtidos por Huang *et al.* (2010) indicaram que a comunidade microbiana consistindo de fungos mesofílicos, actinomicetos e bactérias desempenharam um papel

importante na degradação da lignina durante a compostagem da biomassa lignocelulósica. Já López-González *et al.* (2015a) mais especificamente mostraram que as cepas celulolíticas foram evidenciadas na segunda fase termofílica (ainda na fase bio-oxidativa), ao passo que as cepas lignolíticas foram mais numerosas ao fim do processo.

No geral, devido à atividade microbiana, parte da matéria orgânica é utilizada diretamente para o crescimento microbiano, enquanto outra parte é mineralizada em CO₂, amônia e água e os demais componentes gerados constituem as substâncias húmicas (VEEKEN *et al.*, 2000). Além disso, a biotransformação da lignocelulose pode gerar alguns componentes orgânicos não lignocelulósicos, que junto a outras substâncias carbonosas das matérias-primas podem ser consumidas para o crescimento microbiano durante o processo. Se não exauridos, esses componentes podem ainda compor a fração humificada da matéria orgânica (JURADO *et al.*, 2014).

A desconstrução da estrutura lignocelulósica ocorre sinergicamente e sequencialmente com hemicelulose, sendo degradada preferencialmente em relação à lignina e à celulose (ANTUNES *et al.*, 2016). Wei *et al.* (2012) relataram o crescimento do teor de lignina em função da degradação dos demais componentes (celulose, xilana e manana).

Um fenômeno interessante foi observado por Kausar *et al.* (2010) e Jurado *et al.* (2014), o qual é a repolimerização da lignina após degradada. Segundo Kausar *et al.* (2010), isso pode ter ocorrido porque a lignina não decomposta foi parcialmente transformada em substrato orgânico complexo com baixa solubilidade em água. Após sua formação, há tendência a floculação para fora da solução via repolimerização e condensação, o que aumenta o teor de lignina no final do processo de biodegradação (KAUSAR *et al.*, 2010).

As substâncias húmicas são definidas não como substâncias específicas, mas como frações da matéria orgânica solúveis em pH neutro e alcalino (FUKUSHIMA *et al.*, 2009; TRIGO; BALL, 1994). Essas substâncias são predominantemente formadas por polímeros de ácido húmicos, sintetizados a partir dos ácidos fenólicos, aminoácidos, e outras moléculas grandes, através de reações enzimáticas e oxidativas (TRIGO; BALL, 1994).

As substâncias húmicas estão relacionadas ao processo de estabilização da biomassa lignocelulósica em compostagem, de modo que sua constituição pode determinar sobre a evolução do processo de degradação (BIKOVENS; DIZHBITE; TELYSHEVA, 2012). De um modo geral, essas substâncias são classificadas como ácidos húmicos (solúveis em soluções aquosas alcalinas), ácidos fúlvicos (solúveis em soluções aquosas ácidas e alcalinas) e humina (insolúveis em soluções aquosas ácidas e alcalinas) (FUKUSHIMA *et al.*, 2009).

Embora a caracterização das substâncias húmicas obtidas através de compostagem seja bastante difícil, dada sua heterogeneidade e complexidade, é possível perceber algumas correspondências de caráter qualitativo através de alguns estudos já desenvolvidos para alguns tipos de resíduos (GRASSET; AMBLÈS, 1998).

Baddi *et al.* (2004) identificaram um aumento relativo do carbono aromático comparado ao carbono alifático durante compostagem de biomassa lignocelulósica. Também perceberam um aumento no teor de cinzas. Resultado similar foi encontrado por Bikovens, Dizhbite; e Telysheva (2012), que relataram crescimento de 3% para 30% no teor de cinzas durante compostagem de biomassa lignocelulósica, além de aumento de grupos metoxis, provenientes de fragmentos de lignina. Bikovens, Dizhbite; e Telysheva (2012) ainda apresentaram resultados da análise pirólise-CG-EM das substâncias húmicas obtidas após a compostagem. Detectaram 60 componentes de diferentes grupos funcionais como carboidratos, ligninas e aromáticos. Esse e outros trabalhos também demonstraram a variação da composição das substâncias húmicas ao longo da compostagem como resultado da ação de microrganismos presentes nos leitos (GONZÁLEZ-VILA; ALMENDROS; MADRID, 1999; ROLETTO; CERRUTI; BARBERIS, 1985; SPACCINI; PICCOLO, 2007). Nesse caso, diferentes mecanismos foram seguidos como o mecanismo degradativo (teoria da lignina); a rota de condensação (teoria do polifenol); e a reação de Maillard (VEEKEN *et al.*, 2000).

2.6 Pré-tratamentos biológicos: Compostagem

Para os mais diversos processos de transformação de biomassa, os pré-tratamentos auxiliam no melhoramento da estrutura da biomassa para as etapas posteriores. É possível, com eles, dividir os biopolímeros em polissacarídeos e lignina, aumentando, por exemplo, a conversão da biomassa em biocombustíveis (SINGH, 2021).

Os principais pré-tratamentos aplicados ao melhoramento do bio-óleo são baseados em métodos químicos e térmicos. Esses métodos tem se mostrado eficazes na redução do teor de oxigênio e na remoção de minerais presentes na biomassa. Contudo, a elevada demanda energética e o elevado custo associados a esses pré-tratamentos os tornam insustentáveis (WAHAB *et al.*, 2021).

Os pré-tratamentos biológicos trazem a vantagem de ter baixa demanda por energia e melhor pegada ambiental (ALVAREZ-CHAVEZ *et al.*, 2019), além de serem mais econômicos (KUMAR *et al.*, 2020), de ocorrer em condições amenas e sem adição de produtos químicos (SINGH, 2021). Contudo, esses métodos são, no geral, demorados e possuem baixa

reciclabilidade de catalisadores biológicos (SINGH, 2021). Por definição, esses processos referem-se à utilização de enzimas secretadas de microrganismos como fungos, bactérias ou ainda de consórcios microbianos (ALVAREZ-CHAVEZ *et al.*, 2019).

Os principais fungos utilizados nesse tipo de pré-tratamento são os fungos da podridão branca (associados à intensa degradação da lignina e de polissacarídeos, e fraca degradação da celulose e hemicelulose); os fungos da podridão marrom (responsável por degradar celulose e hemicelulose); os fungos da podridão mole (associados à forte degradação da celulose e fraca degradação da lignina); os mofos (convertem celulose, hemicelulose e lignina); e as leveduras (convertem açúcares em produtos de maior valor agregado) (CHAI *et al.*, 2022).

Outro tipo de pré-tratamento biológico é a fermentação anaeróbica, que é vantajosa por tratar uma ampla faixa de materiais orgânicos enquanto produzem combustíveis como biohidrogênio e biometano. Esse pré-tratamento pode ser responsável pela redução de anidroaçúcares e furanos e aumento no teor de hidrocarbonetos no bio-óleo a partir de pirólise (WAHAB *et al.*, 2021).

Já os consórcios microbianos, que consistem em um conjunto microbiano complexo que pode conter fermento, bactérias, lodo de esgoto ou micróbios de compostagem tem mostrado maior potencial na degradação de celulose e hemicelulose que os fungos (ALVAREZ-CHAVEZ *et al.*, 2019).

A maioria dos trabalhos que utilizam a compostagem como pré-tratamento biológico para pirólise relatam sobre a influência desse pré-tratamento na produção de hidrogênio a partir de pirólise. Segundo Barneto, Carmona e Blanco (2010), o aumento na produção de hidrogênio por pirólise pode ser atribuído à lignina presente na fração húmica formada durante a compostagem. Atingindo resultados parecidos, Palma *et al.* (2020) demonstraram a partir da compostagem de resíduos sólidos urbanos, que o aumento na produção de hidrogênio pode ser alcançado em condições amenas de umidade e aeração sem necessidade de longo tempo de compostagem. A compostagem também foi relacionada à diminuição da energia de ativação durante a pirólise de material lignocelulósico, em virtude da degradação e re-estruturação de seus componentes.

Ainda que alguns componentes inorgânicos sejam fundamentais para a dinâmica da compostagem, sua taxa de degradação é baixa comparada aquela dos materiais orgânicos. Por esse motivo, assim como a lignina, o teor de componentes inorgânicos tende a aumentar durante a compostagem. Durante a pirólise, esses componentes podem desenvolver atividades catalíticas, que auxiliam na produção de hidrogênio. Elementos como cálcio e magnésio podem

catalisar a degradação térmica da biomassa, contribuindo com esse aumento na produção de hidrogênio durante a pirólise (JUCHELKOVÁ *et al.*, 2015).

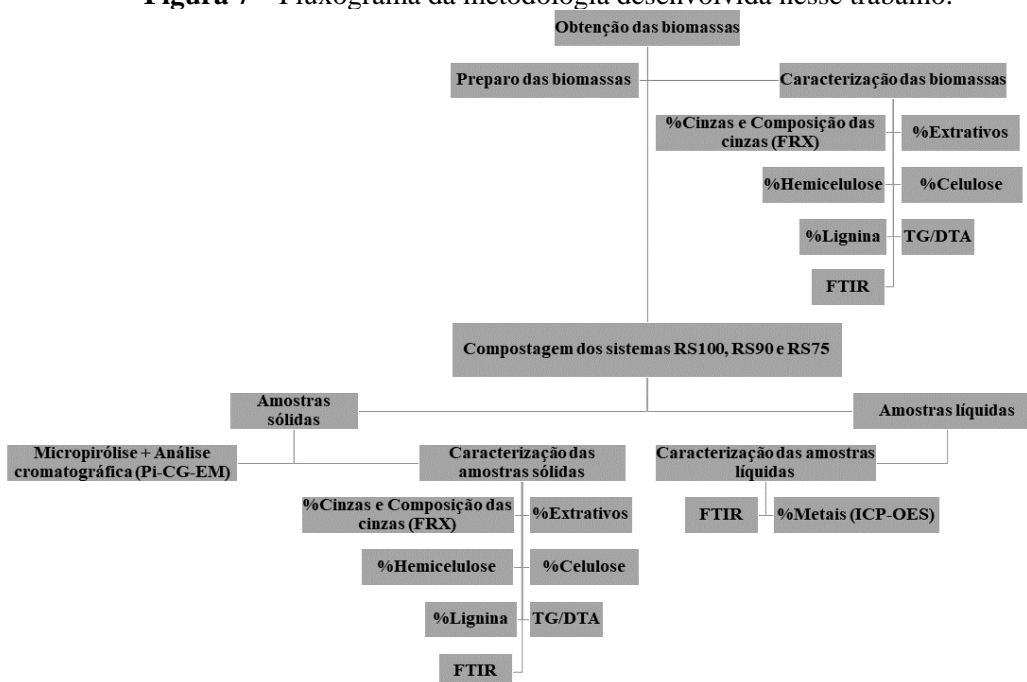
Além do efeito sobre a produção de hidrogênio, também foi atribuído às modificações estruturais ocorridas durante o processo de compostagem o aumento na produção de carvão e bio-óleo através de pirólise. A influência de alguns parâmetros operacionais durante a pirólise, como temperatura, taxa de aquecimento, tipo de biomassa também se mostraram relevantes na decomposição da lignina para formação de hidrogênio (PARTHASARATHY; GUPTA; NARAYANAN, 2015).

Apesar de ambientalmente amigável e de demandar poucos recursos, esse ainda é um processo demorado comparado a outros pré-tratamentos. Uma estratégia que tem sido estudada para reduzir o tempo do processo é a bioaugmentação, que consiste em inocular em um dado sistema de compostagem microrganismos isolados de sistemas similares de compostagem, aumentando a contagem de determinados microrganismos em algumas etapas do processo. É possível afirmar que essa estratégia pode tornar mais rápida a degradação das frações poliméricas recalcitrantes durante a compostagem, auxiliando na redução do tempo de compostagem (JURADO *et al.*, 2014; KAUSAR *et al.*, 2010; TIAN *et al.*, 2017).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A Figura 7, abaixo, mostra um esquema da metodologia desenvolvida nesse.

Figura 7 – Fluxograma da metodologia desenvolvida nesse trabalho.



3.1 Biomassa

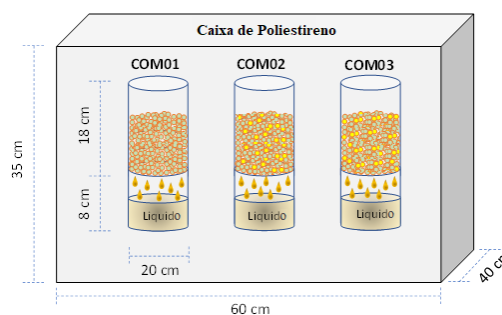
O resíduo de sisal (RS) e o pó da fibra do sisal (PFS) foram obtidos da região semiárida do Brasil, localizado no município de Valente. O resíduo de sisal é um subproduto do processo de obtenção da fibra de sisal, oriundo da raspagem da folha da *Agave Sisalana*. Após a raspagem, o resíduo foi armazenado a 4 °C, para depois ser seco a 105 °C durante 4 h (JAMBEIRO *et al.*, 2018). Após a secagem, o resíduo foi triturado e peneirado em um sistema de peneiras (aberturas de 3,350 mm, 2,800 mm, 2,360 mm, 2,000 mm, 1,180 mm, 0,850 mm e 0,425 mm, respectivamente). Após a separação das partículas de resíduo de sisal, o material retido em cada peneira foi pesado, para a identificação da distribuição gravimétrica.

O pó seco da fibra de sisal foi obtido nos armazéns de beneficiamento da fibra de sisal. Ele é constituído de pequenas partículas das fibras secas e impurezas oriundas da manipulação das fibras longas no local de armazenamento. O pó do resíduo de sisal foi armazenado à temperatura ambiente e não houve nenhum tratamento do material.

3.2 Compostagem

As compostagens foram realizadas em um sistema de bancada, em três recipientes cilíndricos de termoplástico (politereftalado de etileno), com 5 L de capacidade, que foram mantidos isolados termicamente em uma caixa de poliestireno (Figura 8). Cada recipiente continha dois compartimentos, um superior, onde foi colocada a biomassa a ser compostada, formando um leito fixo; e um inferior, utilizado como receptor do líquido drenado formado durante o processo.

Figura 8 – Esquema do sistema de compostagem.

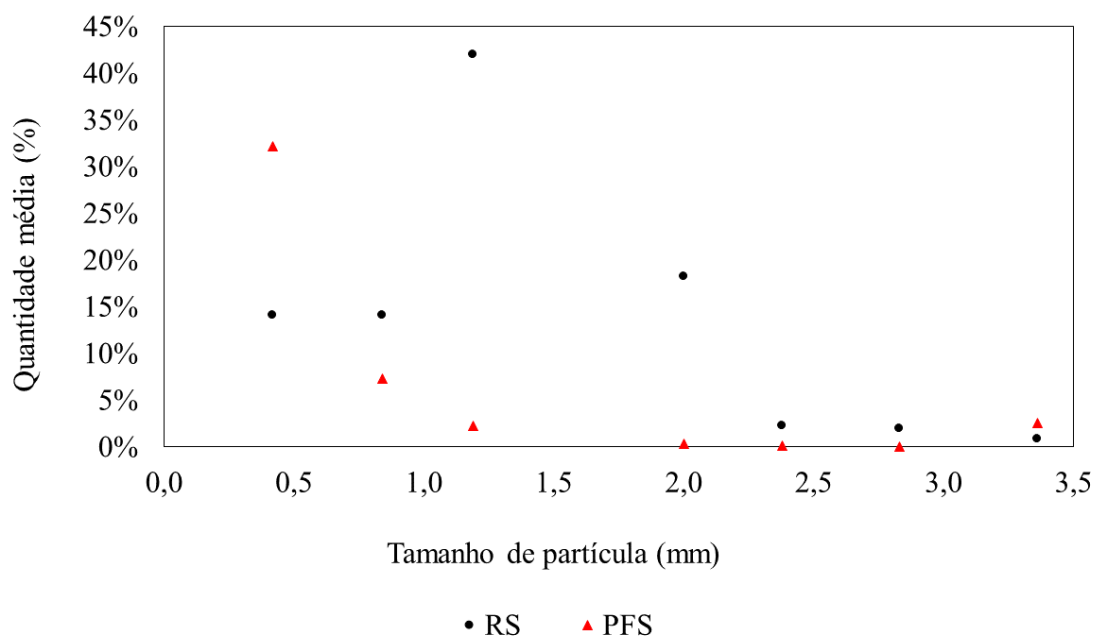


Nesse estudo, as biomassas foram transformadas pela compostagem a partir de três ensaios seguindo as proporções: 100% de RS; 90% de RS + 10% de PFS; e 75% de RS + 25% de PFS.

Cada sistema recebeu 400 g de resíduo de sisal, principal biomassa desse estudo. PFS foi adicionado ao RS para minimizar a densidade, aumentar a aeração e até promover *habitats* para os microrganismos (MALINOWSKI; WOLNY-KOŁADKA; VAVERKOVÁ, 2019). As amostras foram nomeadas considerando o tipo de material (RS ou PFS), percentagem de RS (100%, 90% ou 75%), e o tempo de compostagem (Tempo inicial – T0 ou tempo final – T44): RS100-T0, PFS100-T0, RS90-T0, RS75-T0, RS100-T44, RS90-T44, e RS75-T44.

A distribuição cumulativa de partículas de ambas as biomassas (Figura 9) mostra que o tamanho das partículas dos resíduos se concentra em faixas distintas. O pó da fibra de sisal possui maior quantidade de partículas entre 0,5 e 1,0 mm e o resíduo de sisal entre 1,5 e 2,5 mm. Nesse caso, é razoável supor que as partículas menores do pó da fibra ocupem interstícios entre as partículas maiores. Logo, a diferença de tamanhos pode indicar maior compactação do leito nos sistemas RS90 e RS75 em relação ao sistema de compostagem contendo apenas resíduo de sisal (RS100).

Figura 9 – Distribuição cumulativa de massa de biomassa.



Cada sistema teve umidade inicial de cerca de 65% e não houve adição de água no material durante o processo de compostagem. A razão entre carbono orgânico e nitrogênio

(C_{org}/N) foi de 27,5 (RS100-T0), 28,0 (RS90-T0) e 28,9 (RS75-T0), que são valores que pertencem a uma faixa ideal para um processo de compostagem (BIRUNTHA *et al.*, 2020; WEI *et al.*, 2012).

O leito de biomassa de cada recipiente foi aerado diariamente a partir da mistura manual do material durante os 44 dias de compostagem. O tempo de compostagem foi delimitado pela baixa umidade nos leito e pelo equilíbrio entre a temperatura dos leitos e a do ambiente, indicando não haver atividade microbológica considerável após esse período. Ao longo do processo, a temperatura do leito foi medida periodicamente. Durante a compostagem, amostras do material sólido foram coletadas semanalmente e armazenadas a uma temperatura abaixo de 0 °C, para posterior caracterização. Os líquidos produzidos durante a compostagem foram coletados no final do processo, a fim de avaliar as características químicas das frações que foram lixiviadas após terem sido armazenadas a uma temperatura abaixo de 0 °C.

3.3 Caracterização físico-química das amostras

Seis amostras sólidas de cada sistema, inicialmente resfriadas, foram secas até alcançar a umidade de 10% (massa). A análise de teor de umidade foi realizada em um analisador Ohaus MB25® de aquecimento por lâmpada halógena. Todas as análises foram feitas em duplicatas.

3.3.1 Cinzas

A análise do teor de cinzas foi baseada nas recomendações de Rocha, Nascimento e Rossel (2014). Para a análise de teor de cinzas, as amostras secas foram colocadas em cadinhos de porcelana, previamente esterilizados a 400 °C por 1 h, e pesados. Inicialmente as amostras foram aquecidas a uma taxa de 25 °C/min até atingirem a temperatura de 300 °C, permanecendo nessa temperatura por 30 min. Em seguida, foram novamente aquecidas a uma taxa de 40 °C/min até atingirem 800 °C, permanecendo nessa temperatura por 2 h. Todas as amostras foram resfriadas em dessecador e depois pesadas. Tanto a esterilização dos cadinhos de porcelana quanto a calcinação das amostras foram realizadas em forno mufla EDG - 3000 3P-S. Todas as análises foram realizadas em duplicatas.

O percentual de cinzas foi determinado a partir da Equação 1,

$$\%Ash = \left[\frac{(w_s - w_{ash})}{w_s} \right] \times 100 \quad (1)$$

em que %Ash é o percentual de cinzas, w_s é a massa da amostra e w_{ash} é a massa de cinzas.

As cinzas também foram caracterizadas para identificar o teor de metais, utilizando a fluorescência de raios X (FRX), em um aparelho Bruker S2 Ranger com radiação Pd anode (potência máxima de 50 W, voltagem máxima de 50 kV e corrente máxima de 2 mA) e detector XFlash® Silicon Drift.

3.3.2 Análise elementar CHNS

A metodologia para análise de teor de carbono (C), nitrogênio (N), hidrogênio (H) e enxofre (S) foi baseada nas normas *American Society for Testing and Materials* ASTM D5373 e ASTM D4239 (ASTM, 2018; 2021). Os teores de C, N e H foram determinados utilizando um analisador elementar Leco Truspec CHN com um forno operando a 950 °C. O teor de S foi determinado através de um analisador elementar Leco SC632 com forno tubular, a uma temperatura mínima de operação do tubo de combustão de 1350°C.

A determinação de carbono orgânico (C_{org}) foi baseada nas normas *American Society for Testing and Materials* ASTM D5373 e *International Organization for Standardization* (ISO) 10694 (ISO, 1995). As amostras foram previamente tratadas com ácido clorídrico a 10% para a retirada do carbono na forma de dióxido de carbono. O carbono orgânico restante foi analisado posteriormente em um analisador Leco Truspec CHN, com a temperatura do forno de 950 °C. Todas as análises foram realizadas em triplicadas.

3.3.3 Teor de extrativos

Para análise do teor de extrativos, foi utilizado o método de Sluiter *et al.* (2008) em que as amostras foram pesadas e colocadas em cartuchos confeccionados com papel filtro qualitativo Whatman® n° 1. Os cartuchos foram introduzidos em extratores Soxhlet, onde foram realizadas inicialmente as extrações com etanol, em sistema de refluxo, com a média de 8 ciclos por hora. Na etapa seguinte, as extrações foram feitas utilizando água como solvente. Devido a menor volatilidade da água, o número de ciclos diminuiu para um por hora. Ao finalizar a extração, os cartuchos com as amostras foram secos, a cerca de 60 °C, por aproximadamente 12 h, resfriados em dessecador e pesados.

O percentual de extrativos foi obtido por diferença de massa, considerando o percentual de umidade das respectivas amostras iniciais, conforme a Equação 2,

$$\%E = \frac{w_{efs} \times \left(1 - \frac{\%M_{efs}}{100}\right)}{w_s \times \left(1 - \frac{\%M_s}{100}\right)} \quad (2)$$

em que $\%E$ é o percentual de extrativos, w_{efs} é a massa da amostra livre de extrativos, $\%M_{efs}$ é o percentual de umidade da amostra livre de extrativos, w_s é a massa da amostra e $\%M_s$ é o percentual de umidade da amostra.

3.3.4 Caracterização química da biomassa

A metodologia da caracterização química das amostras foi baseada nas recomendações de Rocha, Nascimento e Rossel (2014). Antes da determinação dos teores de carboidratos e lignina, as amostras foram digeridas por meio de um processo de hidrólise. Cerca de 1 g de cada amostra (base seca) foi macerada em béquer com 7,5 mL de ácido sulfúrico 72% (± 5) (massa) pré-aquecido a 45 °C. Após 7 min de maceração, foram adicionados 137,5 mL de água ultrapura a cada macerado. Em seguida, cada amostra foi hidrolisada em autoclave a 100°C por 30 min e resfriadas para a etapa de filtração. O líquido filtrado foi diluído com água ultrapura até o volume total de 250 mL. O filtrado diluído e a torta foram utilizados para a determinação de lignina, açúcares, ácidos orgânicos, furfural e 5-hidroximetilfurfural (5-HMF). As amostras foram analisadas em duplicata.

3.3.4.1 Teor de lignina

O teor de lignina total foi considerado a soma das frações solúveis e insolúveis de lignina, conforme a Equação 3,

$$\%LIG = \%LIG_i + \%LIG_s \quad (3)$$

em que $\%LIG$ é o percentual de lignina total, $\%LIG_i$ é o percentual de lignina insolúvel e $\%LIG_s$ é o percentual de lignina solúvel.

Para a determinação de lignina insolúvel, a torta foi lavada com água destilada até pH neutro. Em seguida, foi seca em estufa a 60 °C por cerca de 16 h, resfriada em dessecador e pesada. O percentual de lignina insolúvel foi dado pela Equação 4,

$$\%LIG_i = \frac{w_c(1-\frac{\%M_c}{100})}{w_s(1-\frac{\%M_s}{100})} \times 100 \quad (4)$$

em que w_c é a massa da torta de filtração e $\%M_c$ é o percentual de umidade da torta de filtração.

Para a determinação do teor de lignina solúvel, 5 mL do filtrado diluído foi transferido para um balão volumétrico de 100 mL, onde foram adicionadas 40 gotas de hidróxido de sódio 6,5 M e avolumado com água ultrapura. O conteúdo foi analisado em espectrômetro UV-Vis Ocean Optics USB 2000+, com comprimento de onda ajustado em 280 nm. A partir do valor da absorbância, a concentração de lignina solúvel foi calculada a partir das Equações 5 e 6,

$$[LIG_s] = (0.04187 \times (A_s - A_{dps}) - 3.279 \times 10^{-4}) \times DF \quad (5)$$

$$A_{dps} = ([FUR] \times \varepsilon_{fur} + [HMF] \times \varepsilon_{hmf}) \times DF \quad (6)$$

em que $[LIG_s]$ é a concentração de lignina solúvel em g/L; A_s é a absorbância medida a 280nm; A_{dps} é a absorbância dos produtos de decomposição dos açúcares (furfural e 5-HMF) em 280 nm; DF é o fator de diluição do filtrado para análise espectroscópica; $[FUR]$ e $[HMF]$ são as concentrações de furfural e 5-HMF em g/L analisadas por HPLC, respectivamente.

Para os cálculos, foram considerados os seguintes valores das respectivas absorvidades (ε): $\varepsilon_{fur} = 146.85 \text{ L/g.cm}$ e $\varepsilon_{hmf} = 114.00 \text{ L/g.cm}$

A partir do valor da concentração, foi obtido o valor do percentual de lignina solúvel conforme Equação 7, em que V é o volume de filtrado.

$$\%LIG_s = \frac{[LIG_s] \times V}{w_s \times (1 - \frac{\%M_s}{100})} \times 100 \quad (7)$$

3.3.4.2 Açúcares e ácidos orgânicos

Nessa etapa da investigação, foram analisadas as concentrações de glicose, xilose, arabinose, celobiose, ácido acético e ácido fórmico das amostras obtidas ao longo da compostagem. Tais componentes constituem a estrutura lignocelulósica da biomassa.

Os respectivos filtrados diluídos, obtidos da etapa de hidrólise, foram analisados em equipamento HPLC Hitachi Chromaster® com coluna Aminex HPX87H, com a temperatura da coluna de 35 °C e tempo de análise de 22 min. A fase móvel foi o ácido sulfúrico (5 mM), que teve a vazão de 0.5 mL/min.

3.3.4.3 Furfural e 5-HMF

Para análise de concentração de furfural e 5-HMF, os respectivos filtrados diluídos, obtidos da etapa de hidrólise, foram analisados em equipamento HPLC Hitachi Chromaster® com coluna Merck C18, com temperatura da coluna de 30 °C e tempo de análise de 18 min. A acetonitrila (1:9) foi a fase móvel, com vazão de 0,8 mL/min.

3.3.4.4 Cálculo do teor de hemicelulose e celulose

A partir dos dados de concentração de açúcares, ácidos orgânicos, furfural e 5-HMF, foram calculados os teores de celulose e hemicelulose através das Equações 8 e 9,

$$\%CEL = \frac{(0.9 \times [GLI] + 0.95 \times [CE] + 1.2 \times [HMF] + 3.09 \times [FA]) \times V \times 100}{w_s \times (1 - \frac{\%M_S}{100})} \quad (8)$$

$$\%HEM = \frac{(0.88 \times [XI] + 0.88 \times [ARA] + 0.72 \times [AA] + 1.37 \times [FUR]) \times V \times 100}{w_s \times (1 - \frac{\%M_S}{100})} \quad (9)$$

em que %CEL e %HEM são os percentuais de celulose e hemicelulose; [GLI], [CE], [HMF], [FA], [XI], [ARA], [AA] e [FUR] são as concentrações em g/L de glicose, celobiose, 5-hidroximetilfurfural (5-HMF), ácido fórmico, xilose, arabinose, ácido acético e furfural, respectivamente.

3.3.5 Análise termogravimétrica e análise térmica diferencial

As análises termogravimétricas foram realizadas em analisador termogravimétrico Shimadzu® modelo DTG-60, em atmosfera de nitrogênio, com vazão de 50 mL/min e taxa de aquecimento de 20 °C/min.

3.3.6 Espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR)

As amostras dos materiais *in natura*, do pré-tratado e do líquido drenado (chorume), foram analisados qualitativamente por Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR), na faixa 4000 – 650 cm⁻¹. O espectrofotômetro de infravermelho com transformada de Fourier usado foi o Perkin Elmer Spectrum 100, com acessório UATR e resolução 4 cm⁻¹, 4 scans. As análises foram realizadas em duplicata.

3.3.7 Metais do chorume

As análises dos metais presentes no chorume foram realizadas em Espectrômetro de Emissão Óptica, com Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES), Perkin Elmer® modelo Optima 7000DV. Os metais e seus respectivos comprimentos (em nm) de onda contidos nas amostras foram: Al (237,313), Ba (455,403), Ca (422,673), Cr (267,716), Cd (226,502), Co (228,616), Cu (324,752), Fe (259,939), K (766,490), Li (460,286), Mg (279,077), Mn (257,610), Pb (220,352), Zn (213,857) e Si (212,41). Os dados foram obtidos em triplicatas.

3.4 Micropirólise (Pi-CG-EM)

As amostras *in natura* e compostadas foram pirolisadas em um micropirolisador Frontier®, modelo EGA-PY-3030D acoplado a um GC-MS Shimadzu® modelo QP-2020 NX. Foi utilizada a coluna RTX1701 (60 metros, 0.25 mm de diâmetro interno, filme de 0.25 µm de espessura e faixa de temperatura de 20 até 280 °C). Os ensaios no micropirolisador ocorreram utilizando hélio como gás inerte, com vazão de 404,7 mL/min, nas temperaturas de 450 °C e 550 °C sem rampa de aquecimento. A identificação dos picos obtidos da análise cromatográfica ocorreu com um mínimo de 80% de similaridade.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Compostagem

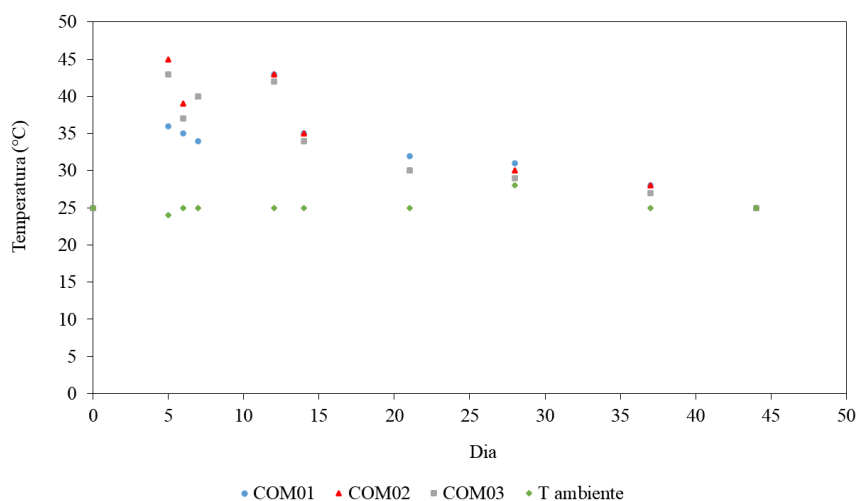
As principais características dos resíduos *in natura* são observadas na Tabela 7. Destaca-se o elevado teor de cinzas no pó da fibra de sisal (35,6%) comparado àquele no resíduo de sisal (11,1%), o qual pode estar relacionado com as impurezas encontradas no pó. Todavia, o teor de extrativos do resíduo de sisal (52,7%) é maior que aquele do pó da fibra de sisal (29,8%), dada à elevada quantidade de polissacarídeos (SANTOS *et al.*, 2015).

Em relação às transformações observadas no sistema, uma das variáveis avaliadas foi o percentual em massa perdido devido à compostagem. Comparativamente, a perda de massa observada durante a compostagem foi similar para os três sistemas: 54,3% na RS100 e aproximadamente 55,4% na RS90 e RS75. Essa perda está relacionada com a transformação da biomassa em chorume, causada pela ação dos microrganismos. De um modo geral, os componentes carbonosos da biomassa servem como fonte de energia para a produção de CO₂, biomassa microbiana, substâncias húmicas e calor (TUOMELA *et al.*, 2000).

Tabela 7 – Características da biomassa *in natura*.

Propriedades	Resíduo de sisal	Pó de fibra de sisal
%Cinzas	11,1	35,6
% Extrativos	52,7	29,8
% Hemicelulose	6,0	8,4
% Celulose	14,1	16,1
% Lignina	9,5	11,4

Dado que o auto aquecimento do material durante a compostagem é uma característica própria desse processo, os perfis de temperatura dos sistemas foram investigados e apresentados na Figura 10. A temperatura é considerada um importante parâmetro para o monitoramento da compostagem, uma vez que o calor produzido nesse processo está relacionado com a degradação da matéria orgânica (RYCKEBOER *et al.*, 2003).

Figura 10 – Perfil de temperatura dos sistemas.

Considerando as limitações de adaptação da maioria dos microrganismos a determinadas condições de temperatura, é correto afirmar que há uma relação entre a temperatura e a dinâmica microbiana do sistema (BOHACZ, 2018; JURADO *et al.*, 2014; LÓPEZ-GONZÁLEZ *et al.*, 2013).

As variações de temperatura observadas na Figura 10 indicam maior contagem microbiana nos primeiros estágios do processo e uma dinâmica de temperaturas similares, em geral, nos três sistemas. É possível perceber que as temperaturas após o 35º dia começam a se igualar e atingem a temperatura ambiente por volta do 44º dia, caracterizando a etapa final da compostagem (JURADO *et al.*, 2014).

4.2 Caracterização dos sólidos

As análises elementares das amostras, antes e após a compostagem, indicam aumento no teor de carbono total e orgânico (Tabela 8), sendo 14% e 23 % para o sistema RS90, 14% e 34 % para o sistema RS75, e 3% e 7% para o sistema RS100, respectivamente. Esses resultados podem indicar um aumento mais significativo do poder calorífico desses materiais (MISHRA; MOHANTY, 2018). Já o teor de hidrogênio dos três sistemas permaneceu estatisticamente sem alteração.

Foram observados aumentos mais acentuados nos teores de nitrogênio (53% para RS100-T44, 45% para RS90-T44 e 89% para RS75-T44) e de enxofre (87% para RS100-T44, 67% para RS90-T44 e 86% para RS75-T44) em função da compostagem. Dentre as amostras finais, o maior teor de nitrogênio é o do sistema RS75-T44 (2,23%) e o maior teor de enxofre

é o do sistema RS100-T44 (0,28%). Elevadas quantidades de nitrogênio e enxofre na biomassa podem causar indesejáveis impactos ao meio ambiente pela emissão de compostos nitrogenados e sulfurados (PROTÁSIO *et al.*, 2013). Contudo, alguns desses teores finais foram similares à de outras biomassas residuais já estudadas. Por exemplo, o teor de nitrogênio da casca de arroz (1,85%), relatada por Biswas *et al.* (2017), é comparável à da amostra final do sistema RS90-T44 (1,83 %). Já os teores de enxofre nas amostras finais dos sistemas tiveram valores similares entre si (0,25 a 0,28%) e também similares ao da espiga de milho (0,24%) e ao do bagaço de cana-de-açúcar (0,23%), conforme relatado por Danish *et al.* (2015). Assim como as biomassas estudadas por Mishra e Mohanty (2018), cujos teores de nitrogênio e enxofre de suas amostras (abaixo de 6,99% e 0,7%, respectivamente) indicavam mínimas gerações de NO_x e SO_x na pirólise, o mesmo pode ser concluído sobre os valores observados no presente trabalho em relação a todos os sistemas.

A relação C_{org}/N é um importante fator na avaliação sobre a estabilização do material em compostagem. Ao longo da compostagem, essa relação tende a diminuir, indicando a estabilização do material quando atinge valores inferiores a 20 (BIRUNTHA *et al.*, 2020; WEI *et al.*, 2019). Nesse trabalho, a relação C_{org}/N (Tabela 8) diminuiu para todos os sistemas estudados, mas apenas o sistema RS100-T44 atingiu a estabilidade, com valor C_{org}/N de 19,3 no final da compostagem. Os sistemas RS90-T44 e RS75-T44 apresentaram relação C_{org}/N > 20 no 44º dia, o que indica que o processo não atingiu estabilidade, podendo ainda apresentar variações nas suas composições se fossem mantidos em compostagem por mais tempo.

Tabela 8 – Análise elementar das amostras iniciais e finais.

Sistema	Dia	%C	%C _{org}	%H	%N	%S	%O	C _{org} /N	Cinzas (%)
RS100-T44	0	42,83	36,06	8,94	1,31	0,15	46,76	27,5	11,1
	44	44,08	38,76	8,42	2,01	0,28	45,20	19,3	25,2
RS90-T44	0	41,78	35,24	8,74	1,26	0,15	48,08	28,0	13,5
	44	47,61	43,26	9,33	1,83	0,25	40,98	23,6	29,1
RS75-T44	0	40,21	34,00	8,43	1,18	0,14	50,05	28,9	17,2
	44	45,65	45,69	8,50	2,23	0,26	43,37	20,5	33,7

Foi possível perceber uma diminuição do teor de oxigênio em todos os sistemas entre T0 e T44: 3% (RS100), 15% (RS90) e 13% (RS75), representando uma vantagem para a pirólise dessas biomassas, visto que sugere menos compostos oxigenados no bio-óleo. Essa diminuição no teor de oxigênio associada ao aumento do teor de carbono é também um fator positivo em direção ao aumento da capacidade calorífica do material (ULLAH *et al.*, 2023).

Os teores de cinzas dos sistemas antes da compostagem (Tabela 8) foram encontrados a partir da média ponderada entre os teores de cinzas de cada biomassa (Tabela 8) e as frações das biomassas em cada sistema. Logo, a porcentagem de cinza inicial aumentou na seguinte ordem: RS75>RS90>RS100. Após a compostagem, os teores de cinza aumentaram em 127% (RS100), 115% (RS90) e 95,9% (RS75), porém o aumento foi menor quanto maior a porcentagem de pó de fibra em cada sistema. Apesar dos microrganismos consumirem algumas espécies inorgânicas, que constituem as cinzas, a redução geral das massas dos materiais pela compostagem é a principal responsável pelos aumentos dos teores de cinzas em cada sistema. Em adição, a menor variação do teor de cinzas após a compostagem indicou que a menor perda de massa causada pela compostagem ocorreu no sistema com o maior teor de pó de fibra.

Esse aumento no teor de cinzas também foi encontrado por Bikovens, Dizhbite e Telysheva (2012), que relatou crescimento de 3% para 30% durante compostagem de biomassa lignocelulósica. Embora esse aumento seja esperado durante a compostagem (JUCHELKOVÁ *et al.*, 2015), maiores teores de cinzas reduzem a eficiência de sistemas de pirólise, uma vez que as cinzas agem como “*heat sink*” durante a pirólise (MISHRA; MOHANTY, 2018). Desse ponto de vista, o sistema RS100 seria melhor do que os sistemas RS90 e RS75 para a pirólise.

A composição mineral das cinzas (Tabela 9) é conhecida por seu efeito catalítico em pirólise (MISHRA; SAHU; CHAKRAVARTY, 2021). No presente estudo, dentre os componentes metálicos presentes nas cinzas das amostras compostadas e não-compostadas, o cálcio esteve em maior proporção (entre 43 a 50 %). O CaO pode ser responsável pelo aumento da desidratação durante a pirólise e, portanto, pela diminuição no teor de oxigênio no bio-óleo pela formação de CaCO₃ (CARPENTER *et al.*, 2014; KRUTOFF; HAWBOLDT, 2019). Nesse trabalho é possível perceber um brando aumento no percentual de CaO no sistema RS100 (~3%) e uma leve diminuição nos sistemas RS90 (~3%) e RS75 (~5%) com a compostagem.

Tabela 9 – Percentual dos componentes inorgânicos presentes nas cinzas dos recipientes RS100-T44, RS90-T44 e RS75-T44.

Componentes	SR100-T0	SR100-T44	SR90-T0	SR90-T44	SR75-T0	SR75-T44
Al ₂ O ₃	0,82	0,64	1,38	1,41	2,21	1,90

BaO	0,19	0,21	0,17	0,16	0,14	0,15
CaO	48,21	49,52	47,20	45,91	45,68	43,42
Fe ₂ O ₃	2,99	4,16	3,02	3,87	3,07	3,59
MnO	0,05	0,06	0,05	0,05	0,06	0,07
MgO	19,27	15,33	18,21	13,61	16,62	13,30
K ₂ O	13,56	15,80	12,99	14,11	12,13	14,68
SiO ₂	1,41	1,13	4,28	8,51	8,59	11,57
ZnO	0,24	0,31	0,22	0,26	0,19	0,23
P ₂ O ₅	9,97	9,43	9,26	9,01	8,20	8,25
SO ₃	1,76	1,91	1,74	1,66	1,70	1,54
Na ₂ O	1,26	1,30	1,18	1,16	1,06	1,00

As cinzas dos sistemas também apresentaram elevados teores de magnésio (entre 13 e 20 %), potássio (entre 12 e 16 %) e fósforo (entre 8 e 10 %), antes e depois da compostagem. Com relação ao magnésio, foi possível perceber diminuição do seu teor nos três sistemas com a compostagem, correspondendo a 20% no sistema RS100, 25% no sistema RS90 e 20% no sistema RS75.

Foi observado aumento no percentual de potássio em todos os sistemas em função da compostagem, correspondendo a 16% para o sistema RS100, 9% para o sistema RS90 e 21% para o sistema RS75. A presença de potássio pode ser relacionada à diminuição de fuligem e alcatrão durante o processo de pirólise (TRUBETSKAYA; TIMKO; UMEKI, 2020).

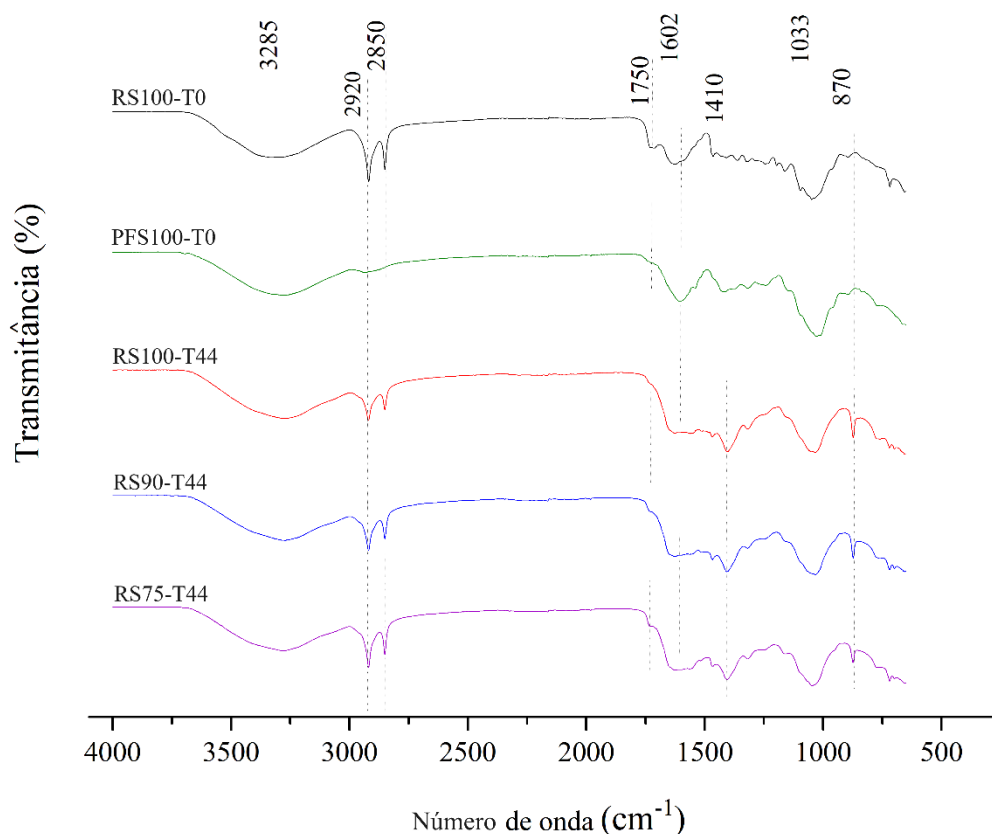
Já os teores de fósforo ficaram praticamente inalterados apresentando brandas diminuições nos sistemas RS100 (cerca de 5%) e RS90 (cerca de 3%), enquanto que no o sistema RS75 ficou estatisticamente inalterado.

Na compostagem, parte dos minerais presentes nas cinzas das biomassas são consumidas como nutrientes, necessários para o desenvolvimento microbiano e alguns componentes são lixiviados para a fase líquida (chorume) (BOHACZ, 2018; HARINDINTWALI; ZHOU; YU, 2020; TUOMELA *et al.*, 2000).

4.2.1 FTIR das biomassas

A Figura 11 mostra os espectros do FTIR do resíduo de sisal, do pó da fibra de sisal e das amostras dos três sistemas de compostagem. Na Tabela 10, são apresentados os principais eventos mostrados na Figura 11.

Figura 11 – FTIR do resíduo de sisal (RS100-T0), Pó da fibra de sisal (PFS100-T0) e das amostras compostadas RS100-T44, RS90-T44 e RS75-T44, respectivamente.



É possível perceber semelhanças entre as bandas e os picos das biomassas *in natura* e após compostagem. As principais diferenças entre as bandas dos materiais *in natura* e compostados são observadas na região 1700 – 500 cm⁻¹. Também é importante notar que as posições das bandas dos sistemas após a compostagem são similares, confirmando que os sistemas RS100-T44, RS90-T44 e RS75-T44 tendem a apresentar características químicas similares ao fim da compostagem, independentemente dos caminhos cinéticos utilizados.

A banda ampla na faixa de N° de onda (λ) de 3550 – 3200 cm⁻¹, presente em todas as amostras, refere-se à grupos OH fenólicos e alifáticos e as bandas ~2900 e ~2850 cm⁻¹, mais intensas na amostra de resíduo de sisal e nas amostras finais dos sistemas de compostagem, são

mais brandos na amostra de pó da fibra de sisal. Elas se referem ao alargamento C-H em grupos metil e metileno (HUANG *et al.*, 2010; JAMBEIRO *et al.*, 2018).

A banda a 1750 cm^{-1} observada na amostra de resíduo de sisal refere-se às ligações C-O de estiramento presente em grupos cetona, éster e aldeídos (JAMBEIRO *et al.*, 2018). As bandas $\sim 1600\text{ cm}^{-1}$, características de grupos ceto-carbônicos não conjugados da hemicelulose e também de ligações C=C da lignina e C=C aromática, estão presentes nas amostras do material *in natura* (ZHANG *et al.*, 2019a). Essas bandas também poderão se referir às ligações N-H presentes nas aminas e nos nitratos orgânicos (AHN *et al.*, 2020).

As bandas entre 1410 e 1400 cm^{-1} , nas amostras compostadas, referem-se às vibrações C-H ligada a anéis aromáticos e a ligações C-H alifáticas do $-\text{CH}_3$ ou grupos O-H do fenol (HUANG *et al.*, 2018), e as a $\sim 870\text{ cm}^{-1}$ podem ser atribuídas às ligações C-H presentes em unidades de guaiacol. A banda a $\sim 1030\text{ cm}^{-1}$, presente em todas as amostras, é característica da ligação éter C-O-C presente na lignina ou hemicelulose (SIDI-YACOUB *et al.*, 2019). As principais mudanças observadas ocorreram a partir de formação de ligações C-H e podem ser atribuídas à transformação da hemicelulose, pela diminuição de intensidade de picos relacionados à grupos ceto-carbônicos e da lignina, com o aumento de intensidade dos picos relacionados à compostos fenólicos.

Tabela 10 – Frequências de bandas e seus respectivos grupos funcionais e vibrações observadas no espectro FTIR das biomassas *in natura* resíduo de sisal (RS100-T0), pó da fibra de sisal (PFS100-T0) antes da compostagem, e das biomassas compostadas RS100-T44, RS90-T44 e RS75-T44.

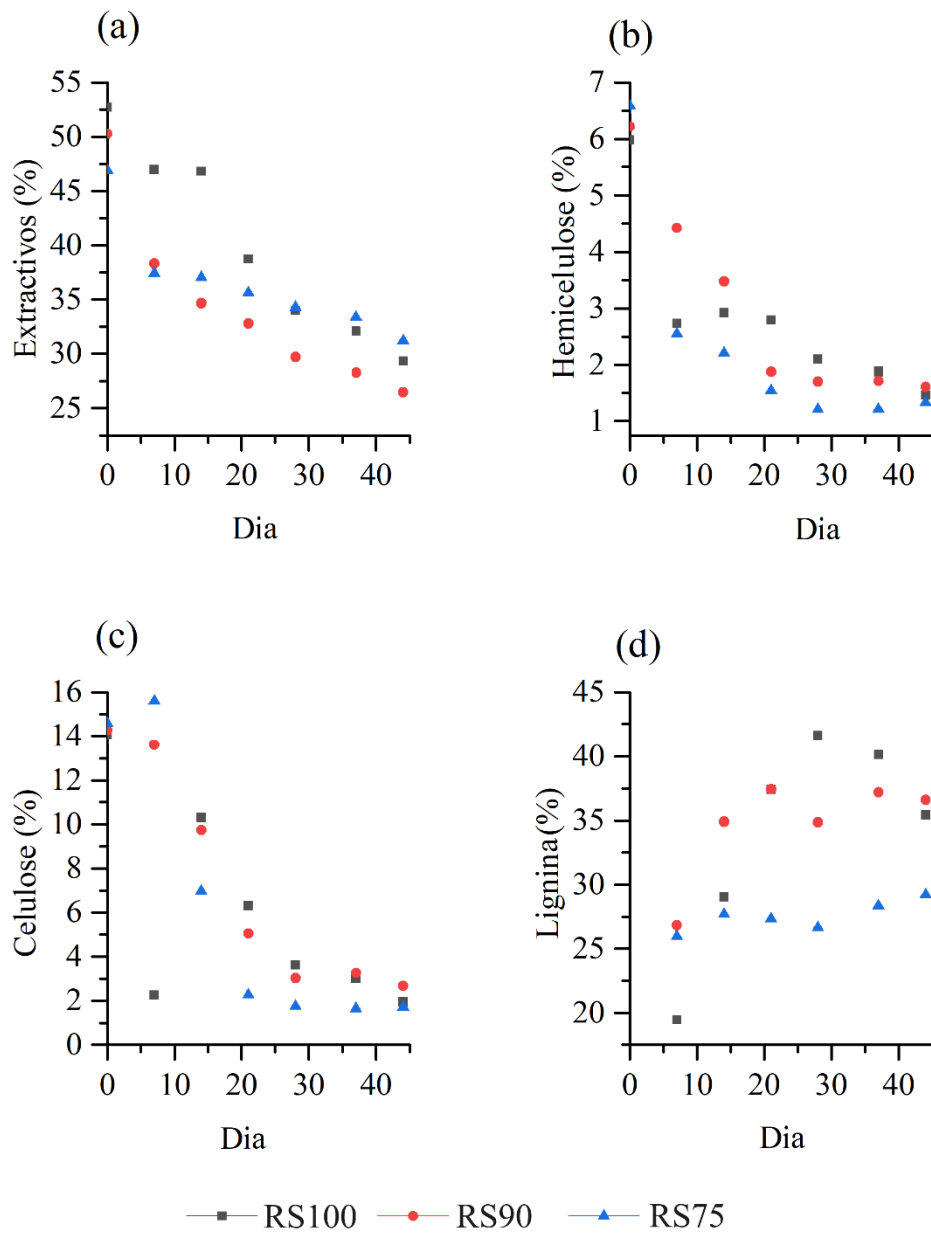
Faixa de n° de onda (cm ⁻¹)	Frequência do RS100-T0 (cm ⁻¹)	Frequência do PFS100-T0 (cm ⁻¹)	Frequência do RS100-T44 (cm ⁻¹)	Frequência do RS90-T44 (cm ⁻¹)	Frequência do RS75-T44 (cm ⁻¹)	Grupos funcionais	Tipo de vibração	Referência
3550-3200	3285	3285	3285	3285	3285	Água, fenóis, ácidos carboxílicos, impurezas da água, álcoois	Alargamento O-H	^a
3000-2840	2920; 2850	-	2920; 2850	2920; 2850	2920; 2850	Alcanos	Alargamento C-H	^a
1750-1650	1750	-	-	-	-	Cetones, ésteres, e aldeídos groups	Alargamento C-O	^b
1650-1580	1615	1602	-	-	-	Aminas e grupos ceto-carbonis.	N-H; C=C	^c
1410-1310	-	-	1410	1410	1410	Aromáticos	Alargamento C-H	^a
1300-950	1033	1033	1033	1033	1033	Éteres	C-O-C	^d
870 – 810	-	-	870	870	870	Guaiacol	C-H	^e

^a Huang *et al.* (2018); ^b Jambeiro *et al.* (2018); ^c Ahn *et al.* (2020) e Zhang *et al.* (2019a); ^d Sidi-Yacoub *et al.* (2019); ^e Poletto e Zattera (2013)

4.2.2 Caracterização química

A Figura 12 mostra a variação dos principais componentes da biomassa ao longo da compostagem.

Figura 12 – Teor de (a) extrativos, (b) hemicelulose, (c) celulose e (d) lignina das amostras compostadas RS100-T44, RS90-T44 e RS75-T44.



O teor de extrativos para os sistemas apresentaram queda ao longo do processo (Figura 12a). Durante a compostagem de biomassa lignocelulósica, fungos e bactérias promovem a decomposição de extrativos, que são considerados como os componentes mais disponíveis para

essa degradação, principalmente na etapa inicial do processo (BARNETO *et al.*, 2009; BOHACZ, 2018). No início da compostagem, os microrganismos utilizam preferencialmente fontes de carbono solúvel e facilmente degradáveis, como por exemplo, os monossacarídeos, amidos e lipídios (TUOMELA *et al.*, 2000). Jurado *et al.* (2014) relatou que a matéria orgânica degradável do substrato imaturo (ainda em decomposição), é composta por açúcares totais, substâncias fenólicas, aminoácidos, peptídeos, dentre outros componentes biodegradáveis.

O teor de extrativos tem relação direta com a produção da fase líquida na pirólise e é inversamente proporcional com a estabilidade térmica do material (MISHRA; MOHANTY, 2018). Portanto, é possível concluir que a degradação dos extrativos por compostagem contribui com o aumento da estabilidade térmica do material. Além disso, a elevada viscosidade do bio-óleo do resíduo do sisal pode ser atribuída aos extrativos. Logo, a redução do teor dessas espécies permite que a pirólise do material compostado produza um fluido menos viscoso (JAMBEIRO *et al.*, 2018).

A variação no teor de extrativos para o sistema RS90 foi maior em relação aos sistemas RS100 e RS75 durante a compostagem. Ao final do processo, os sistemas RS100 e RS75 apresentaram cerca de 44% e 34% dos extrativos degradados, respectivamente, enquanto o sistema RS90 teve aproximadamente 48%. Também é possível perceber que a degradação mais acelerada dos extrativos ocorreu no estágio inicial da compostagem (primeiros 15 dias) para os sistemas RS90 e RS75. Tais indícios podem ser associados ao aumento de temperatura no mesmo período, o que indica forte ação oxidativa dos microrganismos nesses leitos e, portanto, maior liberação de energia pela quebra de cadeias dos seus componentes em comparação com o leito RS100 (GAJALAKSHMI; ABBASI, 2008).

Nesse trabalho, a degradação da hemicelulose também se mostrou mais acentuada no estágio inicial da compostagem, assim como os extrativos (Figura 12b). Foi observada a degradação de cerca de 75% da hemicelulose para RS100-T44, 74% para RS90-T44 e 80% para RS75-T44. No sistema RS100 a hemicelulose teve tendência de aumento entre os dias 5 e 15, o que pode ser relacionado à acentuada queda no teor de extrativos no mesmo período. Isso indica que nesse período não houve degradação de hemicelulose devido à disponibilidade de estruturas químicas mais simples presentes nos extrativos.

Já a celulose teve degradação de cerca de 86% para o sistema RS100-T44, 81% para o sistema RS90-T44 e 88% para o sistema RS75-T44 (Figura 12c). Dado que o tipo de biomassa (sua composição) determina sobre a diversidade microbial e suas enzimas secretadas, esse resultado pode indicar intensa atividade celulolítica para os três sistemas (WEI *et al.*, 2019).

Os resultados apresentados nessa pesquisa mostram que a composição do sistema de compostagem RS90 proporcionou maior degradação dos extrativos, entretanto o sistema RS75 apresentou maior degradação de hemicelulose e celulose durante o processo, sendo que para ambos os sistemas, tais degradações foram mais acentuadas na etapa inicial.

Para todos os sistemas, a tendência de crescimento no teor de lignina foi observada ao longo do processo (Figura 12d). Comparada aos outros componentes, a baixa degradação da lignina já foi reportada em alguns trabalhos (MEI *et al.*, 2019; ZHANG *et al.*, 2019b). Embora tenha ocorrido aumentos no teor de lignina em todos os sistemas, pode-se observar que os sistemas RS90 e RS75 apresentaram queda no teor de lignina entre os 20° e 30° dias, seguido de aumento, o que pode ser atribuído à uma degradação com posterior repolimerização da lignina (KAUSAR *et al.*, 2010). Por outro lado, os sistemas RS100 e RS90 mostraram tendência a queda próximo ao 44° dia, indicando maior contagem de microrganismos lignolíticos na etapa final do processo, conforme mostrado por Lopéz-González *et al.* (2015a). O sistema RS75 mostrou menor aumento no teor de lignina, o que está relacionado à menor degradação de extrativos no processo. Esses resultados mostraram que para elevar a concentração de lignina por meio da compostagem não é necessário um tempo longo de processamento (JURADO *et al.*, 2015; VENTORINO *et al.*, 2016).

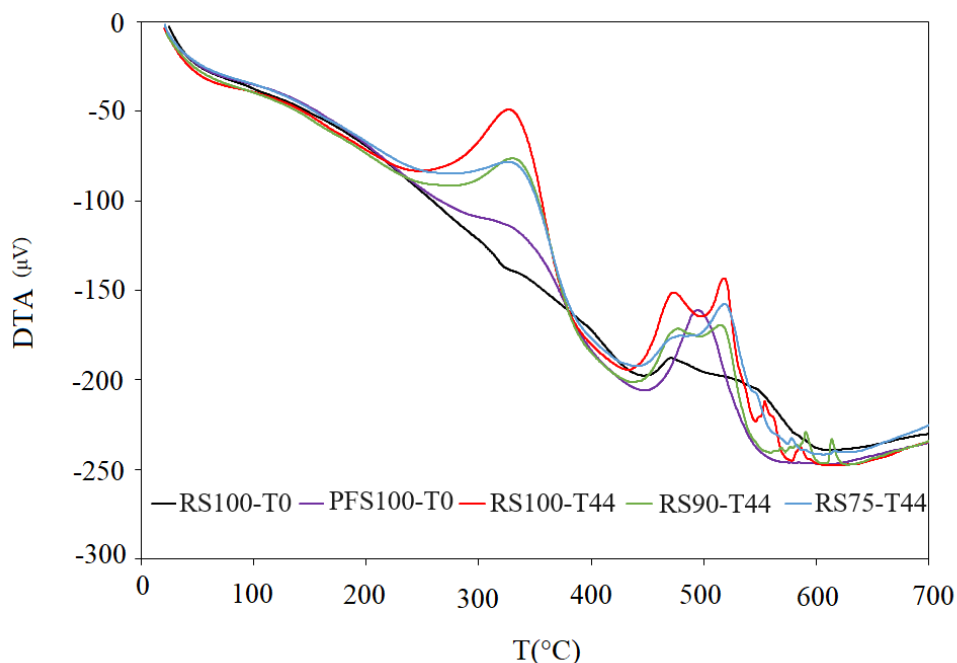
Em termos efetivos, o perfil de temperatura e os perfis de degradação indicam que o sistema RS90 apresenta maior atividade microbiana, principalmente no início do processo, refletindo em maior degradação de extrativos. O RS90 também foi o sistema com maior redução no teor de oxigênio, o que sugere ser o mais vantajoso enquanto pré-tratamento para a pirólise.

4.2.3 Análise térmica diferencial (DTA)

A Figura 13 mostra as curvas de DTA das biomassas *in natura* (RS100-T0 e PFS100-T0) e das biomassas compostadas (RS100-T44, RS90-T44 e RS75-T44). É possível perceber que os eventos térmicos de decaimento nas duas regiões (entre 200 e 400 °C e entre 400 e 650°C) são de natureza exotérmica para todas as amostras.

Segundo Zhou *et al.* (2015), dentre os componentes lignocelulósicos, a degradação da xilose (componente da hemicelulose) e da lignina iniciam em temperaturas próximas a 200°C, embora a xilose se decomponha mais rapidamente, enquanto a lignina tem uma decomposição mais lenta, se estendendo até temperaturas acima de 700 °C. Ainda segundo esses autores, a degradação da celulose ocorre por volta de 344 °C e ocorre de maneira intensa e mais rápida.

Figura 13 – Curva DTA das amostras de biomassas *in natura* e compostadas.



Na faixa de temperatura entre 200 e 400 °C, é possível perceber que os eventos são mais intensos nas biomassas compostadas que naquelas *in natura*. Essa região é caracterizada pela degradação de extrativos, hemicelulose, celulose e parte da lignina (MISHRA; MOHANTY, 2018). A compostagem é caracterizada pela degradação biológica de alguns componentes mais facilmente degradáveis da biomassa, resultando em uma biomassa mais lignificada (MEI *et al.*, 2019). Esse comportamento pode estar relacionado às mudanças sofridas pela biomassa durante a compostagem.

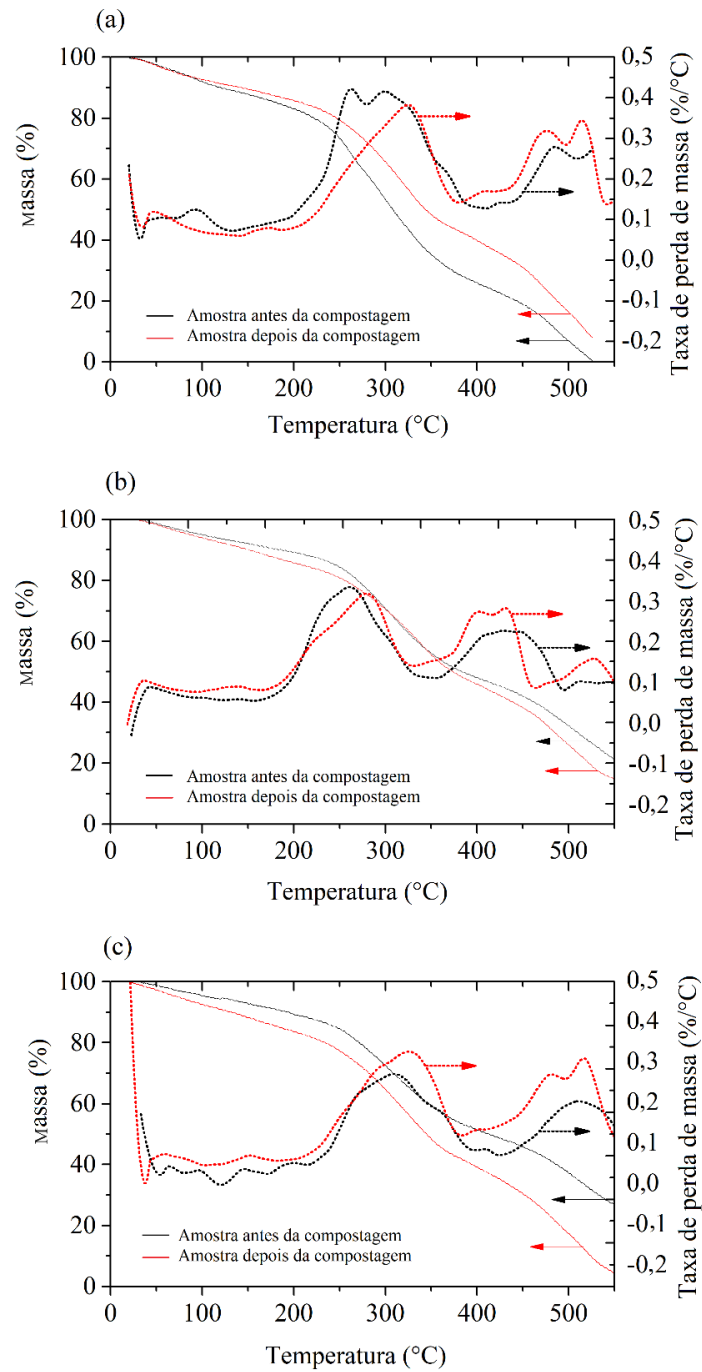
Na faixa de temperatura entre 400 e 650 °C é possível perceber maior intensidade nos eventos de degradação para pó de fibra de sisal comparado ao resíduo de sisal, evidenciando a presença de estruturas mais recalcitrantes. Com relação às biomassas compostadas, essa faixa apresentou maior quantidade de eventos, podendo indicar uma variedade maior de componentes, comparado à outras biomassas, em função da compostagem (MISHRA; MOHANTY, 2018).

4.2.4 Análise termogravimétrica

A Figura 14 mostra as curvas de TG e DTG das amostras antes e após a compostagem para os sistemas RS100, RS90 e RS75. Para esses sistemas, a degradação de biomassa lignocelulósica é, em geral, mais acentuada entre 200 e 400 °C, conforme observado nas curvas

DTA (Figura 13), com a presença de duas regiões de máxima intensidade de degradação. Os eventos ocorridos nessa faixa são atribuídos à decomposição da hemicelulose, celulose e parte da lignina (LIN *et al.*, 2019; TOMCZYK; SOKOŁOWSKA; BOGUTA, 2020).

Figura 14 – TG e DTG das amostras os sistemas RS100 (a), RS90 (b) e RS75 (c) antes (T0) e depois (T44) da compostagem.



Os sistemas RS100, RS90 e RS75 apresentaram curvas referentes às amostras do início (T0) e do final (T44) da compostagem com a mesma tendência de decaimento. Via de regra, as duas regiões de intensa degradação observadas no DTG ocorrem entre 200 e 400 °C e acima de 400 °C, respectivamente. Nas amostras iniciais, o decaimento entre 200 e 400 °C pode ser atribuído à degradação de matéria orgânica simples, como polissacarídeos (presentes nos extrativos), hemicelulose, celulose e lignina (DÍAZ *et al.*, 2021). É possível perceber que os picos DTG nessa faixa para as amostras antes da compostagem são amplos, o que pode ser associado à variedade de componentes em degradação nessa faixa de temperatura.

As amostras dos sistemas após a compostagem possuem a lignina e os extrativos em maior proporção e, portanto, é possível atribuir a esses componentes a decomposição na faixa de 200 a 400 °C. Para todos os sistemas, a curva de degradação térmica do material no final da compostagem apresentou, nessas regiões, picos deslocados e com maiores intensidades em relação ao das amostras antes da compostagem. Essa mudança pode estar relacionada ao consumo de extrativos, celulose e hemicelulose durante a compostagem e à formação de substâncias húmicas (MISHRA; MOHANTY, 2018). Segundo El Ouaquoudi *et al.* (2014), picos entre 200 e 350 °C podem ser atribuídas à degradação de estruturas alifáticas e aromáticas facilmente biodegradáveis presentes em substâncias húmicas, e o aumento na intensidade dos picos nessa região indica maior liberação de estruturas alifáticas ligadas ao complexo lignocelulósico. Já os picos entre de 400 e 600 °C podem estar relacionadas a estruturas aromáticas mais complexas, segundo os mesmos autores.

As diferenças observadas nas curvas TG/DTG entre as amostras de depois da compostagem são devido às diferenças de atividade biológica em cada sistema. Em relação à primeira faixa de degradação (200 a 400 °C), considerando o perfil de degradação de extrativos, hemicelulose e celulose (Figuras 14a, 14b e 14c), o deslocamento entre as curvas DTG, em função da decomposição de extrativos, foi mais intenso para o sistema RS90, e, em função da decomposição da hemicelulose e celulose, foi mais intenso para o sistema RS75. No que tange aos eventos acima de 450 °C, é possível perceber perfis diversos, que indica a diferença de composição das amostras finais de cada um dos sistemas.

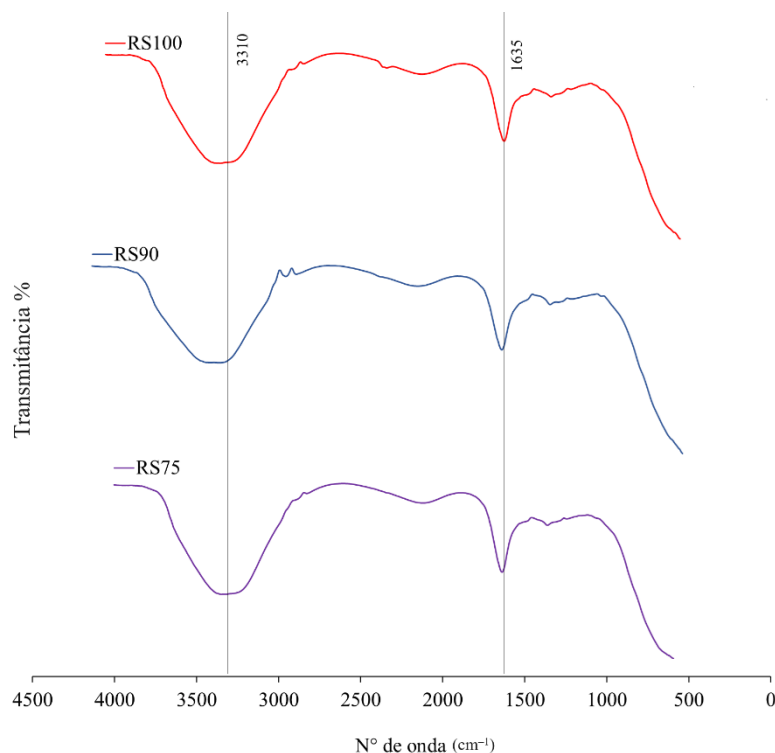
4.3 Caracterização das amostras líquidas (chorume)

O volume de líquido drenado durante a compostagem para os sistemas RS100, RS90 e RS75 foi de 52 mL, 69 mL e 64 mL, respectivamente. Essa diferença de valores pode ser atribuída às diferenças nas atividades biológicas, à diferença entre as massas totais dos leitos

de cada sistema e às diferenças na compactação dos leitos. A Figura 15 mostra os espectros de FTIR dessas amostras líquidas e a Tabela 11 enumera as bandas identificadas nesses espectros e os respectivos grupos funcionais.

Os espectros FTIRs dos sistemas apresentaram comportamentos similares, com o destaque de dois picos: um a $\sim 3310 \text{ cm}^{-1}$ que podem ser atribuídos à grupos O-H fenólicos, alcoólicos ou mesmo da água drenada do leito de compostagem; e outro a $\sim 1635 \text{ cm}^{-1}$ que podem estar associados a grupos amina proveniente da estrutura de ligações peptídicas (AHN *et al.*, 2020; HUANG *et al.*, 2018). Durante a compostagem, o nitrogênio presente nas proteínas da biomassa vegetal e nos ácidos nucleicos segue uma dinâmica de nitrificação (mineralização do nitrogênio) onde, na presença de oxigênio, é transformado em NH_4^+ que é absorvido pela fase líquida e em parte lixiviados como chorume (CÁCERES; MALÍNSKA; MARFÀ, 2018). Esse é, portanto, um mecanismo favorável à diminuição do quantitativo de nitrogênio da biomassa compostada e, portanto, à menor formação de nitrogenados durante a pirólise.

Figura 15 – FTIR do chorume coletado após a compostagem dos sistemas RS100, RS90 e RS75.



O líquido produzido durante a compostagem contém metais que vieram da biomassa degradada pelos microrganismos (Tabela 12). Os principais minerais encontrados no lixiviado dos sistemas RS100, RS90 e RS75 foram Ca, Mg, e K. Vale lembrar que as cinzas das amostras dos três sistemas (antes e após a compostagem) eram constituídas majoritariamente por Ca.

Tabela 11 – Frequências de bandas e seus respectivos grupos funcionais e vibrações observadas no espectro FTIR dos líquidos drenados dos sistemas RS100, RS90 e RS75 com 44 dias de compostagem.

Nº de onda (cm ⁻¹)	Frequência do RS100 (cm ⁻¹)	Frequência do RS90 (cm ⁻¹)	Frequência do RS75 (cm ⁻¹)	Grupos funcionais	Tipo de vibração	Referências
3550-3200	3310	3310	3310	Água, fenóis, ácidos carboxílicos, impurezas da água e álcoois	Alargamento O–H	Huang <i>et al.</i> (2018)
1650-1580	1635	1635	1635	Amina e grupos ceto-carbonis	N–H; C=C	Ahn <i>et al.</i> (2020); Zhang <i>et al.</i> (2019a)

A presença do cálcio no chorume pode ser atribuída à sua elevada concentração na biomassa, o que facilita seu arraste para fase líquida. O Mg e o K também foram componentes com teores elevados nas cinzas dos sistemas, o que explica a sua presença no lixiviado. O Mg no lixiviado correspondeu a 11-12% dentre os metais detectados. O potássio foi o mineral identificado em maior proporção no lixiviado (cerca de 67% no sistema RS100 e 80% nos sistemas RS90 e RS75) e isso deve-se ao seu elevado poder de dissolução em água (SOMMER, 2001). O baixo teor de Ca e Mg no chorume, apesar da sua considerável diminuição de teor na fase sólida, dá indícios de presença de organismos externos como insetos e larvas vindas do campo.

Tabela 12 – Componentes inorgânicos presentes no chorume coletado dos recipientes RS100, RS90 e RS75.

Componentes	Concentração (% massa)		
	RS100	RS90	RS75
Alumínio	0,21%	0,10%	0,18%
Bário	0,10%	0,01%	0,02%
Cálcio	18,27%	7,34%	6,74%
Ferro	1,47%	0,78%	1,00%
Manganês	0,05%	0,04%	0,04%
Magnésio	12,05%	11,06%	11,37%
Potássio	67,51%	80,40%	80,20%
Silício	0,02%	0,16%	0,31%
Zinco	0,30%	0,11%	0,15%

4.4 Pirólise analítica (Pi-CG-EM)

A pirólise analítica é um dos métodos mais populares na análise do comportamento da biomassa em pirólise rápida. Consiste na decomposição de uma pequena quantidade de amostra (poucos miligramas) em um micro reator com taxa de aquecimento controlada. A pequena quantidade de material minimiza o gradiente de temperatura no leito durante a análise. O vapor formado durante a pirólise é analisado por cromatografia gasosa com detecção por

espectrômetro de massas. Os espectros formados são normalmente interpretados de acordo com a biblioteca NIST MS. Embora essa análise indique uma composição similar às obtidas em processos em escala de bancada, esse método não permite que ela ocorra em processo contínuo. Para análise quantitativa é assumido que as mudanças de percentuais em área obtidas dos cromatogramas são lineares com a concentração das substâncias formadas (GRAMS, 2020).

A pirólise analítica tem sido utilizada para entender a composição do bio-óleo de diversos tipos de biomassa (MARIYAM *et al.*, 2022). Essa técnica já foi utilizada em trabalhos anteriores para investigação da composição de bio-óleo de diferentes materiais. Kaur *et al.* (2022), por exemplo, utilizou pirólise analítica (Pi-CG-EM) para uma investigação preliminar dos produtos de pirólise de eucalipto, palmarosa e menta a diferentes temperaturas. Com essa análise foi possível prever, a partir dos produtos obtidos nas diferentes temperaturas, quais os possíveis mecanismos de transformação da biomassa durante o processo. Kumar *et al.* (2021) investigou o mecanismo de decomposição das biomassas capim angola (*Brachiaria mutica*), baronesa (*Eichhornia crassipes*) e plantas aquáticas de Phumdi (vegetação heterogênea), características da região do lago Loktak (Índia). Com esse trabalho os autores obtiveram os principais produtos da decomposição dessas biomassas e das suas associações (co-pirólise).

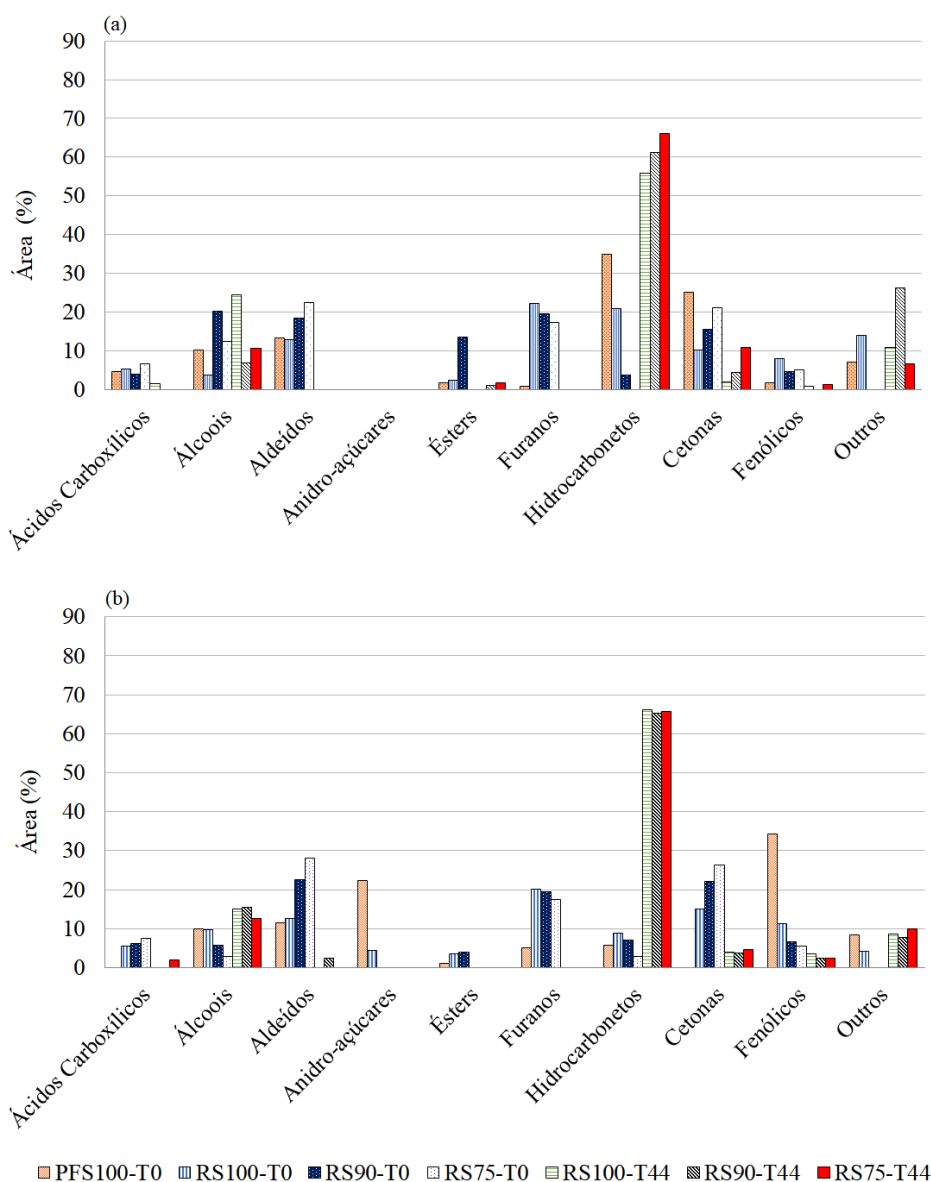
No geral, a análise dos dados obtidos por essa análise é feita a partir da classificação dos componentes químicos obtidos a partir de seus grupos funcionais (álcoois, furanos, aldeídos, cetonas, hidrocarbonetos, fenólicos, nitrogenados, dentre outros) (VOLLI; GOLLAKOTA; SHU, 2021; ZHANG *et al.*, 2021; MARIYAM *et al.*, 2022).

A pirólise analítica também já foi utilizada para na caracterização de biomassa compostada. Nessas investigações, o objetivo principal versa sobre a qualidade do material para aplicação como biofertilizantes. El Fels *et al.* (2014), por exemplo, analisou os principais produtos da degradação da lignina presente no composto obtido da compostagem da mistura lodo de esgoto e palmeira. Fukushima *et al.* (2018) avaliou, através de Pi-CG-EM, a presença de ácidos acéticos de cadeia ramificada, importantes metabólitos do solo, nos compostos (biofertilizantes) de resíduos do processamento de ovas de bacalhau. Rueda *et al.* (2022) apresentou, em seu trabalho, os principais produtos obtidos da pirólise de compostos de resíduos do moinho de oliveiras quando em estado de maturação.

Durante a pirólise os componentes da biomassa sofrem despolimerização, gerando monômeros que posteriormente podem ser transformados em cetonas, aldeídos, furanos e outros derivados a partir de reações como descarboxilação, ciclização e rearranjos (KAUR *et al.*, 2022). Considerando essa dinâmica, a pirólise analítica tem sido um importante recurso no estudo da produção de compostos químicos a partir da decomposição térmica da biomassa

(KUMAR *et al.*, 2021). A pirólise analítica foi realizada nas temperaturas 450 °C (Figura 16a) e 550 °C (Figura 16b) correspondendo a faixa de temperatura entre as quais ocorrem os eventos exotérmicos observados na segunda região de picos mais intensos de degradação da Figura 13 (mecanismo secundário). Os produtos gasosos, analisados por CG-EM, foram agrupados de acordo com suas funções orgânicas e tipos de biomassa como função do percentual de área dos picos (Figura 16).

Figura 16 – Produção por grupos funcionais nas temperaturas (a) 450 °C e (b) 550 °C.



Na pirólise do pó de fibra de sisal a 450 °C, destaca-se a produção de cerca de 35% de hidrocarbonetos e cerca de 25% de cetonas. A 550 °C destaca-se a produção de cerca de 25%

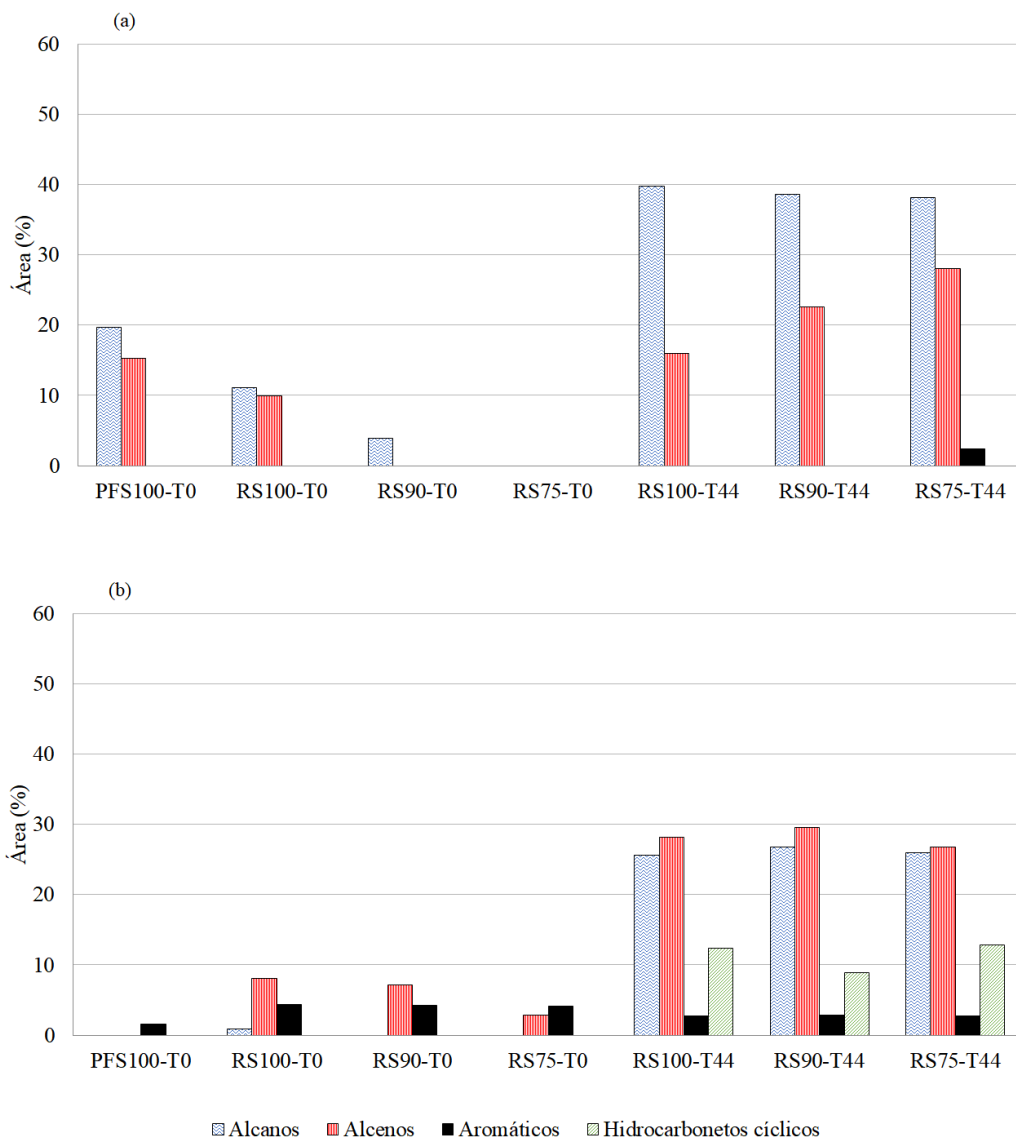
de cetonas e de cerca de 22% de aldeídos. Na sequência, destaca-se a produção de aproximadamente 34% de cetonas e 22% de aldeídos.

A pirólise antes da compostagem a 450 °C destacou-se por produzir 22% de furanos para todas as amostras, 21% de hidrocarbonetos para SR100-T0, 20% de álcool e 20% de cetona para SR90-T0, e 23% de aldeído e 21% de cetona para SR75-T0. A pirólise das amostras a 550 °C destacou-se pela produção de 20% de furanos e 15% de cetonas para SR100-T0, 23% de aldeídos e 22% de cetonas para SR90-T0, e 28% de aldeídos e 26% de cetonas para SR75-T0.

Nas amostras SR100-T44, SR90-T44 e SR75-T44, a pirólise a 450 °C apresentou percentuais semelhantes de áreas de pico, como hidrocarbonetos (56-66%) e fenólicos (0-1%). A principal variação observada entre os grupos nesta temperatura foi com álcoois (7-25%) e cetonas (2-11%). A 550 °C, esses valores foram semelhantes em outros grupos como álcoois (13-15%), hidrocarbonetos (65-66%), cetonas (4-5%) e fenólicos (2-4%). Portanto, a 550 °C, não se pode afirmar que a inclusão do pó de fibra de sisal nos sistemas de compostagem tenha causado algum efeito significativo nos produtos da pirólise. Esse comportamento pode ter ocorrido devido às concentrações semelhantes dos compostos de biomassa compostada, que variaram de 27 a 32% (extrativos), 1,4 a 1,6% (hemicelulose), 2 a 2,5% (celulose) e 28 a 35% (lignina) (Figura 12). Em ambas as temperaturas foi detectada baixa produção de componentes de cadeia longa, como álcoois e hidrocarbonetos. Esses componentes podem ser atribuídos às ceras cuticulares do resíduo de sisal (SAN-EMETERIO *et al.*, 2021).

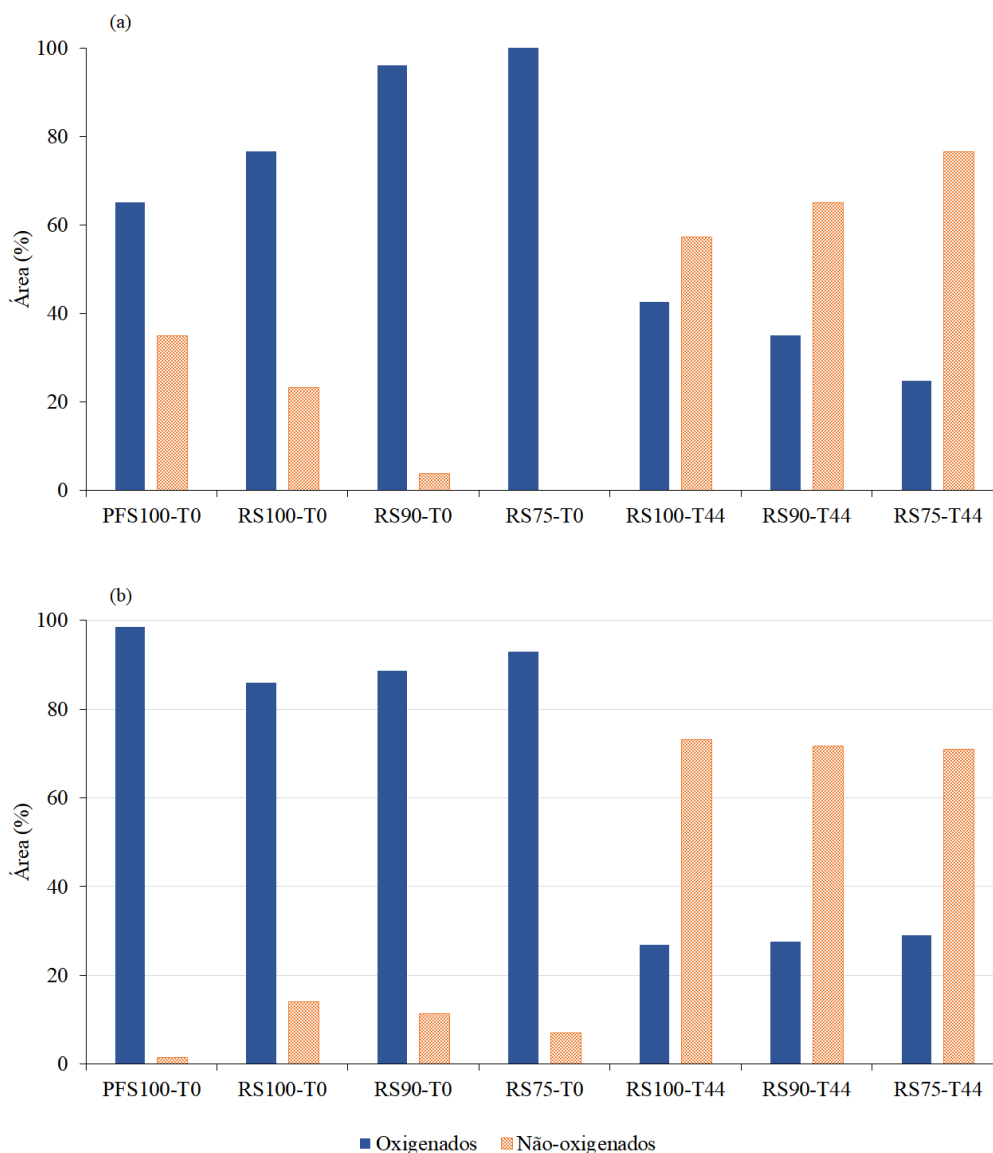
O rendimento de hidrocarbonetos é mostrado na Figura 17. Os hidrocarbonetos foram produzidos a partir de materiais não compostados com áreas de pico variando de 0 a 35% na reação a 450 °C e 0 a 9% a 550 °C. Porém, em ambas as temperaturas, a área do pico aumentou substancialmente quando produzida por materiais compostados variando de 56 a 66% a 450 °C e 65 a 66% a 550 °C. Além de produzirem hidrocarbonetos por degradação térmica de ceras, podem ter sido obtidos a partir da degradação de hemicelulose e lignina, principalmente em casos de biomassa compostada (ZHANG *et al.*, 2023). A produção de hidrocarbonetos alifáticos ocorreu a partir de reações fenólicas de descarboxilação resultantes da despolimerização da lignina (VOLLI; GOLLAKOTA; SHU, 2021). Como a lignina permaneceu em concentrações elevadas após a compostagem, a descarboxilação foi maior, obtendo áreas de pico até 65 vezes maiores que as encontradas na biomassa não compostada a 450 °C e até 22 vezes maiores a 550 °C.

Figura 17 – Porcentagem de hidrocarbonetos produzidos a (a) 450 °C e (b) 550 °C.



A pirólise em ambas as temperaturas dos materiais compostados apresentou acentuada redução de compostos oxigenados em comparação às biomassas não compostadas (Figura 18). A 450 °C, as porcentagens de área de compostos oxigenados. A 550 °C, essas porcentagens variaram de 86 a 98% para biomassas não compostadas e de 27 a 29% para biomassas compostadas. Essa redução na área oxigenada pode ser atribuída à menor concentração de oxigênio elementar na biomassa compostada (Tabela 8) e à existência de grupos metila e etila na maioria dos fenólicos produzidos. A ligação CO do grupo metoxil na lignina foi provavelmente facilmente fraturada, de modo que os átomos de oxigênio foram removidos em maior grau (WANG *et al.*, 2011).

Figura 18 – Porcentagem de componentes oxigenados e não oxigenados para as temperaturas (a) 450°C e (b) 550°C.



Os produtos provenientes da pirólise do material compostado destacam-se pela elevada produção de hidrocarbonetos em ambas as temperaturas (Figura 16). Em comparação com os respectivos produtos de material não compostado, observou-se redução no teor de cetonas, eliminação de ésteres e furanos e eliminação parcial de ácidos acéticos, fenólicos e aldeídos.

A produção de ácido acético não foi encontrada ou foi baixa em todos os produtos de pirólise dos sistemas compostados em ambas as temperaturas, indicando que o tratamento da biomassa de compostagem melhorou o bio-óleo, aumentando sua estabilidade. A produção de ácido acético a partir de resíduos de sisal e pó de fibra de sisal pode estar relacionada

principalmente à degradação da hemicelulose durante a compostagem (KUMAR *et al.*, 2021). A baixa produção de furanos e cetonas no bio-óleo das amostras compostadas está relacionada às baixas concentrações de celulose e hemicelulose nesses materiais (ZHANG *et al.*, 2023). Os materiais não compostados apresentaram baixas concentrações de lignina (9,5-11,4%), o que gerou pequenas áreas de picos correspondentes a compostos fenólicos (2-5% a 450 °C e 6-11% a 550 °C), uma vez que a lignina foi o principal precursor destes compostos (KAUR *et al.*, 2022). Por outro lado, as biomassas compostadas não seguiram o mesmo comportamento das demais biomassas, com áreas fenólicas ainda mais baixas (0-1% a 450 °C e 2-4% a 550 °C), apesar da alta concentração de lignina (28-35%).

Os hidrocarbonetos produzidos a partir da pirólise de biomassa compostada e não compostada são uma mistura de alcanos, alcenos, moléculas aromáticas e cíclicas (Figura 17). Alcanos e alcenos foram os principais produtos formados a partir de biomassa compostada, com áreas de pico entre 38–40% e 16–28% (a 450 °C) e 26–27% e 27–30% (550 °C), respectivamente. Entretanto, a 550 °C, os materiais não compostados produziram poucos alcanos (0 - 1%) e alcenos (0 - 8%). Este resultado pode estar diretamente ligado à maior produção de hidrogênio devido ao maior teor de lignina dos materiais compostados (JUCHELKOVÁ *et al.*, 2015). O aumento no teor de lignina após a compostagem de biomassa ficou na faixa de 195-268% para resíduo de sisal (Tabela 7 e Figura 12), valor muito maior que o intervalo encontrado por Barneto *et al.* (2009) (20–30%). A maior produção de hidrogênio pode ter ocorrido devido à quebra das ligações C-H na lignina (JUCHELKOVÁ *et al.*, 2015). Uma alternativa para a produção de alcanos e alcenos seria a hidrogenação total do anel benzênico e a produção de ciclohexano (JIANG *et al.*, 2020). O ciclohexano pode ser quebrado através do mecanismo Haag-Dessau, onde o silício catalisa a reação (SLAGTERN *et al.*, 2010). Nesse mecanismo, o ciclohexano é protonado, formando o íon carbono (CH_3^+), que forma olefinas e alcanos quando quebrado. Também explica a baixa produção fenólica observada em bio-óleos provenientes de biomassas compostadas.

Os hidrocarbonetos aromáticos permaneceram em uma área de pico baixa (0-4%) para todas as biomassas estudadas em ambas as temperaturas. Este resultado expõe a dificuldade de produção de aromáticos a partir da biomassa, mesmo após a compostagem. De acordo com Ke *et al.* (2022), lignina, celulose e hemicelulose são combinadas por reticulação covalente, tornando o material muito resistente à produção de aromáticos e promovendo a produção de espécies oxigenadas. Além disso, altos níveis de minerais (K, Na, Ca e Mg) reduzem o rendimento de hidrocarbonetos aromáticos.

A 450 °C não foram identificados picos de hidrocarbonetos cíclicos para nenhuma das amostras. A 550 °C, os picos de hidrocarbonetos cíclicos foram identificados apenas em biomassas compostadas, com área de pico variando de 9 a 13%. A grande produção de hidrocarbonetos cíclicos ocorreu devido à extensa produção de alcanos e alcenos, que deveria ter ocorrido por reações cíclicas.

Os principais efeitos das temperaturas de pirólise na composição das espécies produzidas estão relacionados ao mecanismo de degradação das diferentes biomassas (VOLLI; GOLLAKOTA; SHU, 2021; ZHANG *et al.*, 2023). O aumento da temperatura favoreceu o aumento na produção de ácidos carboxílicos (aumento de 110%), aldeídos (aumento de ~70%) e cetonas (aumento de 36%) para o pó de fibra de sisal, e fenólicos (aumento de 10 – 41%), cetonas (24 – 42% de aumento) e ácidos carboxílicos (5 – 55% de aumento), para as demais biomassas não compostadas, provenientes de decomposições de estruturas de celulose e lignina (VOLLI; GOLLAKOTA; SHU, 2021).

Nas amostras compostadas, o aumento da temperatura favoreceu a produção de hidrocarbonetos, principalmente aromáticos e cíclicos. Isto indica que os processos de ciclagem de alcanos e alcenos são favorecidos na temperatura mais alta (550 °C). Shi *et al.* (2017) relataram que o aumento da temperatura (acima de 500 °C) favorece a quebra de alifáticos e a formação de hidrocarbonetos cíclicos seguida de desidrogenação para formação de aromáticos através da reação de Diels-Alder.

Embora os resultados tenham mostrado poucas diferenças entre os produtos provenientes da pirólise dos sistemas de compostagem, pode-se destacar que o SR75 gerou uma biomassa capaz de produzir o bio-óleo com menor oxigenação e na temperatura mais amena sem afetar a produção de hidrocarbonetos. Além disso, esses hidrocarbonetos estão concentrados principalmente em alcanos e alcenos, favoráveis para aplicações em biorrefinarias.

5 CONCLUSÃO

O bio-óleo é comumente formado por espécies oxigenadas, correspondendo a quase todas as funções orgânicas. A desoxigenação do bio-óleo e a produção de compostos específicos não é uma tarefa fácil devido ao alto custo dos processos. Portanto, muitos estudos estão sendo realizados para tornar o bio-óleo uma importante matéria-prima para biorrefinarias.

Este trabalho buscou contribuir para o aprimoramento do bio-óleo proveniente do pré-tratamento da biomassa por compostagem. Foram feitas três compostagens com duas biomassas de sisal, o resíduo e o pó de fibra, nas proporções de 100%, 90% e 75% de resíduo de sisal. A compostagem alterou as biomassas originais, diminuindo a fração de extrativos, celulose, hemicelulose e oxigênio elementar. Porém, a lignina aumentou suas frações principalmente devido à redução de massa dos materiais e à dificuldade de degradação.

A transformação da biomassa pela compostagem fez com que os principais produtos da pirólise fossem o álcool e os hidrocarbonetos, não produzindo ésteres e furanos. Houve também uma redução significativa em ácidos carboxílicos, aldeídos, cetonas e fenóis. A lignina foi o principal precursor dos hidrocarbonetos alifáticos devido à produção de hidrogênio e transformação de fenóis em cicloalcanos. A compostagem também ajudou a reduzir as espécies oxigenadas dos bio-óleos nas duas temperaturas estudadas, provavelmente devido ao hidrogênio no meio reacional. Embora existam pequenas diferenças entre os resultados das biomassas compostadas, elas permitem concluir que a inclusão do pó de fibra de sisal não causou efeitos significativos nos bio-óleos produzidos, além da menor produção de componentes oxigenados na menor temperatura estudada no sistema com maior teor de pó de fibra de sisal (SR75).

Os resultados apresentados neste trabalho mostram os benefícios da compostagem de biomassa para a qualidade do bio-óleo. Este trabalho é um estudo inicial, mas traz elementos significativos que poderão servir de base para a evolução do tema.

6 TRABALHOS FUTUROS

Apesar dos resultados promissores quanto à produção de um bio-óleo rico em hidrocarbonetos e menos oxigenado em função da compostagem, a viabilidade de aplicação desse pré-tratamento demanda aprofundamento desse estudo. Como sugestões para pesquisas futuras em utilização da compostagem como pré-tratamento para pirólise pode-se citar:

- A avaliação de outros parâmetros da compostagem (umidade, tipos de biomassas, escala do sistema, dentre outros) nas transformações da biomassa durante esse pré-tratamento e nos produtos de pirólise.
- A aplicação de catalisadores na pirólise de biomassa compostada, principalmente à base de cálcio e silício para avaliar a influência desses minerais na produção de hidrocarbonetos.
- A associação de compostagem com pirólise em processos com escalas superiores à utilizada nesse trabalho.
- A análise da etapa de separação dos componentes hidrocarbonetos produzidos durante a pirólise de biomassa compostada.

REFERÊNCIAS

- ABBASI, T.; ABBASI, S. A. Biomass energy and the environmental impacts associated with its production and utilization. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, n. 3, p. 919-937, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.11.006>.
- ADANI, F.; GENEVINI, P. L.; GASPERI, F.; TAMBONE, F. Composting And Humification. **Compost Science & Utilization**, v. 7, n. 1, p. 24-33, 1999. <https://doi.org/10.1080/1065657X.1999.10701949>.
- AHN, C. H.; LEE, S.; PARK, J. R.; HWANG, T.-M.; JOO, J. C. Harvested Microalgal Biomass from Different Water Treatment Facilities—Its Characteristics and Potential Use as Renewable Sources of Plant Biostimulation. **Agronomy**, v. 10, n. 12, p. 1882, 2020. <https://doi.org/10.3390/agronomy10121882>.
- AL-RUMAIHI, A.; SHAHBAZ, M.; MCKAY, G.; MACKAY, H.; AL-ANSARI, T. A review of pyrolysis technologies and feedstock: A blending approach for plastic and biomass towards optimum biochar yield. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 167, p. 112715, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112715>.
- ALVAREZ-CHAVEZ, B. J.; GODBOUT, S.; PALACIOS-RIOS, J. H.; LE ROUX, É.; RAGHAVAN, V. Physical, chemical, thermal and biological pre-treatment technologies in fast pyrolysis to maximize bio-oil quality: A critical review. **Biomass and Bioenergy**, v. 128, p. 105333, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.105333>.
- ANTUNES, L. P.; MARTINS, L. F.; PEREIRA, R. V.; THOMAS, A. M.; BARBOSA, D.; LEMOS, L. N.; SILVA, G. M. M.; MOURA, L. M. S.; EPAMINO, G. W. C.; DIGIAMPIETRI, L. A.; LOMBARDI, K. C.; RAMOS, P. L.; QUAGGIO, R. B.; DE OLIVEIRA, J. C. F.; PASCON, R. C.; CRUZ, J. B. D.; DA SILVA, A. M.; SETUBAL, J. C. Microbial community structure and dynamics in thermophilic composting viewed through metagenomics and metatranscriptomics. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 38915, 2016. <https://doi.org/10.1038/srep38915>.
- APOLINÁRIO, A. C.; DE CARVALHO, E. M.; DE LIMA DAMASCENO, B. P. G.; DA SILVA, P. C. D.; CONVERTI, A.; PESSOA, A.; DA SILVA, J. A. Extraction, isolation and characterization of inulin from *Agave sisalana* boles. **Industrial Crops and Products**, v. 108, p. 355–362, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2017.06.045>
- ARALDI, R. P.; DOS SANTOS, M. O.; BARBON, F. F.; MANJERONA, B. A.; MEIRELLES, B. R.; DE OLIVA NETO, P.; DA SILVA, P. I.; DOS SANTOS, L.; CAMARGO, I. C. C.; DE SOUZA, E. B. Analysis of antioxidant, cytotoxic and mutagenic potential of *Agave sisalana* Perrine extracts using Vero cells, human lymphocytes and mice polychromatic erythrocytes. **Biomedicine & Pharmacotherapy**, v. 98, p. 873-885, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biopha.2018.01.022>.
- ARAÚJO, L. K. F.; ALBUQUERQUE, A. A.; RAMOS, W. C. O.; SANTOS, A. T.; CARVALHO, S. H. V.; SOLETTI, J. I.; BISPO, M. D. *Elaeis guineensis*-activated carbon for methylene blue removal: adsorption capacity and optimization using CCD-RSM.

Environment, Development and Sustainability, v. 23, n. 8, p. 11732-11750, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-01137-7>.

ARAUJO, L. M.; SANTOS, M. A.; BRANDÃO, S. T.; LIMA, S. B.; PIRES, C. A. M. Study of the pectin influence on bio-oil produced from sisal residue pyrolysis. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 170, p. 105906, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2023.105906>

ASTM. **ASTM D7544-12: Standard Specification for Pyrolysis Liquid Biofuel**. American Society for Testing and Materials (ASTM) International, United States, 2012.

_____. **ASTM D4239-18: Standard Specification for Sulfur in the Analysis Sample of Coal and Coke Using High-Temperature Tube Furnace Combustion**. American Society for Testing and Materials (ASTM) International, United States, 2018.

_____. **ASTM D5373-21: Standard Specification for Determination of Carbon, Hydrogen and Nitrogen in Analysis Samples of Coal and Carbon in Analysis Samples of Coal and Coke**. American Society for Testing and Materials (ASTM) International, United States, 2021.

AZADI, P.; INDERWILDI, O. R.; FARNOOD, R.; KING, D. A. Liquid fuels, hydrogen and chemicals from lignin: A critical review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 21, p. 506-523, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.12.022>.

BADDI, G. A.; ALBURQUERQUE, J. A.; GONZÁLVIZ, J.; CEGARRA, J.; HAFIDI, M. Chemical and spectroscopic analyses of organic matter transformations during composting of olive mill wastes. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 54, n. 1, p. 39-44, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2003.12.004>.

BARNETO, A. G.; CARMONA, J. A.; ALFONSO, J. E. M.; BLANCO, J. D. Kinetic models based in biomass components for the combustion and pyrolysis of sewage sludge and its compost. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 86, n. 1, p. 108-114, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2009.04.011>.

BARNETO, A. G.; CARMONA, J. A.; BLANCO, M. J. D. Effect of the Previous Composting on Volatiles Production during Biomass Pyrolysis. **The Journal of Physical Chemistry A**, v. 114, n. 11, p. 3756-3763, 2010. <https://doi.org/10.1021/jp903994p>.

BETTS, W. B.; DART, R. K.; BALL, A. S.; PEDLAR, S. L. **Biosynthesis and Structure of Lignocellulose**. In: BETTS, W. B. *Biodegradation: Natural and Synthetic Materials*. ed. London: Springer London, 1991. p. 139-155. https://doi.org/10.1007/978-1-4471-3470-1_7.

BIKOVENS, O.; DIZHBITE, T.; TELYSHEVA, G. Characterisation of humic substances formed during co-composting of grass and wood wastes with animal grease. **Environmental Technology**, v. 33, n. 12, p. 1427-1433, 2012. <https://doi.org/10.1080/09593330.2011.632652>.

BIRUNTHA, M.; KARMEGAM, N.; ARCHANA, J.; KARUNAI SELVI, B.; JOHN PAUL, J. A.; BALAMURALIKRISHNAN, B.; CHANG, S. W.; RAVINDRAN, B. Vermiconversion of biowastes with low-to-high C/N ratio into value added vermicompost. **Bioresource Technology**, v. 297, p. 122398, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122398>.

BISWAS, B.; PANDEY, N.; BISHT, Y.; SINGH, R.; KUMAR, J.; BHASKAR, T. Pyrolysis of agricultural biomass residues: Comparative study of corn cob, wheat straw, rice straw and rice husk. **Bioresource Technology**, v. 237, p. 57-63, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.046>.

BOHACZ, J. Microbial strategies and biochemical activity during lignocellulosic waste composting in relation to the occurring biothermal phases. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 1052-1062, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.077>.

BRANCO, A.; SANTOS, J. D. G.; PIMENTEL, M. M. A. M.; OSUNA, J. T. A.; LIMA, L. S.; DAVID, J. M. d-Mannitol from Agave sisalana biomass waste. **Industrial Crops and Products**, v. 32, n. 3, p. 507-510, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2010.06.025>.

BRIDGWATER, A. V. Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. **Biomass and Bioenergy**, v. 38, p. 68-94, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.048>.

BRIDGWATER, A. V.; MEIER, D.; RADLEIN, D. An overview of fast pyrolysis of biomass. **Organic Geochemistry**, v. 30, n. 12, p. 1479-1493, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(99\)00120-5](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(99)00120-5).

BROEREN, M. L. M.; DELLAERT, S. N. C.; COK, B.; PATEL, M. K.; WORRELL, E.; SHEN, L. Life cycle assessment of sisal fibre – Exploring how local practices can influence environmental performance. **Journal of Cleaner Production**, v. 149, p. 818–827, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.073>

CÁCERES, R.; MALIŃSKA, K.; MARFÀ, O. Nitrification within composting: A review. **Waste Management**, v. 72, p. 119-137, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.049>.

CARDOSO, M. S. Panorama tecnológico de uso de resíduos do sisal. **Semioses**, v. 13, n. 3, p. 13-23, 2019. <https://doi.org/10.15202/1981996x.2019v13n3p13-23>.

CARPENTER, D.; WESTOVER, T. L.; CZERNIK, S.; JABLONSKI, W. Biomass feedstocks for renewable fuel production: a review of the impacts of feedstock and pretreatment on the yield and product distribution of fast pyrolysis bio-oils and vapors. **Green Chemistry**, v. 16, n. 2, p. 384-406, 2014. <https://doi.org/10.1039/C3GC41631C>.

CHAI, Y.; BAI, M.; CHEN, A.; PENG, L.; SHAO, J.; LUO, S.; DENG, Y.; YAN, B.; PENG, C. Valorization of waste biomass through fungal technology: Advances, challenges, and prospects. **Industrial Crops and Products**, v. 188, p. 115608, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2022.115608>

CHIANG, K.-Y.; CHIEN, K.-L.; LU, C.-H. Characterization and comparison of biomass produced from various sources: Suggestions for selection of pretreatment technologies in biomass-to-energy. **Applied Energy**, v. 100, p. 164-171, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.06.063>.

COSIBRA. **Matéria prima / processos**. Santa Rita, PB, Brasil, 2015. Available at: http://www.cosibra.com.br/materia_prima.php. Accessed on: 26/06/2015.

DANISH, M.; NAQVI, M.; FAROOQ, U.; NAQVI, S. Characterization of South Asian Agricultural Residues for Potential Utilization in Future ‘energy mix’. **Energy Procedia**, v. 75, p. 2974-2980, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.07.604>.

DA SILVA, M. G.; GARCIA, K. G. V.; MATTOS, A. L. A.; PEREZ, E. H.; DA SILVA MARTINS, T.; DE AQUINO SOUSA, L. F. R.; DA COSTA PINTO, A. M.; ESCOBAR, M. E. O. Reduction of Cd²⁺ and Pb²⁺ Bioavailability in Contaminated Soil Treated with Sisal Residues (*Agave sisalana*). **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 234, n. 2, p.111, 2023. <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06140-y>

DEMIRBAS, A. Effects of temperature and particle size on bio-char yield from pyrolysis of agricultural residues. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 72, n. 2, p. 243-248, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2004.07.003>.

DEMIRBAS, M. F.; BALAT, M.; BALAT, H. Potential contribution of biomass to the sustainable energy development. **Energy Conversion and Management**, v. 50, n. 7, p. 1746-1760, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2009.03.013>.

DI BLASI, C.; SIGNORELLI, G.; DI RUSSO, C.; REA, G. Product Distribution from Pyrolysis of Wood and Agricultural Residues. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 38, n. 6, p. 2216-2224, 1999. <https://doi.org/10.1021/ie980711u>.

DÍAZ, M. J.; RUIZ-MONTOYA, M.; PALMA, A.; DE-PAZ, M.-V. Thermogravimetry Applicability in Compost and Composting Research: A Review. **Applied Sciences**, v. 11, n. 4, p. 1692, 2021. <https://doi.org/10.3390/app11041692>.

EL FELLS, L.; ZAMAMA, M.; EL ASLI, A.; HAFIDI, M. Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 87, p. 128-137, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.09.024>.

EL OUAQOUDI, F. Z.; EL FELLS, L.; WINTERTON, P.; LEMÉE, L.; AMBLÈS, A.; HAFIDI, M. Study of Humic Acids during Composting of Ligno-Cellulose Waste by Infra-Red Spectroscopic and Thermogravimetric/Thermal Differential Analysis. **Compost Science & Utilization**, v. 22, n. 3, p. 188-198, 2014. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2014.910148>.

ENCINAR, J. M.; BELTRÁN, F. J.; BERNALTE, A.; RAMIRO, A.; GONZÁLEZ, J. F. Pyrolysis of two agricultural residues: Olive and grape bagasse. Influence of particle size and temperature. **Biomass and Bioenergy**, v. 11, n. 5, p. 397-409, 1996. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(96\)00029-3](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(96)00029-3).

FAHMY, T. Y. A.; FAHMY, Y.; MOBARAK, F.; EL-SAKHAWY, M.; ABOU-ZEID, R. E. Biomass pyrolysis: past, present, and future. **Environment, Development and Sustainability**, v. 22, n. 1, p. 17-32, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10668-018-0200-5>.

FAOSTAT. (2023). FAOSTAT. <https://www.fao.org/economic/futurefibres/fibres/sisal/en/>

FARIAS, R. O.; LINS, P. V. S.; GABRIEL, R.; SILVA, A. D. R.; CARVALHO, L. L. M.; MEILI, L.; ALBUQUERQUE, A. A.; CARVALHO, S. H. V.; SOLETTI, J. I.; BISPO, M. D. Pyrolysis of Coconut Inflorescence Wastes: Production, Effects of Parameters, Characterization and Optimization of Phenolic-Rich Bio-Oil. **International Journal of Environmental Research**, v. 16, n. 2, p. 15, 2022. <https://doi.org/10.1007/s41742-022-00393-x>.

FUKUSHIMA, M.; TU, X.; ANEKSAMPANT, A.; TANAKA, A. Analysis of branched-chain fatty acids in humic substances as indices for compost maturity by pyrolysis–gas

chromatography/mass spectrometry with tetramethylammonium hydroxide (TMAH-py-GC/MS). **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 20, n. 1, p. 176-184, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10163-016-0559-z>.

FUKUSHIMA, M.; YAMAMOTO, M.; KOMAI, T.; YAMAMOTO, K. Studies of structural alterations of humic acids from conifer bark residue during composting by pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry using tetramethylammonium hydroxide (TMAH-py-GC/MS). **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 86, n. 1, p. 200-206, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2009.06.005>.

GAJALAKSHMI, S.; ABBASI, S. A. Solid Waste Management by Composting: State of the Art. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 38, n. 5, p. 311-400, 2008. <https://doi.org/10.1080/10643380701413633>.

GARCÍA-GÓMEZ, A.; ROIG, A.; BERNAL, M. P. Composting of the solid fraction of olive mill wastewater with olive leaves: organic matter degradation and biological activity. **Bioresource Technology**, v. 86, n. 1, p. 59-64, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00106-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00106-2).

GIULIANA, D. I.; FABRIZIO, A. The contribution of water soluble and water insoluble organic fractions to oxygen uptake rate during high rate composting. **Biodegradation**, v. 18, n. 1, p. 103-113, 2007. <https://doi.org/10.1007/s10532-006-9045-y>.

GIUSTI, L. A review of waste management practices and their impact on human health. **Waste Management**, v. 29, n. 8, p. 2227-2239, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.03.028>.

GŁOWIŃSKA, E.; DATTA, J.; PARCHETA, P. Effect of sisal fiber filler on thermal properties of bio-based polyurethane composites. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 130, n. 1, p. 113-122, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10973-017-6293-5>.

GLUSHKOV, D.; NYASHINA, G.; SHVETS, A.; PEREIRA, A.; RAMANATHAN, A. Current Status of the Pyrolysis and Gasification Mechanism of Biomass. **Energies**, v. 14, n. 22, p. 7541, 2021. <https://doi.org/10.3390/en14227541>.

GONZÁLEZ-VILA, F. J.; ALMENDROS, G.; MADRID, F. Molecular alterations of organic fractions from urban waste in the course of composting and their further transformation in amended soil. **Science of The Total Environment**, v. 236, n. 1, p. 215-229, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00284-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00284-3).

GRAMS, J. Chromatographic analysis of bio-oil formed in fast pyrolysis of lignocellulosic biomass. **Reviews in Analytical Chemistry**, v. 39, n. 1, p. 65-77, 2020. <https://doi.org/10.1515/revac-2020-0108>.

GRASSET, L.; AMBLÈS, A. Structural study of soil humic acids and humin using a new preparative thermochemolysis technique. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 47, n. 1, p. 1-12, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0165-2370\(98\)00084-9](https://doi.org/10.1016/S0165-2370(98)00084-9).

GUIMARÃES DE OLIVEIRA, L. H.; ALEXANDRIA PAIVA SILVA DE SOUSA, P.; FELIPE HILARIO, F.; JOVENTINO NASCIMENTO, G.; SARAIVA MORAIS, J. P.; PAULO DE MEDEIROS, E.; FRANCISCO DE SOUSA, M.; DA CRUZ NUNES, F. Agave sisalana extract induces cell death in *Aedes aegypti* hemocytes increasing nitric oxide

production. **Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine**, v. 6, n. 5, p. 396-399, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.apjtb.2015.12.018>.

GUPTA, S.; MONDAL, P.; BORUGADDA, V. B.; DALAI, A. K. Advances in upgradation of pyrolysis bio-oil and biochar towards improvement in bio-refinery economics: A comprehensive review. **Environmental Technology & Innovation**, v. 21, p. 101276, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101276>.

HALDAR, D.; PURKAIT, M. K. Lignocellulosic conversion into value-added products: A review. **Process Biochemistry**, v. 89, p. 110-133, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2019.10.001>.

HARINDINTWALI, J. D.; ZHOU, J.; YU, X. Lignocellulosic crop residue composting by cellulolytic nitrogen-fixing bacteria: A novel tool for environmental sustainability. **Science of The Total Environment**, v. 715, p. 136912, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136912>.

HEISE, K.; ROSSBERG, C.; STRÄTZ, J.; BÄURICH, C.; BRENDLER, E.; KELLER, H.; FISCHER, S. Impact of pretreatments on properties of lignocelluloses and their accessibility for a subsequent carboxymethylation. **Carbohydrate Polymers**, v. 161, p. 82–89, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2016.12.066>

HERNANDO, H.; GÓMEZ-POZUELO, G.; BOTAS, J. A.; SERRANO, D. P. Evaluating fractional pyrolysis for bio-oil speciation into holocellulose and lignin derived compounds. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 154, p. 105019, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2021.105019>

HUANG, D.-L.; ZENG, G.-M.; FENG, C.-L.; HU, S.; LAI, C.; ZHAO, M.-H.; SU, F.-F.; TANG, L.; LIU, H.-L. Changes of microbial population structure related to lignin degradation during lignocellulosic waste composting. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 11, p. 4062-4067, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.12.145>.

HUANG, Y.; LIU, H.; YUAN, H.; ZHUANG, X.; YUAN, S.; YIN, X.; WU, C. Association of chemical structure and thermal degradation of lignins from crop straw and softwood. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 134, p. 25-34, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2018.04.008>.

INAYAT, A.; AHMED, A.; TARIQ, R.; WARIS, A.; JAMIL, F.; AHMED, S. F.; GHENAI, C.; PARK, Y.-K. Techno-Economical Evaluation of Bio-Oil Production via Biomass Fast Pyrolysis Process: A Review. **Frontiers in Energy Research**, v. 9, 2022. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2021.770355>.

ISO. **ISO 10694:1995: Soil quality — Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis)**. International Organization for Standardization (ISO), London, UK, 1995.

JAHIRUL, M. I.; RASUL, M. G.; CHOWDHURY, A. A.; ASHWATH, N. Biofuels Production through Biomass Pyrolysis —A Technological Review. **Energies**, v. 5, n. 12, p. 4952-5001, 2012. <https://doi.org/10.3390/en5124952>.

JAMBEIRO, T. A.; SILVA, M. F. S.; PEREIRA, L. G. G.; DA SILVA VASCONCELOS, D.; BATALHA SILVA, G.; FIGUEIRÊDO, M. B.; LIMA, S. B.; PIRES, C. A. M. Fast Pyrolysis

of Sisal Residue in a Pilot Fluidized Bed Reactor. **Energy & Fuels**, v. 32, n. 9, p. 9478-9492, 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.8b01718>.

JIANG, W.; CAO, J.-P.; ZHAO, X.-Y.; XIE, T.; ZHU, C.; XIE, J.-X.; ZHAO, L.; ZHAO, M.; ZHAO, Y.-P.; ZHANG, J.-L. Highly selective aromatic ring hydrogenation of lignin-derived compounds over macroporous Ru/Nb₂O₅ with the lost acidity at room temperature. **Fuel**, v. 282, p. 118869, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118869>.

JUCHELKOVÁ, D.; CORSARO, A.; HLAVSOVÁ, A.; RACLAVSKÁ, H. Effect of composting on the production of syngas during pyrolysis of perennial grasses. **Fuel**, v. 154, p. 380-390, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2015.03.061>.

JURADO, M. M.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; LÓPEZ, M. J.; VARGAS-GARCÍA, M. C.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, J. A.; MORENO, J. Enhanced turnover of organic matter fractions by microbial stimulation during lignocellulosic waste composting. **Bioresource Technology**, v. 186, p. 15-24, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.059>.

JURADO, M. M.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; VARGAS-GARCÍA, M. C.; LÓPEZ, M. J.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, J. A.; MORENO, J. Increasing native microbiota in lignocellulosic waste composting: Effects on process efficiency and final product maturity. **Process Biochemistry**, v. 49, n. 11, p. 1958-1969, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2014.08.003>.

KAN, T.; STREZOV, V.; EVANS, T. J. Lignocellulosic biomass pyrolysis: A review of product properties and effects of pyrolysis parameters. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 57, p. 1126-1140, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.185>.

KAUR, R.; KUMAR, A.; BISWAS, B.; KRISHNA, B. B.; ROUT, P. K.; BHASKAR, T. Py-GC/MS and pyrolysis studies of eucalyptus, mentha, and palmarosa biomass. **Biomass Conversion and Biorefinery**, 2022. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-02729-1>.

KAUSAR, H.; SARIAH, M.; MOHD SAUD, H.; ZAHANGIR ALAM, M.; RAZI ISMAIL, M. Development of compatible lignocellulolytic fungal consortium for rapid composting of rice straw. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 64, n. 7, p. 594-600, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2010.06.012>.

KAUSHIK, D.; GAIROLA, S.; VARIKKADINMEL, B.; SINGH, I. Static and dynamic mechanical behavior of intra-hybrid jute/sisal and flax/kenaf reinforced polypropylene composites. **Polymer Composites**, v. 44, n. 1, p. 515-523, 2023. <https://doi.org/10.1002/pc.27114>

KE, L.; WU, Q.; ZHOU, N.; XIONG, J.; YANG, Q.; ZHANG, L.; WANG, Y.; DAI, L.; ZOU, R.; LIU, Y.; RUAN, R.; WANG, Y. Lignocellulosic biomass pyrolysis for aromatic hydrocarbons production: Pre and in-process enhancement methods. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 165, p. 112607, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112607>.

KRUTOF, A.; HAWBOLDT, K. A. Co-pyrolysis of softwood with waste mussel shells: Liquid analysis. **Fuel**, v. 254, p. 115584, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.05.167>.

KUMAR, A.; BISWAS, B.; KAUR, R.; KRISHNA, B. B.; THALLADA, B. Predicting the decomposition mechanism of Loktak biomass using Py-GC/MS. **Environmental Technology & Innovation**, v. 23, p. 101735, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101735>.

KUMAR, R.; STREZOV, V.; WELDEKIDAN, H.; HE, J.; SINGH, S.; KAN, T.; DASTJERDI, B. Lignocellulose biomass pyrolysis for bio-oil production: A review of biomass pre-treatment methods for production of drop-in fuels. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 123, p. 109763, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109763>.

LIM, S. L.; LEE, L. H.; WU, T. Y. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 111, p. 262-278, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.083>.

LIN, B.; ZHOU, J.; QIN, Q.; SONG, X.; LUO, Z. Thermal behavior and gas evolution characteristics during co-pyrolysis of lignocellulosic biomass and coal: A TG-FTIR investigation. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 144, p. 104718, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2019.104718>.

LÓPEZ-GONZÁLEZ, J. A.; LÓPEZ, M. J.; VARGAS-GARCÍA, M. C.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; JURADO, M.; MORENO, J. Tracking organic matter and microbiota dynamics during the stages of lignocellulosic waste composting. **Bioresource Technology**, v. 146, p. 574-584, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.122>.

LÓPEZ-GONZÁLEZ, J. A.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; VARGAS-GARCÍA, M. C.; LÓPEZ, M. J.; JURADO, M. M.; MORENO, J. Dynamics of bacterial microbiota during lignocellulosic waste composting: Studies upon its structure, functionality and biodiversity. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 406-416, 2015a. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.123>.

LÓPEZ-GONZÁLEZ, J. A.; VARGAS-GARCÍA, M. D. C.; LÓPEZ, M. J.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; JURADO, M. D. M.; MORENO, J. Biodiversity and succession of mycobiota associated to agricultural lignocellulosic waste-based composting. **Bioresource Technology**, v. 187, p. 305-313, 2015b. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.124>.

MALINOWSKI, M.; WOLNY-KOŁADKA, K.; VAVERKOVÁ, M. D. Effect of biochar addition on the OFMSW composting process under real conditions. **Waste Management**, v. 84, p. 364-372, 2019. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2018.12.011>

MARAN, J. P.; PRIYA, B. Ultrasound-assisted extraction of pectin from sisal waste. **Carbohydrate Polymers**, v. 115, p. 732-738, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2014.07.058>.

MARIYAM, S.; ALHERBAWI, M.; RASHID, N.; AL-ANSARI, T.; MCKAY, G. Bio-Oil Production from Multi-Waste Biomass Co-Pyrolysis Using Analytical Py-GC/MS. **Energies**, v. 15, n. 19, p. 7409, 2022. <https://doi.org/10.3390/en15197409>.

MEI, Q.; SHEN, X.; LIU, H.; HAN, B. Selectively transform lignin into value-added chemicals. **Chinese Chemical Letters**, v. 30, n. 1, p. 15-24, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ccllet.2018.04.032>.

MELO, K. M. D.; SANTOS, T. F. D.; SANTOS, C. M. D. S.; FONSECA, R. T. D.; LUCENA, N. D. D.; MEDEIROS, J. I. D.; AQUINO, M. S. D. Study of the reuse potential of the sisal fibers powder as a particulate material in polymer composites. **Journal of Materials Research and Technology**, v. 8, n. 5, p. 4019-4025, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2019.07.010>.

MENON, V.; RAO, M. Trends in bioconversion of lignocellulose: Biofuels, platform chemicals & biorefinery concept. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 38, n. 4, p. 522-550, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.peccs.2012.02.002>.

MISHRA, P. R.; SAHU, R.; CHAKRAVARTY, S. Effect of Ash Content on the Pyrolysis of Indian Origin Coal. **Transactions of the Indian Institute of Metals**, v. 74, n. 9, p. 2357-2366, 2021. <https://doi.org/10.1007/s12666-021-02334-2>.

MISHRA, R. K.; MOHANTY, K. Characterization of non-edible lignocellulosic biomass in terms of their candidacy towards alternative renewable fuels. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 8, n. 4, p. 799-812, 2018. <https://doi.org/10.1007/s13399-018-0332-8>.

MONJA-MIO, K. M.; ESCALANTE-EROSA, F.; EB-PUC, X. M.; HERRERA-ALAMILLO, M. Á.; PEÑA-RODRÍGUEZ, L. M.; ROBERT, M. L. Epicuticular wax analysis of wild and agronomically important Agave species. **Phytochemistry Letters**, v. 34, p. 103-107, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.phytol.2019.09.013>.

MONLAU, F.; BARAKAT, A.; TRABLY, E.; DUMAS, C.; STEYER, J.-P.; CARRÈRE, H. Lignocellulosic Materials Into Biohydrogen and Biomethane: Impact of Structural Features and Pretreatment. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 43, n. 3, p. 260-322, 2013. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.604258>.

MONTZKA, S. A.; DLUGOKENCKY, E. J.; BUTLER, J. H. Non-CO₂ greenhouse gases and climate change. **Nature**, v. 476, n. 7358, p. 43-50, 2011. <https://doi.org/10.1038/nature10322>.

ONG, H. C.; YU, K. L.; CHEN, W.-H.; PILLEJERA, M. K.; BI, X.; TRAN, K.-Q.; PÉTRISSANS, A.; PÉTRISSANS, M. Variation of lignocellulosic biomass structure from torrefaction: A critical review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 152, p. 111698, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111698>

ONWOSI, C. O.; IGBOKWE, V. C.; ODIMBA, J. N.; EKE, I. E.; NWANKWOALA, M. O.; IROH, I. N.; EZEUGU, L. I. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. **Journal of Environmental Management**, v. 190, p. 140-157, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.051>.

PALMA, A.; DOÑA-GRIMALDI, V. M.; RUIZ-MONTOYA, M.; GIRÁLDEZ, I.; GARCÍA, J. C.; LOAIZA, J. M.; LÓPEZ, F.; DÍAZ, M. J. MSW Compost Valorization by Pyrolysis: Influence of Composting Process Parameters. **ACS Omega**, v. 5, n. 33, p. 20810-20816, 2020. <https://doi.org/10.1021/acsomega.0c01866>.

PARTHASARATHY, P.; GUPTA, N. K.; NARAYANAN, K. S. Effect of composting on products of slow pyrolysis. **Biofuels**, v. 6, n. 5-6, p. 313-321, 2015. <https://doi.org/10.1080/17597269.2015.1110772>.

PENG, F.; BIAN, J.; REN, J.-L.; PENG, P.; XU, F.; SUN, R.-C. Fractionation and characterization of alkali-extracted hemicelluloses from peashrub. **Biomass and Bioenergy**, v. 39, p. 20-30, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.08.034>

PEREIRA, L. G. G.; HEERES, H. J.; LIMA, S. B.; PIRES, C. A. M. Development of process-product relations for the pyrolysis of sisal residue. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 165, p. 105583, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2022.105583>

PEREIRA, L. G. G.; PIRES, C. A. M. Effect of Temperature on the Flow Profile of the Bio-oil Produced from the Fast Pyrolysis of Sisal Residue. **Energy & Fuels**, v. 31, n. 3, p. 2871-2878, 2017. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.6b02799>.

_____. Bio-Oil Viscosity of Sisal Residue: Process and Temperature Influence. **Energy & Fuels**, v. 32, n. 4, p. 5115-5124, 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.7b03658>.

POLETTI, M.; ZATTERA, A. J. Materials produced from plant biomass: part III: degradation kinetics and hydrogen bonding in lignin. **Materials Research**, v. 16, p. 1065-1070, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1516-14392013005000112>.

PROTÁSIO, T. P.; BUFALINO, L.; TONOLI, G. H. D.; GUIMARÃES JUNIOR, M.; TRUGILHO, P. F.; MENDES, L. M. Brazilian Lignocellulosic Wastes for Bioenergy Production: Characterization and Comparison with Fossil Fuels. **Bioresources**, v. 8, p. 1166-1185, 2013. <https://doi.org/10.15376/biores.8.1.1166-1185>.

RAUD, M.; KIKAS, T.; SIPPULA, O.; SHURPALI, N. J. Potentials and challenges in lignocellulosic biofuel production technology. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 111, p. 44-56, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.05.020>.

RITCHIE, H.; ROSER, M. **Environmental impacts of food production**. 2020. Available at: <<https://ourworldindata.org/environmental-impacts-of-food>>. Accessed on: 11/03/2021.

ROCHA, G. J. M.; NASCIMENTO, V. M.; ROSSELL, C. E. V. Caracterização Físico-Química do Bagaço de Cana-de-Açúcar. **Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol**, p. 1-17, 2014. <https://doi.org/10.11606/T.105.2020.tde-15072020-120228>.

ROLETTI, E.; CERRUTI, M.; BARBERIS, R. Investigation on humic substances from decomposing spruce bark. **Agricultural Wastes**, v. 13, n. 2, p. 137-148, 1985. [https://doi.org/10.1016/0141-4607\(85\)90020-4](https://doi.org/10.1016/0141-4607(85)90020-4).

ROUCHES, E.; HERPOËL-GIMBERT, I.; STEYER, J. P.; CARRERE, H. Improvement of anaerobic degradation by white-rot fungi pretreatment of lignocellulosic biomass: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 59, p. 179-198, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.317>.

RUEDA, M. P.; COMINO, F.; ARANDA, V.; DOMÍNGUEZ-VIDAL, A.; AYORACANADA, M. J. Analytical pyrolysis (Py-GC-MS) for the assessment of olive mill pomace composting efficiency and the effects of compost thermal treatment. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 168, p. 105711, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2022.105711>.

RYCKEBOER, J.; MERGAERT, J.; VAES, K.; KLAMMER, S. H.; CLERCQ, D. D.; COOSEMANS, J.; INSAM, H.; SWINGS, J. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. **Annals of Microbiology**, v. 53, p. 349-410, 2003.

SAHA, B. C. Hemicellulose bioconversion. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**, v. 30, n. 5, p. 279-291, 2003. <https://doi.org/10.1007/s10295-003-0049-x>.

SAIDI, M.; SAMIMI, F.; KARIMIPOURFARD, D.; NIMMANWUDIPONG, T.; GATES, B. C.; RAHIMPOUR, M. R. Upgrading of lignin-derived bio-oils by catalytic

hydrodeoxygenation. **Energy & Environmental Science**, v. 7, n. 1, p. 103-129, 2014. <https://doi.org/10.1039/C3EE43081B>.

SAN-EMETERIO, L. M.; LÓPEZ-NÚÑEZ, R.; GONZÁLEZ-VILA, F. J.; GONZÁLEZ-PÉREZ, J. A. Evolution of Composting Process in Maize Biomass Revealed by Analytical Pyrolysis (Py-GC/MS) and Pyrolysis Compound Specific Isotope Analysis (Py-CSIA). **Applied Sciences**, v. 11, n. 15, p. 6684, 2021. <https://doi.org/10.3390/app11156684>.

SÁNCHEZ, C. Lignocellulosic residues: Biodegradation and bioconversion by fungi. **Biotechnology Advances**, v. 27, n. 2, p. 185-194, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.11.001>.

SANDERSON, K. Lignocellulose: A chewy problem. **Nature**, v. 474, n. 7352, p. S12-S14, 2011. <https://doi.org/10.1038/474S012a>.

SANTOS, D. B. P.; DE JESUS, M. F.; JÚNIOR, J. M. F.; DE MORAES PIRES, C. A. Determination of kinetic parameters for the sisal residue pyrolysis through thermal analysis. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 109, p. 296-305, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2022.02.013>.

SANTOS, E. M. C.; SILVA, O. A. Sisal in Bahia - Brazil. **Mercator**, v. 16, n. 12, p. 1-13, 2017. <https://doi.org/10.4215/rm2017.e16029>

SANTOS, J. D. G.; VIEIRA, I. J. C.; BRAZ-FILHO, R.; BRANCO, A. Chemicals from Agave sisalana Biomass: Isolation and Identification. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 16, n. 4, p. 8761-8771, 2015. <https://doi.org/10.3390/ijms16048761>.

SARKAR, S.; SKALICKY, M.; HOSSAIN, A.; BRESTIC, M.; SAHA, S.; GARAI, S.; RAY, K.; BRAHMACHARI, K. Management of Crop Residues for Improving Input Use Efficiency and Agricultural Sustainability. **Sustainability**, v. 12, n. 23, p. 9808, 2020. <https://doi.org/10.3390/su12239808>.

SARWAR, M. B.; AHMAD, Z.; RASHID, B.; HASSAN, S.; GREGERSEN, P. L.; LEYVA, M. D. L. O.; NAGY, I.; ASP, T.; HUSNAIN, T. De novo assembly of Agave sisalana transcriptome in response to drought stress provides insight into the tolerance mechanisms. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 396, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-35891-6>.

SHAHZAD, S.; HUSSAIN, M.; ARFAN, M.; MUNIR, H. Physiological and biochemical attributes of agave sisalana resilient adaptation to climatic and spatio-temporal conditions. **Pakistan Journal of Botany**, v. 54, n. 1, p. 169-178, 2022. [http://dx.doi.org/10.30848/PJB2022-1\(15\)](http://dx.doi.org/10.30848/PJB2022-1(15)).

SIDI-YACCOUB, B.; OUDGHIRI, F.; BELKADI, M.; RODRÍGUEZ-BARROSO, R. Characterization of lignocellulosic components in exhausted sugar beet pulp waste by TG/FTIR analysis. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 138, n. 2, p. 1801-1809, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10973-019-08179-8>.

SILVA, G. G. D.; ROUAU, S. G. X. Successive centrifugal grinding and sieving of wheat straw. **Powder Technology**, v. 208, n. 2, p. 266-270, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2010.08.015>.

SINGH, S. K. Biological treatment of plant biomass and factors affecting bioactivity. **Journal of Cleaner Production**, v. 279, p. 123546, 2021. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.123546>

SKOULOU, V.; ZABANIOTOU, A. Investigation of agricultural and animal wastes in Greece and their allocation to potential application for energy production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 11, n. 8, p. 1698-1719, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2005.12.011>.

SLAGTERN, Å.; DAHL, I. M.; JENS, K. J.; MYRSTAD, T. Cracking of cyclohexane by high Si HZSM-5. **Applied Catalysis A: General**, v. 375, n. 2, p. 213-221, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.apcata.2009.12.032>.

SLUITER, A.; RUIZ, R.; SCARLATA, C.; SLUITER, J.; TEMPLETON, D. Determination of Extractives in Biomass, NREL TP-510-42619. **Laboratory Analytical Procedure (LAP)**, 2008.

SOARES, V. L.; FABER, M. DE O.; MONTEIRO, A. F.; CAMMAROTA, M. C.; FERREIRA-LEITÃO, V. S. Potential use of sisal juice as raw material for sequential biological production of hydrogen and methane. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, 2023. <https://doi.org/10.1007/s43153-023-00342-x>

SOMMER, S. G. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. **European Journal of Agronomy**, v. 14, n. 2, p. 123-133, 2001. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(00\)00087-3](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(00)00087-3).

SPACCINI, R.; PICCOLO, A. Molecular Characterization of Compost at Increasing Stages of Maturity. 1. Chemical Fractionation and Infrared Spectroscopy. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 55, n. 6, p. 2293-2302, 2007. <https://doi.org/10.1021/jf0625398>.

SUN, J. X.; MAO, F. C.; SUN, X. F.; SUN, R. Comparative Study of Hemicelluloses Isolated with Alkaline Peroxide from Lignocellulosic Materials. **Journal of Wood Chemistry and Technology**, v. 24, n. 3, p. 239-262, 2005. <https://doi.org/10.1081/WCT-200038170>.

TIAN, X.; YANG, T.; HE, J.; CHU, Q.; JIA, X.; HUANG, J. Fungal community and cellulose-degrading genes in the composting process of Chinese medicinal herbal residues. **Bioresource Technology**, v. 241, p. 374-383, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.116>.

TOMCZYK, A.; SOKOŁOWSKA, Z.; BOGUTA, P. Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 19, n. 1, p. 191-215, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09523-3>.

TRIGO, C.; BALL, A. S. Is the solubilized product from the degradation of lignocellulose by actinomycetes a precursor of humic substances? **Microbiology**, v. 140, n. 11, p. 3145-3152, 1994. <https://doi.org/10.1099/13500872-140-11-3145>.

TRUBETSKAYA, A.; TIMKO, M. T.; UMEKI, K. Prediction of fast pyrolysis products yields using lignocellulosic compounds and ash contents. **Applied Energy**, v. 257, p. 113897, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113897>.

TUOMELA, M.; VIKMAN, M.; HATAKKA, A.; ITÄVAARA, M. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. **Bioresource Technology**, v. 72, n. 2, p. 169-183, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00104-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00104-2).

TURMEL, M.-S.; SPERATTI, A.; BAUDRON, F.; VERHULST, N.; GOVAERTS, B. Crop residue management and soil health: A systems analysis. **Agricultural Systems**, v. 134, p. 6-16, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.05.009>.

ULLAH, H.; LUN, L.; RIAZ, L.; NASEEM, F.; SHAHAB, A.; RASHID, A. Physicochemical characteristics and thermal degradation behavior of dry and wet torrefied orange peel obtained by dry/wet torrefaction. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 13, n. 9, p. 7993-8009, 2023. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-01777-3>.

VASCONCELOS, D.; BATALHA, G.; PEREIRA, L. G.; PIRES, C. A. Fluidization of binary mixtures of sisal residue and sand: A new model for deriving the final fluidization velocity. **Particuology**, v. 40, p. 10-22, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.partic.2017.11.006>.

VEEKEN, A.; NIEROP, K.; WILDE, V. D.; HAMELERS, B. Characterisation of NaOH-extracted humic acids during composting of a biowaste. **Bioresource Technology**, v. 72, n. 1, p. 33-41, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)90096-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)90096-2).

VENTORINO, V.; PARILLO, R.; TESTA, A.; VISCARDI, S.; ESPRESSO, F.; PEPE, O. Chestnut green waste composting for sustainable forest management: Microbiota dynamics and impact on plant disease control. **Journal of Environmental Management**, v. 166, p. 168-177, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.018>.

VOHRA, K.; VODONOS, A.; SCHWARTZ, J.; MARAIS, E. A.; SULPRIZIO, M. P.; MICKLEY, L. J. Global mortality from outdoor fine particle pollution generated by fossil fuel combustion: Results from GEOS-Chem. **Environmental Research**, v. 195, p. 110754, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110754>.

VOLLI, V.; GOLLAKOTA, A. R. K.; SHU, C.-M. Comparative studies on thermochemical behavior and kinetics of lignocellulosic biomass residues using TG-FTIR and Py-GC/MS. **Science of The Total Environment**, v. 792, p. 148392, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148392>.

WAHAB, M. A.; KEBELMANN, K.; SCHARTEL, B.; GRIFFITHS, G. Improving bio-oil chemical profile of seaweeds through anaerobic fermentation pre-treatment. **Energy Conversion and Management**, v. 245, p. 114632, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2021.114632>.

WAKSMAN, S. A.; UMBREIT, W. W.; CORDON, T. C. Thermophilic actinomycetes and fungi in soils and in composts. **Soil Science**, v. 47, n. 1, p. 37-62, 1939.

WANG, S.; DAI, G.; YANG, H.; LUO, Z. Lignocellulosic biomass pyrolysis mechanism: A state-of-the-art review. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 62, p. 33-86, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.peccs.2017.05.004>.

WANG, Y.; WU, L.; WANG, C.; YU, J.; YANG, Z. Investigating the influence of extractives on the oil yield and alkane production obtained from three kinds of biomass via deoxy-liquefaction. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 14, p. 7190-7195, 2011. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2011.04.060>

WEI, H.; TUCKER, M. P.; BAKER, J. O.; HARRIS, M.; LUO, Y.; XU, Q.; HIMMEL, M. E.; DING, S.-Y. Tracking dynamics of plant biomass composting by changes in substrate structure, microbial community, and enzyme activity. **Biotechnology for Biofuels**, v. 5, n. 1, p. 20, 2012. <https://doi.org/10.1186/1754-6834-5-20>.

WEI, J.; MEYER, C. Improving degradation resistance of sisal fiber in concrete through fiber surface treatment. **Applied Surface Science**, v. 289, p. 511-523, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2013.11.024>.

WEI, Y.; WU, D.; WEI, D.; ZHAO, Y.; WU, J.; XIE, X.; ZHANG, R.; WEI, Z. Improved lignocellulose-degrading performance during straw composting from diverse sources with actinomycetes inoculation by regulating the key enzyme activities. **Bioresource Technology**, v. 271, p. 66-74, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.081>.

XIAO, Y.; ZENG, G.-M.; YANG, Z.-H.; MA, Y.-H.; HUANG, C.; XU, Z.-Y.; HUANG, J.; FAN, C.-Z. Changes in the actinomycetal communities during continuous thermophilic composting as revealed by denaturing gradient gel electrophoresis and quantitative PCR. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 2, p. 1383–1388, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.09.034>

YANG, H.; YAN, R.; CHEN, H.; LEE, D. H.; ZHENG, C. Characteristics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis. **Fuel**, v. 86, n. 12, p. 1781-1788, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2006.12.013>.

YANG, Q.; MAŠEK, O.; ZHAO, L.; NAN, H.; YU, S.; YIN, J.; LI, Z.; CAO, X. Country-level potential of carbon sequestration and environmental benefits by utilizing crop residues for biochar implementation. **Applied Energy**, v. 282, p. 116275, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.116275>.

YOUSUF, A.; SANNINO, F.; PIROZZI, D. **Lignocellulosic biomass to liquid biofuels**. ed. Academic Press, 2019. p. <https://doi.org/10.1016/C2017-0-03529-2>.

YU, Y.; ZENG, Y.; ZUO, J.; MA, F.; YANG, X.; ZHANG, X.; WANG, Y. Improving the conversion of biomass in catalytic fast pyrolysis via white-rot fungal pretreatment. **Bioresource Technology**, v. 134, p. 198-203, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.167>.

YUAN, H.; LI, C., SHAN, R.; ZHANG, J.; CHEN, Y. Aromatics production from catalytic pyrolysis of waste cassava residue using La and P modified ZSM-5: Experimental and kinetic study. **Industrial Crops and Products**, v. 198, p. 116753, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2023.116753>

ZHANG, D.; WANG, F.; ZHANG, A.; YI, W.; LI, Z.; SHEN, X. Effect of pretreatment on chemical characteristic and thermal degradation behavior of corn stalk digestate: Comparison of dry and wet torrefaction. **Bioresource Technology**, v. 275, p. 239-246, 2019a. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.044>.

ZHANG, H.-L.; WEI, J.-K.; WANG, Q.-H.; YANG, R.; GAO, X.-J.; SANG, Y.-X.; CAI, P.-P.; ZHANG, G.-Q.; CHEN, Q.-J. Lignocellulose utilization and bacterial communities of millet straw based mushroom (*Agaricus bisporus*) production. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1151, 2019b. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37681-6>.

ZHANG, J.; ZENG, G.; CHEN, Y.; YU, M.; YU, Z.; LI, H.; YU, Y.; HUANG, H. Effects of physico-chemical parameters on the bacterial and fungal communities during agricultural waste composting.

Bioresource Technology, v. 102, n. 3, p. 2950–2956, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.11.089>

ZHANG, L.; LIU, J.; ZHANG, Z.; YANG, Z.; WANG, X.; LI, D.; LIN, R. Research of the two-step pyrolysis of lignocellulosic biomass based on the cross-coupling of components by Py-GC/MS. **Biomass Conversion and Biorefinery**, 2023. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-01993-x>.

ZHOU, H.; LONG, Y.; MENG, A.; CHEN, S.; LI, Q.; ZHANG, Y. A novel method for kinetics analysis of pyrolysis of hemicellulose, cellulose, and lignin in TGA and macro-TGA. **RSC Advances**, v. 5, n. 34, p. 26509-26516, 2015. <https://doi.org/10.1039/C5RA02715B>.

APÊNDICE A – CROMATOGRAMAS E PRODUTOS DA PIRÓLISE

Figura A. 1– Cromatograma da pirólise de PFS100-T0 a 450 °C.

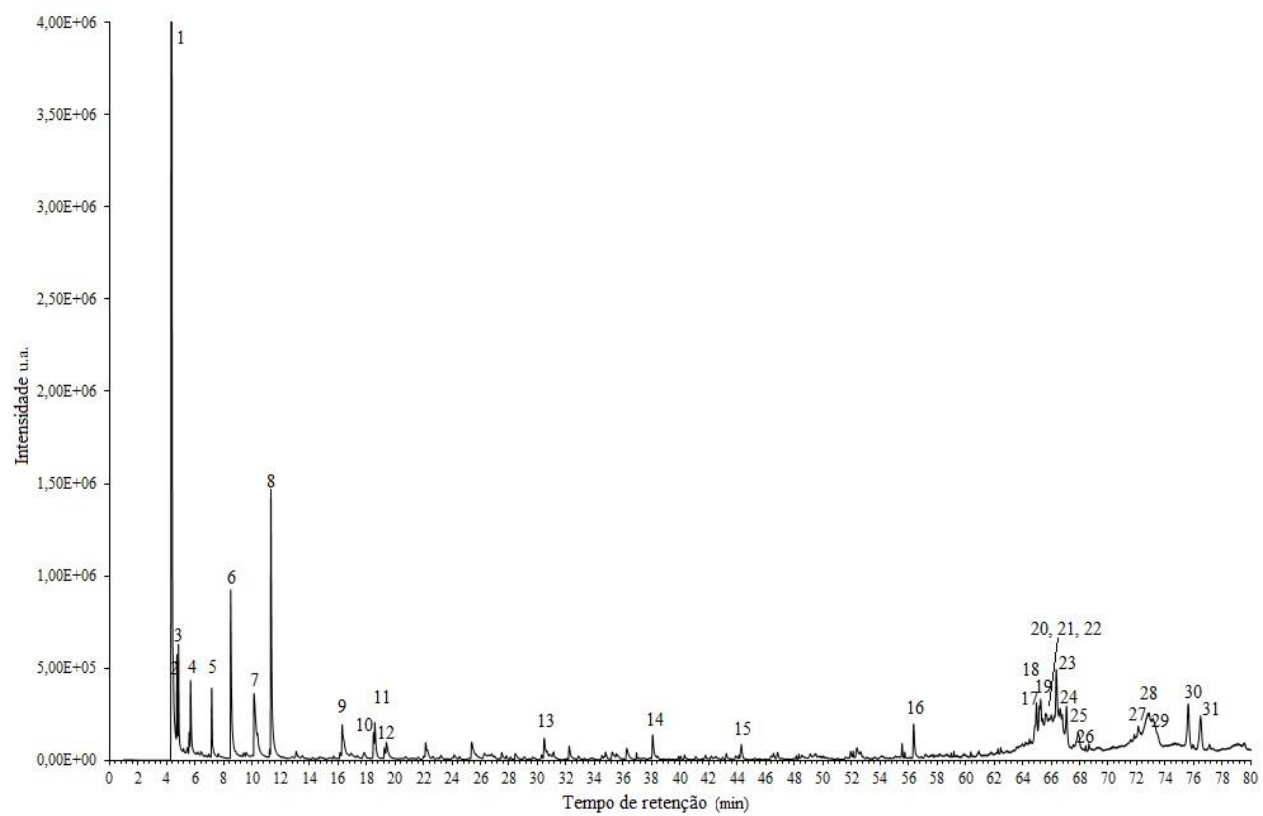


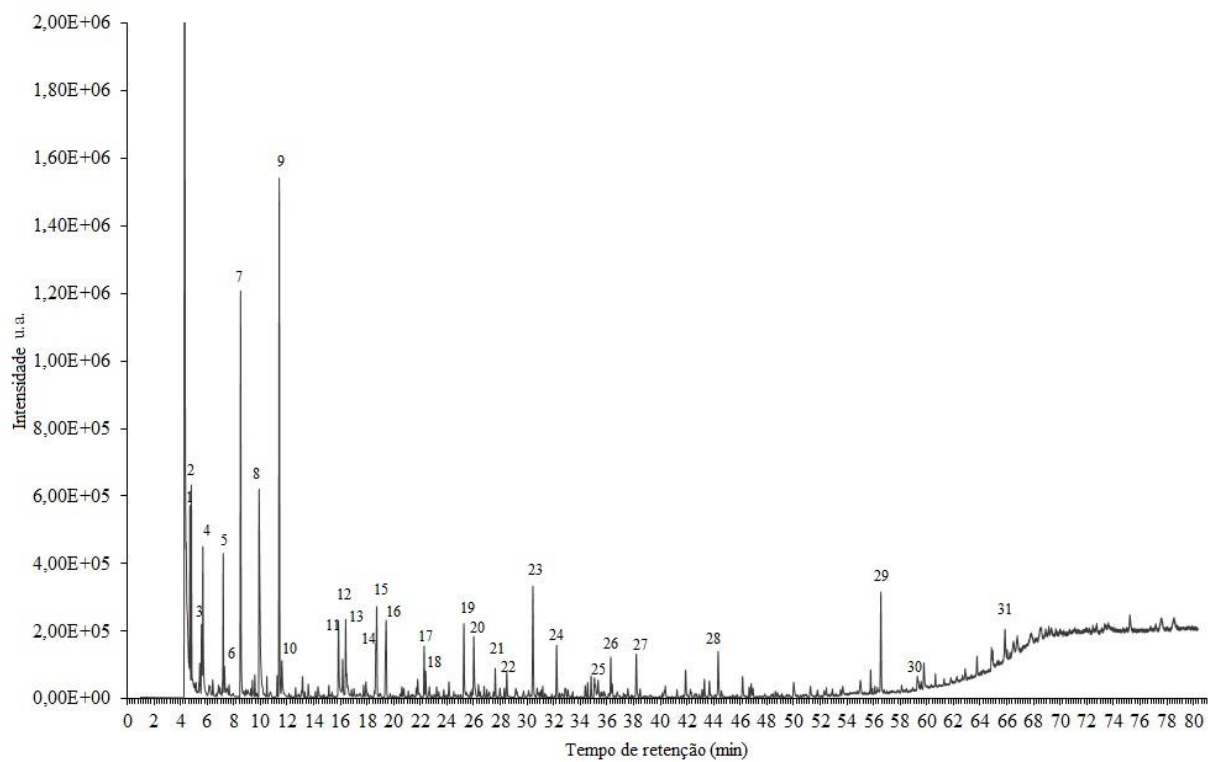
Figura A. 2 – Cromatograma da pirólise de PFS100-T0 a 550 °C.

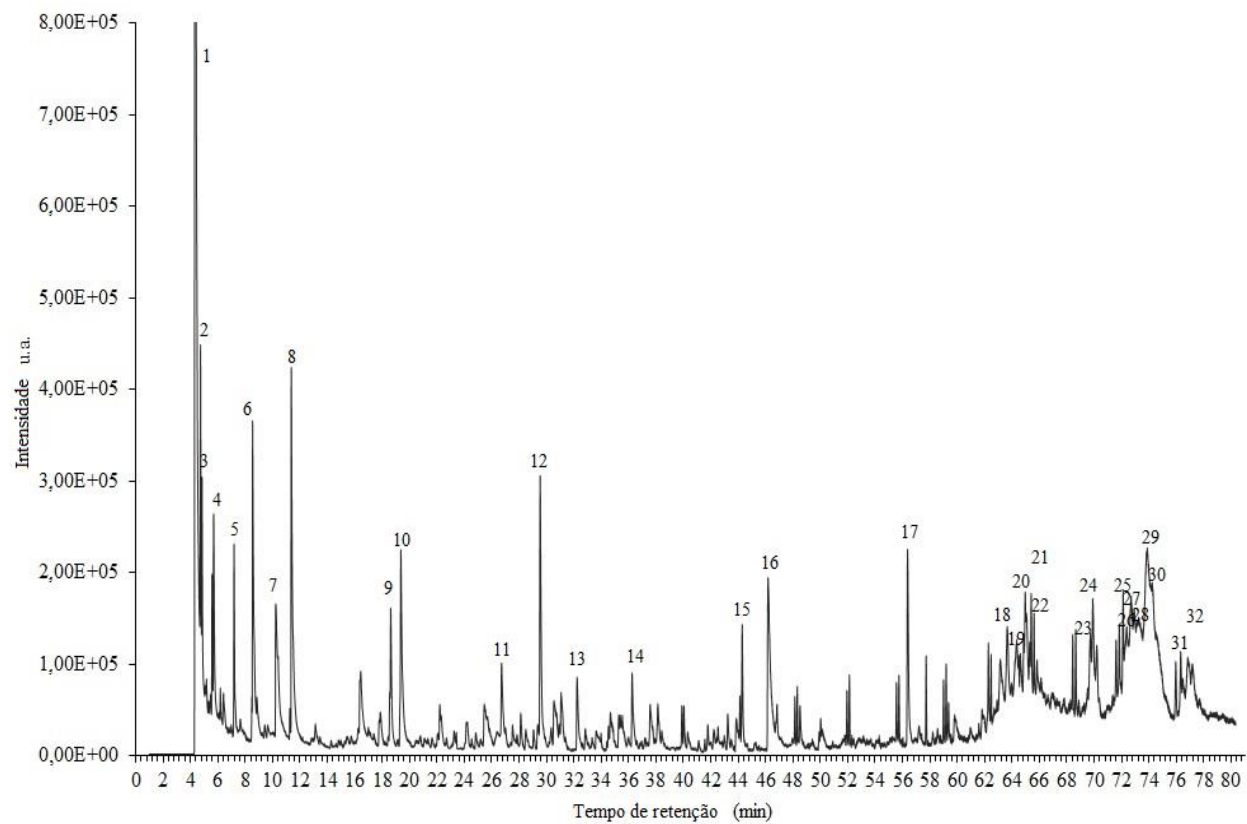
Figura A. 3 – Cromatograma da pirólise de RS100-T0 a 450 °C.

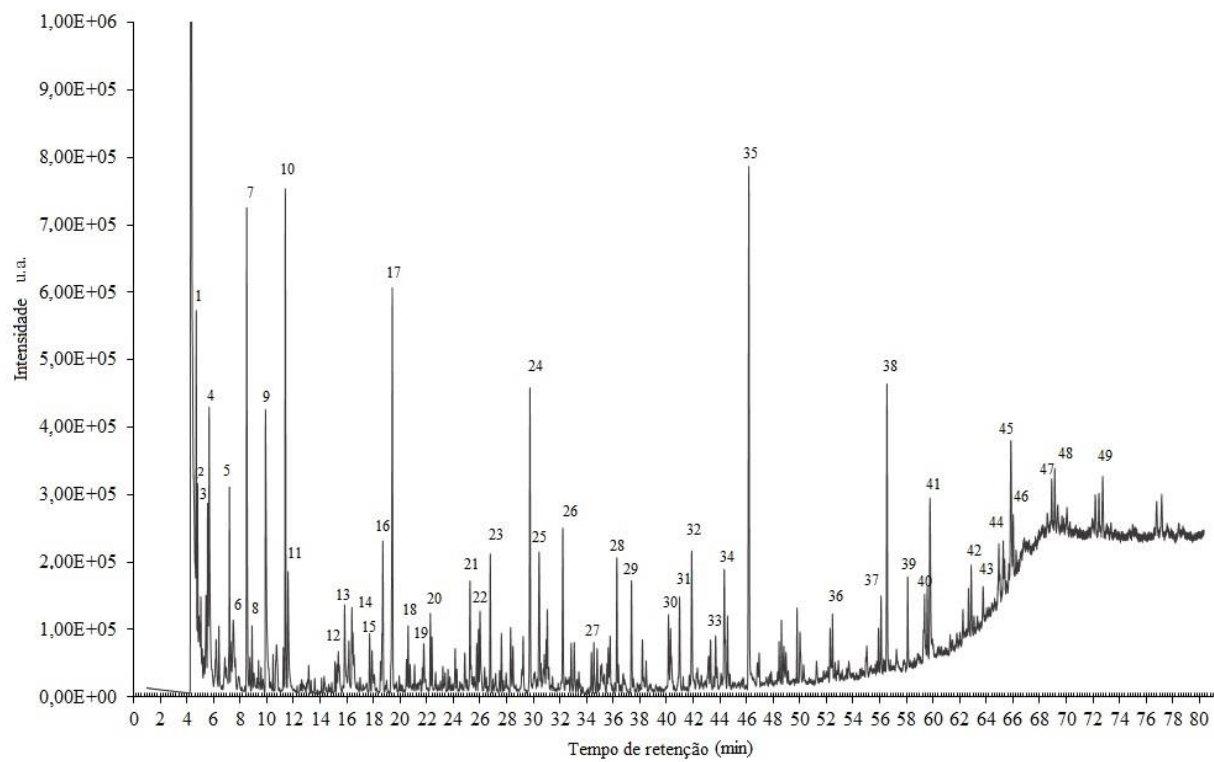
Figura A. 4 – Cromatograma da pirólise de RS100-T0 a 550 °C.

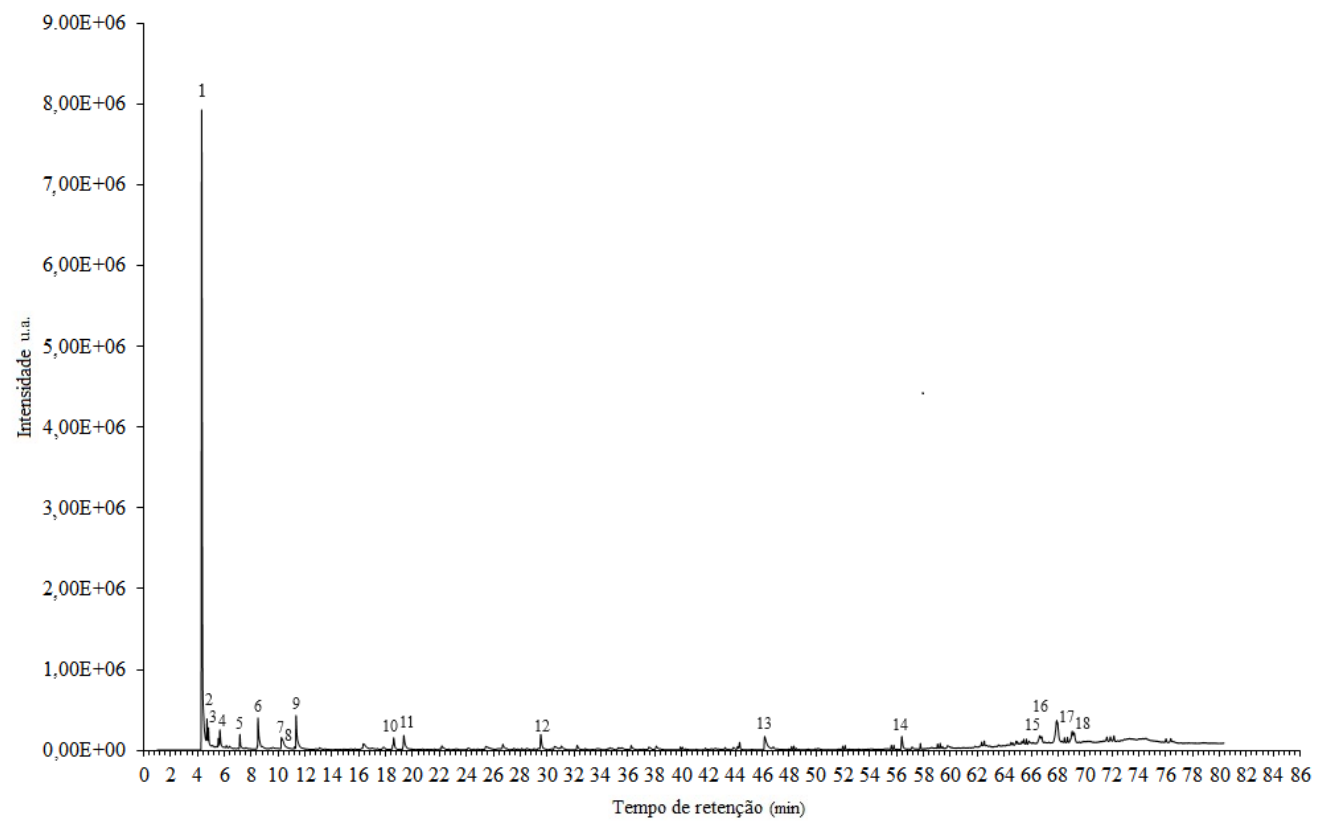
Figura A. 5 – Cromatograma da pirólise de RS90-T0 a 450 °C.

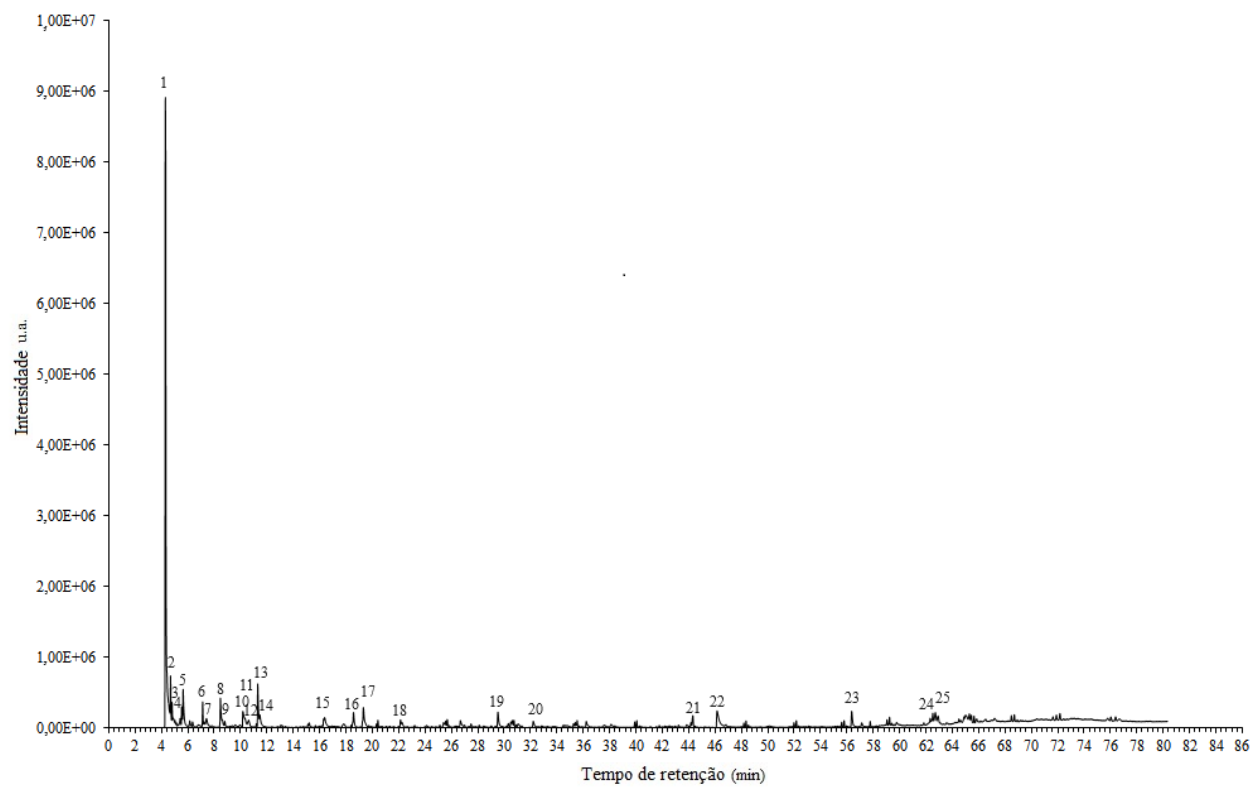
Figura A. 6 – Cromatograma da pirólise de RS90-T0 a 550 °C.

Figura A. 7 – Cromatograma da pirólise de RS75-T0 a 450 °C.

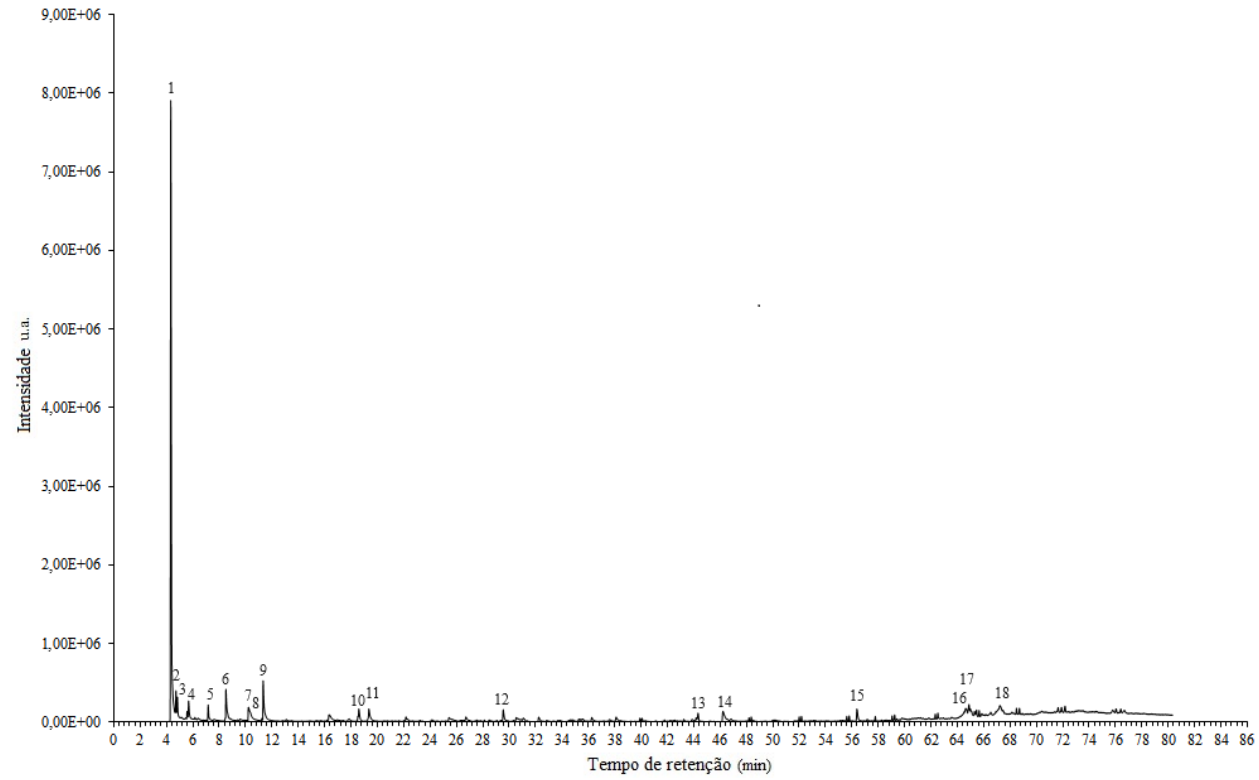


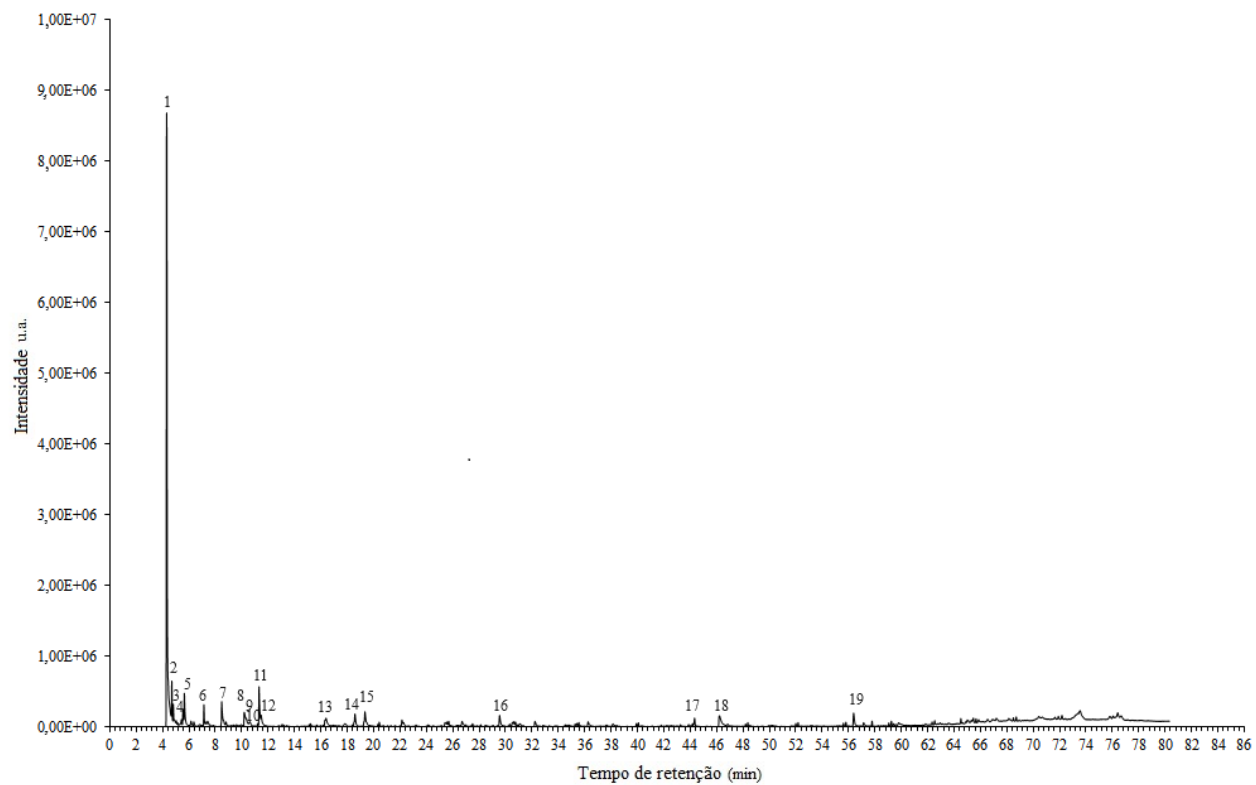
Figura A. 8 – Cromatograma da pirólise de RS75-T0 a 550 °C.

Figura A. 9 – Cromatograma da pirólise de RS100-T44 a 450 °C.

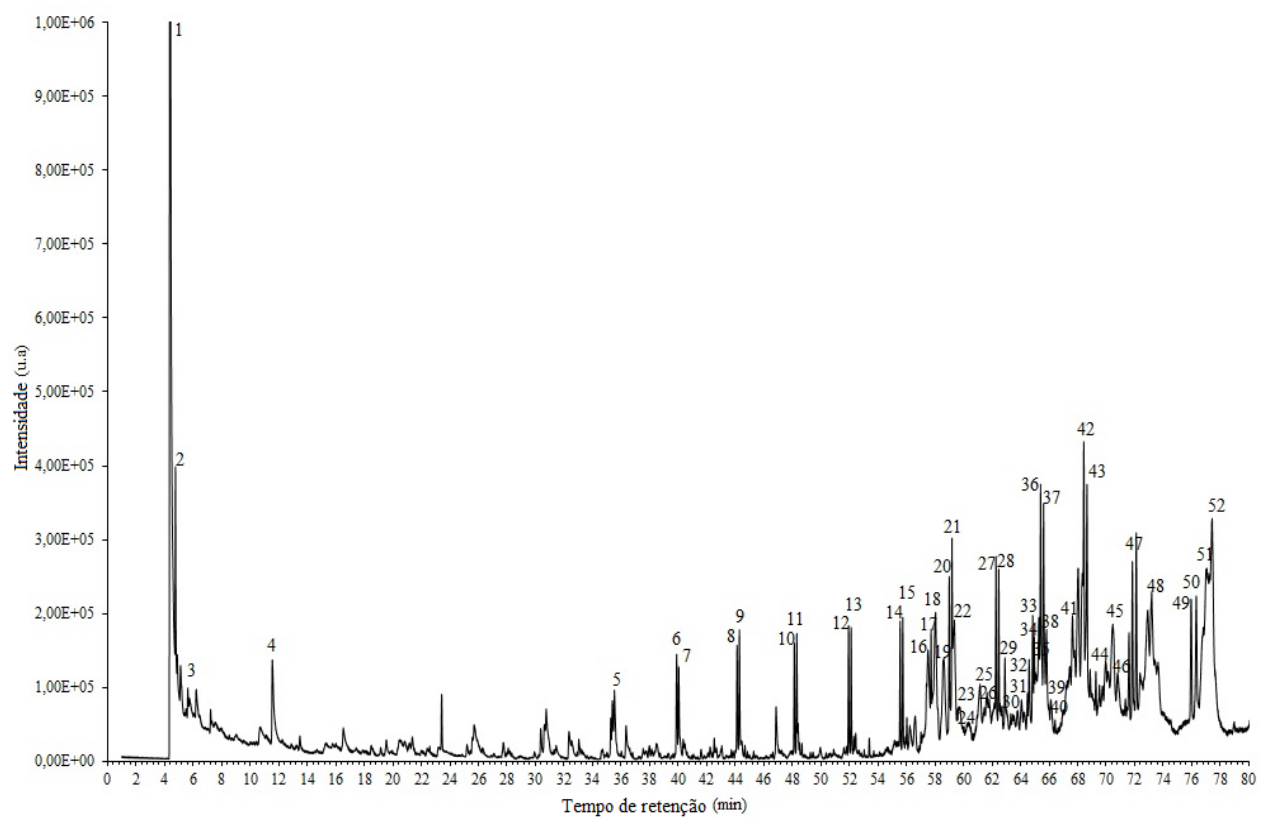


Figura A. 10 – Cromatograma da pirólise de RS100-T44 a 550 °C.

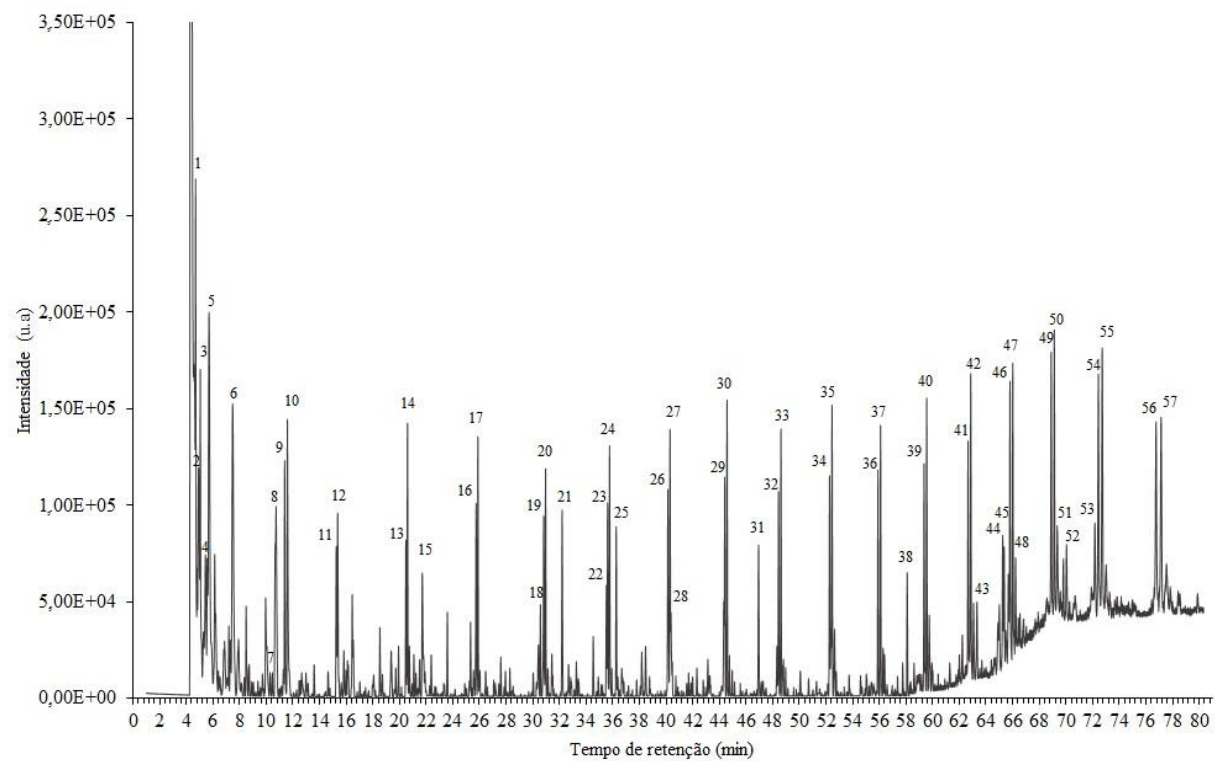


Figura A. 11 – Cromatograma da pirólise de RS90-T44 a 450 °C.

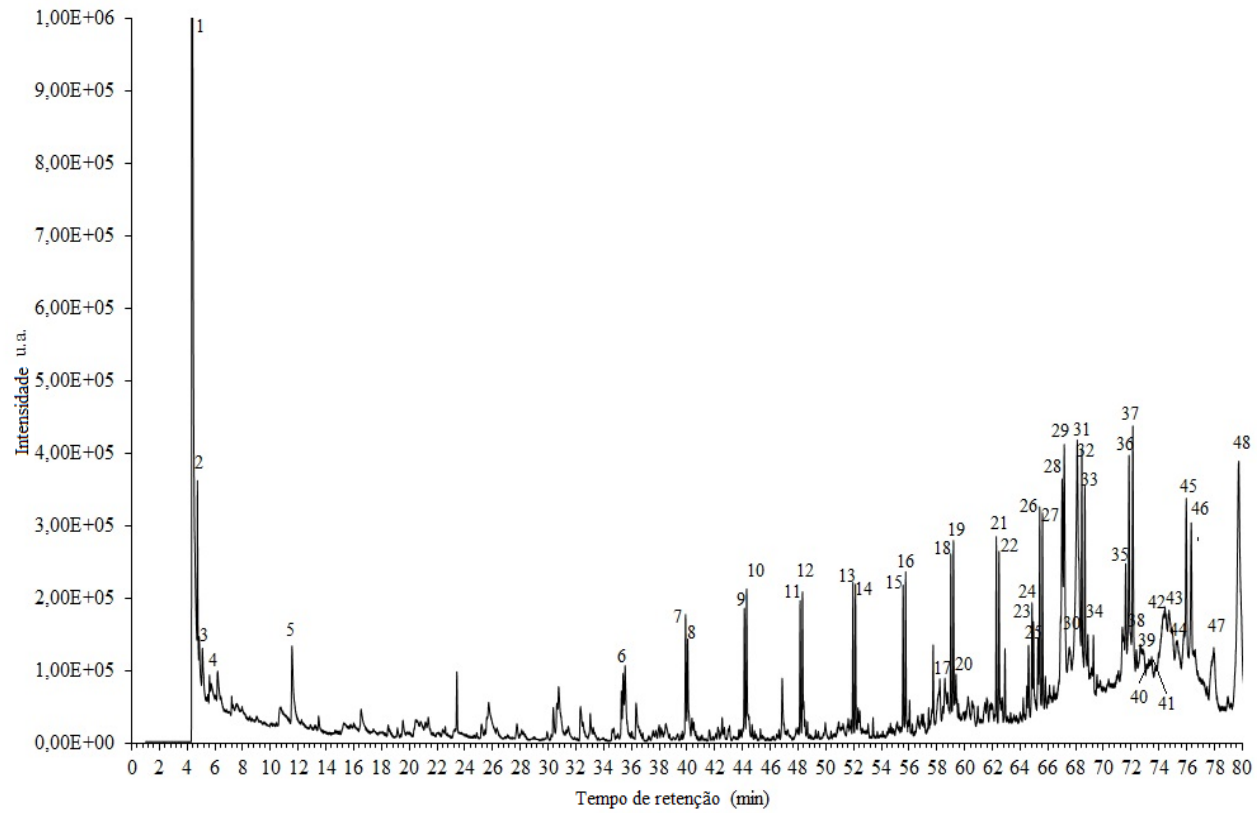


Figura A. 12 – Cromatograma da pirólise de RS90-T44 a 550 °C.

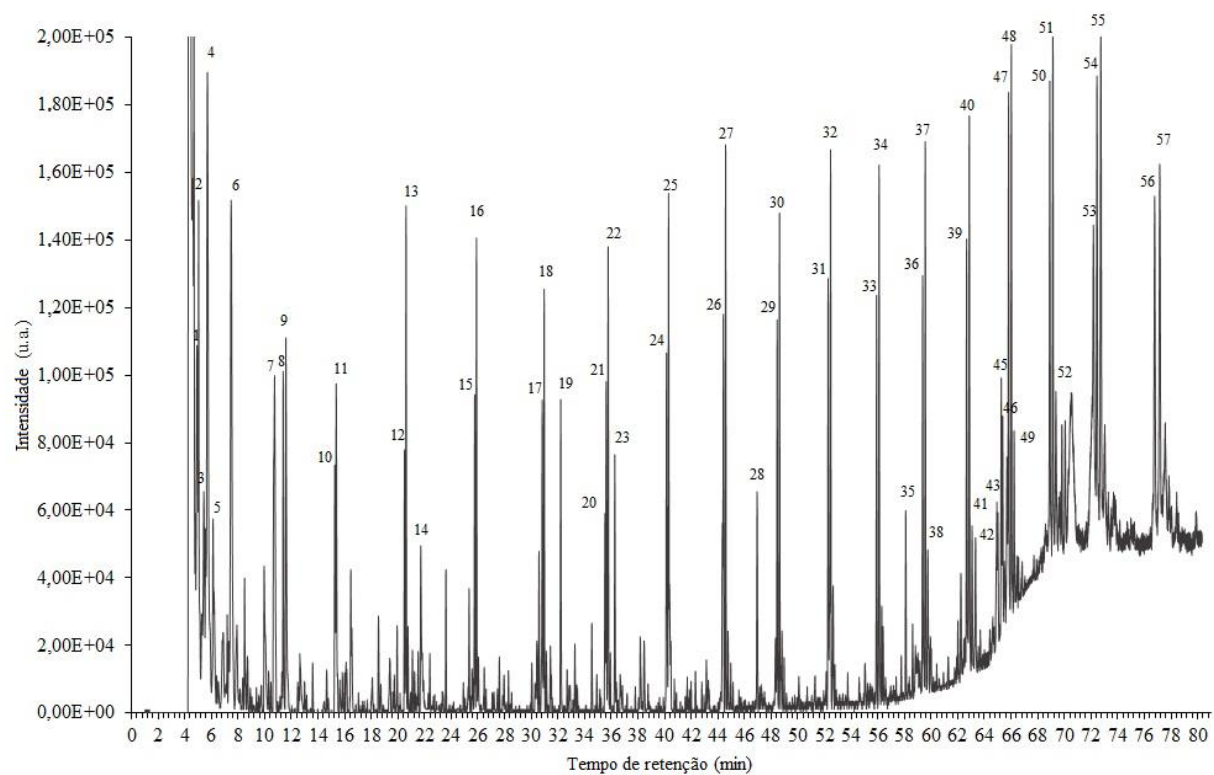


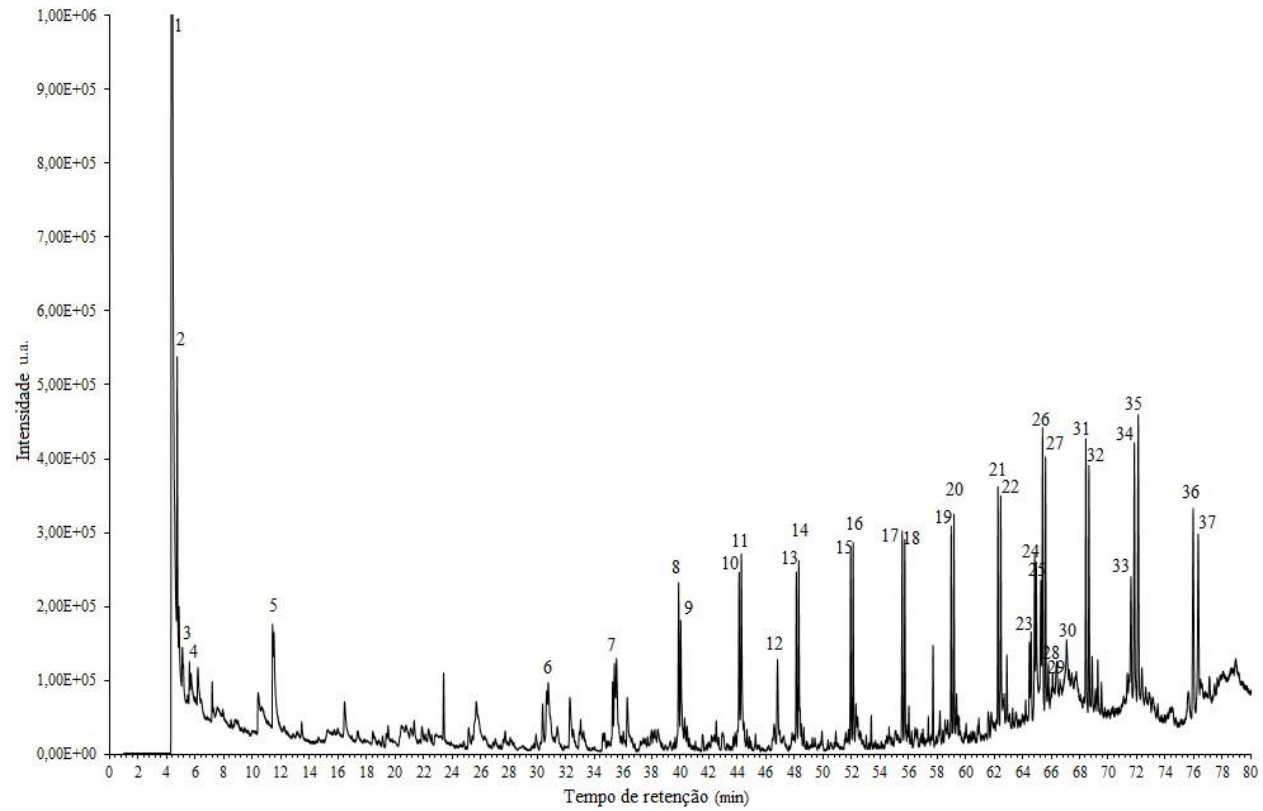
Figura A. 13 – Cromatograma da pirólise de RS75-T44 a 450 °C.

Figura A. 14 – Cromatograma da pirólise de RS75-T44 a 550 °C.

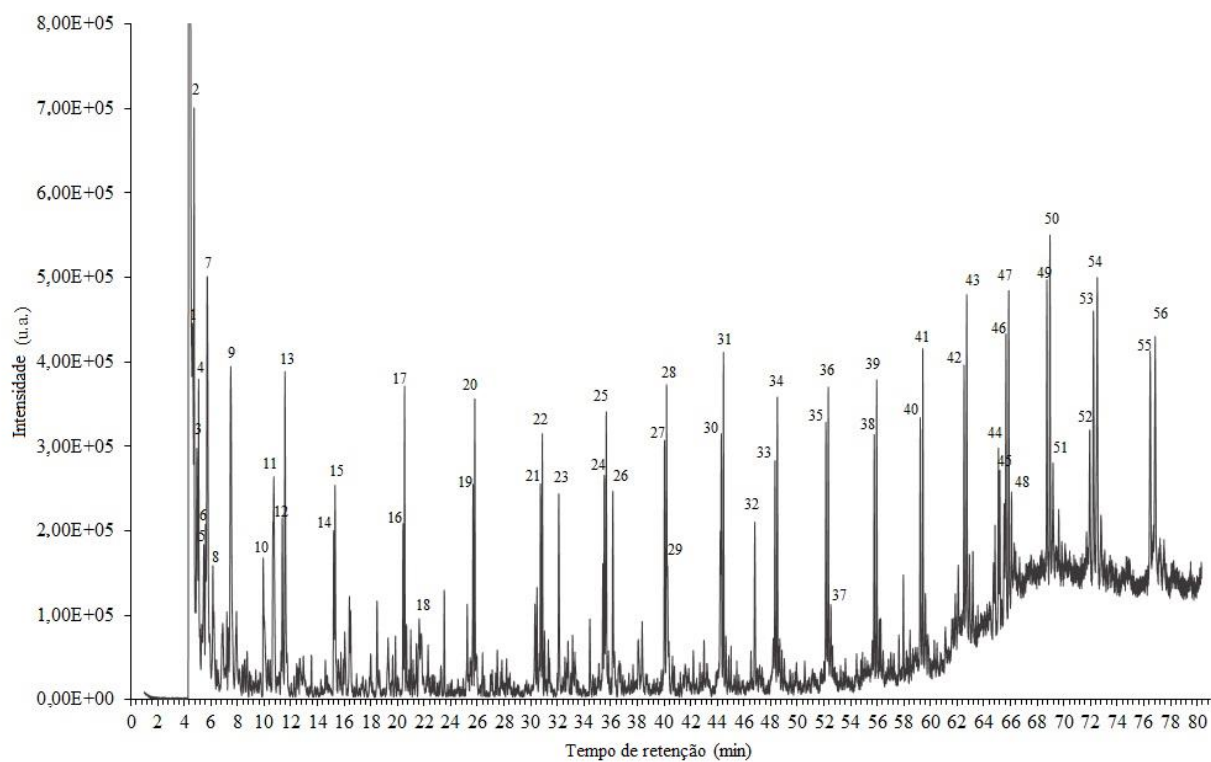


Tabela A.1 – Produtos da pirólise do sistema PFS100-T0 a 450 °C.

Pico	Grupo	Tempo de retenção (min)	Componentes	Fórmula	Área (%)
1	Aldeídos	4,727	Acetaldeído	C ₂ H ₄ O	2,21
2	Álcoois	4,834	Metanol	CH ₄ O	2,46
3	Aldeídos	5,683	Metilglioxal	C ₃ H ₄ O ₂	2,85
4	Cetonas	7,163	2,3-Butanodiona	C ₄ H ₆ O ₂	2,24
5	Aldeídos	8,492	Hidroxiacetaldeído	C ₂ H ₄ O ₂	7,40
6	Ácidos carboxílicos	10,134	Ácido acético	C ₂ H ₄ O ₂	4,74
7	Cetonas	11,313	2-Propanona, 1-hidroxi-	C ₃ H ₆ O ₂	11,65
8	Cetonas	16,311	2-Propanona, 1-hidroxi-	C ₃ H ₆ O ₃	2,26
9	Aldeídos	18,507	Succindialdeído	C ₄ H ₆ O ₂	0,85
10	Ésteres	18,599	Metil piruvato	C ₄ H ₆ O ₃	1,72
11	Furanos	19,406	Furfural	C ₅ H ₄ O ₂	0,82
12	Cetonas	30,474	1,2-Ciclopentanediona, 3-metil-	C ₆ H ₈ O ₂	0,82
13	Álcoois	38,073	Ciclopropil carbinol	C ₄ H ₈ O	1,17
14	-	44,291	-	-	0,82
15	Fenólicos	56,372	Fenol, 4-butil-	C ₁₀ H ₁₄ O	1,79
16	Cetonas	64,98	Ciclododecanona	C ₁₂ H ₂₂ O	3,42

17	Cetonas	65,274	Cicloundecanona	$C_{11}H_{20}O$	4,80
18	Alcanos	65,408	Dodecano, 4,6-dimetil-	$C_{14}H_{30}$	1,44
19	Alcenos	65,614	17-Pentatriaconteno	$C_{35}H_{70}$	4,25
20	-	66,015	-	-	4,87
21	Alcanos	66,371	Hexatriacontano	$C_{36}H_{74}$	9,22
22	Alcanos	66,638	Tetratetracontano	$C_{44}H_{90}$	2,86
23	Alcanos	66,782	Tetracontano	$C_{40}H_{82}$	2,39
24	Álcoois	67,085	n-Tetracosanol-1	$C_{24}H_{50}O$	3,35
25	Outros	67,895	Nonadecil trifluoroacetato	$C_{21}H_{39}F_3O_2$	1,99
26	Alcenos	72,12	17-Pentatriaconteno	$C_{35}H_{70}$	2,60
27	Alcenos	72,873	17-Pentatriaconteno	$C_{35}H_{70}$	8,42
28	Outros	73,168	Nonadecil heptafluorobutirato	$C_{23}H_{39}F_7O_2$	5,22
29	Alcanos	75,619	Nonacosano	$C_{29}H_{60}$	3,72
30	Álcoois	76,485	n-Tetracosanol-1	$C_{24}H_{50}O$	3,35

Tabela A.2 – Produtos da pirólise do sistema PFS100-T0 a 550°C.

Pico	Grupo	Tempo de retenção (min)	Componentes	Fórmula	Área (%)
1	Aldeídos	4,709	Acetaldeído	C ₂ H ₄ O	3,61
2	Álcoois	4,813	Metanol	CH ₄ O	4,23
3	Cetonas	5,576	Acetona	C ₃ H ₆ O	1,96
4	Aldeídos	5,679	Metilglioxal	C ₃ H ₄ O ₂	4,78
5	Cetonas	7,205	2,3-Butanediona	C ₄ H ₆ O ₂	3,52
6	Cetonas	7,3	2-Butanona	C ₄ H ₈ O	0,87
7	Aldeídos	8,509	Hidroxiacetaldeído	C ₂ H ₄ O ₂	12,38
8	Ácidos carboxílicos	9,898	Ácido acético	C ₂ H ₄ O ₂	9,96
9	Cetonas	11,409	2-Propanona, 1-hidroxi-	C ₃ H ₆ O ₂	15,72
10	Aromáticos	11,602	Tolueno	C ₇ H ₈	1,56
11	Álcoois	15,851	1,2-Etanodiol	C ₂ H ₆ O ₂	2,84
12	Cetonas	16,168	1-Hidroxi-2-butanona	C ₄ H ₈ O ₂	1,02
13	Ésteres	16,396	Acetato de metila	C ₃ H ₆ O ₂	2,20
14	Aldeídos	18,654	Propanal	C ₃ H ₆ O	1,60
15	Ésteres	18,719	Metil piruvato	C ₄ H ₆ O ₃	2,94
16	Furanos	19,426	Furfural	C ₅ H ₄ O ₂	3,84

17	Cetonas	22,283	2-Propanona, 1-(acetiloxi)-	C ₅ H ₈ O ₃	1,52
18	Hidrocarbonetos cíclicos	22,397	2-Ciclopenten-1-ona, 2-metil-	C ₆ H ₈ O	0,90
19	Hidrocarbonetos cíclicos	25,263	1,2-Ciclopentanediona	C ₅ H ₆ O ₂	2,64
20	Álcoois	26,006	1-Butanol, 3-metil-, carbonato (2:1)	C ₁₁ H ₂₂ O ₃	2,86
21	Hidrocarbonetos cíclicos	27,616	2-Ciclopenten-1-ona, 3-metil-	C ₆ H ₈ O	0,94
22	Furanos	28,479	2(5H)-Furanona	C ₄ H ₄ O ₂	0,92
23	Hidrocarbonetos cíclicos	30,441	1,2-Ciclopentanediona, 3-metil-	C ₆ H ₈ O ₂	4,31
24	Fenólicos	32,221	Fenol	C ₆ H ₆ O	1,86
25	Hidrocarbonetos cíclicos	35,334	2-Hidroxi-gamma-butirolactona	C ₄ H ₆ O ₃	0,94
26	Fenólicos	36,283	p-Cresol	C ₇ H ₈ O	1,36
27	Hidrocarbonetos cíclicos	38,197	Ciclopropil carbinol	C ₄ H ₈ O	1,52
28	Furanos	46,172	5-Hidroximetilfurfural	C ₆ H ₆ O ₃	0,90
29	Fenólicos	56,548	Fenol, 4-butil-	C ₁₀ H ₁₄ O	3,58
30	Anidro açúcares	59,781	.beta.-D-Glucopiranoose, 1,6-anidro-	C ₆ H ₁₀ O ₅	1,02
31	Fenólicos	65,861	Ácido benzeneacético, 4-hidroxi-, metil éster	C ₉ H ₁₀ O ₃	1,71

Tabela A.3 – Produtos da pirólise do sistema RS100-T0 a 450 °C.

Pico	Grupo	Tempo de retenção (min)	Componentes	Fórmula	Área (%)
1	Aldeídos	4,734	Acetaldeído	C ₂ H ₄ O	3,23
2	Álcoois	4,844	Metanol	CH ₄ O	1,84
3	Aldeídos	5,696	Metilglioxal	C ₃ H ₄ O ₂	3,32
4	Cetonas	7,187	2,3-Butanodiona	C ₄ H ₆ O ₂	2,66
5	Aldeídos	8,54	Hidroxiacetaldeído	C ₂ H ₄ O ₂	6,35
6	Ácidos carboxílicos	10,234	Ácido acético	C ₂ H ₄ O ₂	3,48
7	Cetonas	11,367	1-hidroxi-2-propanona	C ₃ H ₆ O ₂	7,62
8	Ésteres	18,627	Metil piruvato	C ₄ H ₆ O ₃	2,43
9	Furanos	19,369	Furfural	C ₅ H ₄ O ₂	5,60
10	Furanos	26,725	5-metil-2-furancarboxaldeído	C ₆ H ₆ O ₂	1,82
11	Furanos	29,544	3-metil-2,5-furandiona	C ₅ H ₄ O ₃	6,32
12	Fenólicos	32,239	Fenol	C ₆ H ₆ O	1,71
13	Fenólicos	36,258	P-cresol	C ₇ H ₈ O	1,98
14	-	44,297	-	-	2,02
15	Furanos	46,188	5-hidroximetilfurfural	C ₆ H ₆ O ₃	8,48
16	Fenólicos	56,373	4-butil-fenol	C ₁₀ H ₁₄ O	4,34

17	Outros	63,658	Nonadecil pentafluoropropionato	$C_{22}H_{39}F_5O_2$	2,48
18	Outros	64,353	Nonadecil pentafluoropropionato	$C_{22}H_{39}F_5O_3$	2,32
19	Ácidos carboxílicos	64,968	E-6-Octadecen-1-ol acetato	$C_{20}H_{38}O_2$	1,80
20	Alcenos	65,058	17-Pentatriaconteno	$C_{35}H_{70}$	2,21
21	Alcanos	65,409	8-hexil-pentadecano	$C_{21}H_{44}$	1,66
22	Outros	69,727	1-iodo-dotriacontano	$C_{32}H_{65}I$	2,25
23	Alcanos	69,903	Hexatriacontano	$C_{36}H_{74}$	3,46
24	Alcanos	72,12	(Z)-9-Tricoseno	$C_{23}H_{46}$	1,62
25	Álcoois	72,387	1-Heptacosanol	$C_{27}H_{56}O$	1,91
26	Outros	72,708	Tetracosil pentafluoropropionato	$C_{27}H_{49}F_5O_2$	2,46
27	Alcenos	73,887	17-Pentatriaconteno	$C_{35}H_{70}$	7,71
28	Outros	74,258	Heneicosil trifluoroacetato	$C_{23}H_{43}F_3O_2$	4,60
29	-	74,658	-	-	2,91
30	Alcanos	76,837	2-Metilhexacosano	$C_{27}H_{56}$	2,66
31	Alcanos	77,165	Eicosano	$C_{20}H_{42}$	1,71

Tabela A.4 – Produtos da pirólise do sistema RS100-T0 a 550 °C.

Pico	Grupo	Tempo de retenção (min)	Componentes	Fórmula	Área (%)
1	Aldeídos	4,706	Acetaldeído	C ₂ H ₄ O	2,55
2	Álcoois	4,808	Metanol	CH ₄ O	1,16
3	Cetonas	5,564	Acetona	C ₃ H ₆ O	1,91
4	Aldeídos	5,674	Metilglioxal	C ₃ H ₄ O ₂	4,16
5	Cetonas	7,199	2,3-Butanediona	C ₄ H ₆ O ₂	1,89
6	Alcenos	7,488	1-Hepteno	C ₇ H ₁₄	1,89
7	Aldeídos	8,497	Hidroxiacetaldeído	C ₂ H ₄ O ₂	5,93
8	Ácidos carboxílicos	9,907	Ácido acético	C ₂ H ₄ O ₂	5,54
9	Alcenos	10,731	1-Octeno	C ₈ H ₁₆	1,35
10	Cetonas	11,393	1-hidroxi-2-propanona	C ₃ H ₆ O ₂	5,47
11	Aromáticos	11,595	Tolueno	C ₇ H ₈	2,12
12	Álcoois	15,845	1,2-Etanodiol	C ₂ H ₆ O ₂	1,33
13	Cetonas	16,163	1-Hidroxi-2-butanona	C ₄ H ₈ O ₂	1,03
14	Ésteres	16,388	Acetato de metila	C ₃ H ₆ O ₂	1,01
15	Amines	17,718	N-(3-metil-3-butanol)-pirrolidina	C ₉ H ₁₇ N	0,75
16	Ésteres	18,712	Metil piruvato	C ₄ H ₆ O ₃	2,43
17	Furanos	19,422	Furfural	C ₅ H ₄ O ₂	5,92

18	Alcenos	20,608	1-Deceno	$C_{10}H_{20}$	0,73
19	Furanos	21,785	2-Furanmetanol	$C_5H_6O_2$	0,77
20	Cetonas	22,278	1-acetiloxi-2-Propanona	$C_5H_8O_3$	0,84
	Hidrocarbonetos				
21	cíclicos	25,255	1,2-Ciclopentanediona	$C_5H_6O_2$	1,50
22	Álcoois	26,004	1-Butanol, 3-metil-, carbonato (2:1)	$C_{11}H_{22}O_3$	1,54
23	Furanos	26,777	2-Furancarboxaldeíde, 5-metil-	$C_6H_6O_2$	1,76
24	Furanos	29,754	2,5-Furandiona, 3-metil-	$C_5H_4O_3$	3,99
	Hidrocarbonetos				
25	cíclicos	30,439	1,2-Ciclopentanediona, 3-metil-	$C_6H_8O_2$	2,32
26	Fenólicos	32,217	Fenol	C_6H_6O	2,02
27	Fenólicos	34,55	Fenol, 2-metil-	C_7H_8O	0,75
28	Fenólicos	36,275	p-Cresol	C_7H_8O	1,67
	Anidro açúcares				
29		37,372	4H-Piran-4-one, 2,3-dihidro-3,5-dihidroxi-6-metil-	$C_6H_8O_4$	1,54
30	Álcoois	40,306	1-Dodecanol	$C_{12}H_{26}O$	0,79
31	Aromáticos	40,979	Etanol, 2-fenoxi-	$C_8H_{10}O_2$	1,37
32	Álcoois	41,893	4-Piridinol	C_5H_5NO	2,06

33	Outros	43,683	1,3-Propanodiol, 2-(hidroximetil)-2-nitro-	$C_4H_9NO_5$	0,84
34	Alcenos	44,584	1-Heptadeceno	$C_{17}H_{34}$	0,97
35	Furanos	46,178	5-Hidroximetilfurfural	$C_6H_6O_3$	7,73
36	Álcoois	52,459	n-Pentadecanol	$C_{15}H_{32}O$	0,95
37	Outros	56,103	Ácido acético, cloro-, octadecil éster	$C_{20}H_{39}ClO_2$	1,05
38	Fenólicos	56,546	Fenol, 4-butil-	$C_{10}H_{14}O$	4,01
39	Alcenos	58,103	Neofitadieno	$C_{20}H_{38}$	1,09
40	Alcanos	59,368	Heneicosano	$C_{21}H_{44}$	0,88
41	Outros	59,567	Ácido acético, cloro-, octadecil éster	$C_{20}H_{39}ClO_2$	0,90
42	Anidro açúcares	59,776	.beta.-D-Glucopiranoose, 1,6-anidro-	$C_6H_{10}O_5$	2,98
43	Álcoois	62,868	1-Heptacosanol	$C_{27}H_{56}O$	0,94
44	Aromáticos	64,943	Ácido 1,2-benzenodicarboxílico, bis(2-metilpropil) éster	$C_{16}H_{22}O_4$	0,94
45	Fenólicos	65,843	Ácido benzenoacético, 4-hidroxi-, metil éster	$C_9H_{10}O_3$	2,88
46	Alcenos	66,023	1-Nonadeceno	$C_{19}H_{38}$	0,88
47	Outros	68,909	Dotriacontano, 1-iodo-	$C_{32}H_{65}I$	0,77
48	Álcoois	69,141	1-Heptacosanol	$C_{27}H_{56}O$	0,99

49	Alcenos	72,737	9-Hexacoseno	$C_{26}H_{52}$	1,16
----	---------	--------	--------------	----------------	------

Tabela A.5 – Produtos da pirólise do sistema RS90-T0 a 450 °C.

Pico	Grupo	Tempo de retenção (min)	Componentes	Fórmula	Área (%)
1		4,314	Dióxido de carbono	CO ₂	61,81
2	Aldeídos	4,707	Acetaldeído	C ₂ H ₄ O	1,63
3	Álcoois	4,817	Álcool Metílico	CH ₃ OH	0,98
4	Aldeídos	5,665	Metilglioxal	C ₃ H ₄ O ₂	1,74
5	Cetonas	7,154	2,3-Butanediona	C ₄ H ₆ O ₂	0,96
6	Aldeídos	8,502	Hidroxiacetaldeído	C ₂ H ₄ O ₂	3,65
7	Ácidos	10,245	Ácido acético	C ₂ H ₄ O ₂	1,51
8	Cetonas	10,375	2,3-Pentanediona	C ₅ H ₈ O ₂	0,96
9	Cetonas	11,335	1-Hidroxi-2-propanona,	C ₃ H ₆ O ₂	4
10	Ésteres	18,591	Ácido propanóico, 2-oxo-, metil éster	C ₄ H ₆ O ₃	1,28
11	Furanos	19,343	Furfural	C ₅ H ₄ O ₂	2,36
12	Furanos	29,533	2,5-Furandiona, di-idro-3-metileno-	C ₅ H ₄ O ₃	1,91
13	Furanos	46,186	5-Hidroximetilfurfural	C ₆ H ₆ O ₃	3,23
14	Fenólicos	56,382	Fenol, 4-butil-	C ₁₀ H ₁₄ O	1,79
15	Alcanos	66,648	Nonacosano	C ₂₉ H ₆₀	1,49
16	Álcoois	67,906	1-Triacontanol	C ₃₀ H ₆₂ O	6,76

17	Ésteres	69,054	(Z)-14-Tricosenil formato	$C_{24}H_{46}O_2$	2,35
18	Ésteres	69,196	(Z)-14-Tricosenil formato	$C_{24}H_{46}O_2$	1,58

Tabela A.6 – Produtos da pirólise do sistema RS90-T0 a 550°C.

Pico	Grupo	Tempo de retenção (min)	Componentes	Fórmula	Área (%)
1		4,303	Dióxido de carbono	CO ₂	60,89
2	Aldeídos	4,695	Acetaldeído	C ₂ H ₄ O	1,98
3	Álcoois	4,806	Álcool metílico	CH ₄ O	0,88
4	Cetonas	5,537	Acetona	C ₃ H ₆ O	1,24
5	Aldeídos	5,645	Metil glioxal	C ₃ H ₄ O ₂	3,63
6	Cetonas	7,129	2,3-Butanediona	C ₄ H ₆ O ₂	1,42
7	Alcenos	7,418	1-Hepteno	C ₇ H ₁₄	0,99
8	Aldeídos	8,475	Hidroxiacetaldeído	C ₂ H ₄ O ₂	2,73
9	Éter	8,628	Oxirano, [(2-propeniloxi)metil]-	C ₆ H ₁₀ O ₂	0,81
10	Ácidos	10,183	Ácido acético	C ₂ H ₄ O ₂	2,26
11	Cetonas	10,355	2,3-Pentanediona	C ₅ H ₈ O ₂	1,12
12	Alcenos	10,618	1-Octeno	C ₈ H ₁₆	0,71
13	Cetonas	11,306	2-Propanona, 1-hidroxi-	C ₃ H ₆ O ₂	3,66
14	Aromáticos	11,468	Tolueno	C ₇ H ₈	1,58
15	NI	16,381	-	-	1,02
16	Ésteres	18,571	Ácido Propanóico, 2-oxo-, metil éster	C ₄ H ₆ O ₃	1,43

17	Furanos	19,322	Furfural	C ₅ H ₄ O ₂	2,62
18	Cetonas	22,14	2-Propanona, 1-(acetiloxi)-	C ₅ H ₈ O ₃	0,69
19	Furanos	29,529	2,5-Furandiona, 3-metil-	C ₅ H ₄ O ₃	1,52
20	Fenólicos	32,211	Fenol	C ₆ H ₆ O	0,72
21	NI	44,315	-	-	1,18
22	Furanos	46,154	5-Hidroximetilfurfural	C ₆ H ₆ O ₃	3,03
23	Fenólicos	56,365	Fenol, 4-butil-	C ₁₀ H ₁₄ O	1,69
24	Álcoois	62,718	1-Heptacosanol	C ₂₇ H ₅₆ O	1,26
25	Alcenos	62,925	17-Pentatriaconteno	C ₃₅ H ₇₀	0,93

Tabela A.7 – Produtos da pirólise do sistema RS75-T0 a 450 °C.

Pico	Grupo	Tempo de retenção (min)	Componentes	Fórmula	Área (%)
1		4,33	Dióxido de carbono	CO ₂	64,47
2	Aldeídos	4,724	Acetaldeído	C ₂ H ₄ O	1,75
3	Álcoois	4,833	Álcool metílico	CH ₄ O	1,25
4	Aldeídos	5,68	Metil glioxal	C ₃ H ₄ O ₂	1,97
5	Cetonas	7,168	2,3-Butanediona	C ₄ H ₆ O ₂	1,11
6	Aldeídos	8,514	Hidroxiacetaldeído	C ₂ H ₄ O ₂	4,04
7	Ácidos	10,225	Ácido acético	C ₂ H ₄ O ₂	2,27
8	Cetonas	10,378	2,3-Pentanediona	C ₅ H ₈ O ₂	1,09
9	Cetonas	11,339	2-Propanona, 1-hidroxi-	C ₃ H ₆ O ₂	5,12
10	Éters	18,603	Anidrido acético	C ₄ H ₆ O ₃	1,53
11	Furanos	19,363	Furfural	C ₅ H ₄ O ₂	2,38
12	Furanos	29,553	2,5-Furandiona, 3-metil-	C ₅ H ₄ O ₃	1,52
13	NI	44,335	-	-	1,06
14	Furanos	46,227	5-Hidroxiacetilfurfural	C ₆ H ₆ O ₃	2,12
15	Fenólicos	56,388	Fenol, 4-butil-	C ₁₀ H ₁₄ O	1,75
16	Éters	64,632	Oxirano, hexadecil-	C ₁₈ H ₃₆ O	1,71

17	Éters	64,886	Oxirano, hexadecil-	$C_{18}H_{36}O$	1,83
18	Álcoois	67,235	Tetracontano-1,40-diol	$C_{40}H_{82}O_2$	3,03

Tabela A.8 – Produtos da pirólise do sistema RS75-T0 a 550 °C.

Pico	Grupo	Tempo de retenção (min)	Componentes	Fórmula	Área (%)
1		4,313	Dióxido de carbono	CO ₂	66,18
2	Aldeídos	4,702	Acetaldeído	C ₂ H ₄ O	2,33
3	Álcoois	4,814	Álcool metílico	CH ₄ O	0,93
4	Cetonas	5,544	Acetona	C ₃ H ₆ O	1,32
5	Aldeídos	5,65	Metil glioxal	C ₃ H ₄ O ₂	3,57
6	Cetonas	7,136	2,3-Butanediona	C ₄ H ₆ O ₂	1,57
7	Aldeídos	8,484	Hidroxiacetaldeído	C ₂ H ₄ O ₂	3,05
8	Ácidos	10,191	Ácido acético	C ₂ H ₄ O ₂	2,37
9	Cetonas	10,355	2,3-Pentanediona	C ₅ H ₈ O ₂	1,24
10	Alcenos	10,625	1-Octeno	C ₈ H ₁₆	0,92
11	Cetonas	11,312	2-Propanona, 1-hidroxi-	C ₃ H ₆ O ₂	4,23
12	Aromáticos	11,474	Tolueno	C ₇ H ₈	1,32
13	NI	16,401	-	-	1,12
14	Éters	18,583	Anidrido acético	C ₄ H ₆ O ₃	1,61
15	Furanos	19,342	Furfural	C ₅ H ₄ O ₂	1,57
16	Furanos	29,554	2,5-Furandiona, 3-metil-	C ₅ H ₄ O ₃	1,45

17	NI	44,332	-	-	0,9
18	Furanos	46,199	5-Hidroximetilfurfural	$C_6H_6O_3$	2,54
19	Fenólicos	56,39	Fenol, 4-butil-	$C_{10}H_{14}O$	1,77

Tabela A.9 – Produtos da pirólise do sistema RS100-T44 a 450 °C.

Pico	Grupo	Tempo de retenção (min)	Componentes	Fórmula	Área (%)
1	Outros	4,763	Silano, metil-	CH ₆ Si	1,50
2	Álcoois	4,891	Metanol	CH ₄ O	0,77
3	Fenólicos	11,562	Benzil metil cetona	C ₉ H ₁₀ O	0,85
4	Álcoois	35,532	1-Decanol	C ₁₀ H ₂₂ O	0,56
5	Alcanos	39,893	Hexadecano	C ₁₆ H ₃₄	0,59
6	Alcenos	40,041	1-Trideceno	C ₁₃ H ₂₆	0,52
7	Alcanos	44,127	Dodecano, 4,6-dimetil-	C ₁₄ H ₃₀	0,51
8	Alcenos	44,294	Ceteno	C ₁₆ H ₃₂	0,56
9	Alcanos	48,144	Tetradecano	C ₁₄ H ₃₀	0,51
10	Alcenos	48,316	3-Octadeceno, (E)-	C ₁₈ H ₃₆	0,57
11	Alcanos	51,944	Hexadecano	C ₁₆ H ₃₄	0,57
12	Alcenos	52,125	1-Heptadeceno	C ₁₇ H ₃₄	0,57
13	Alcanos	55,56	Hexadecano	C ₁₆ H ₃₄	0,53
14	Alcenos	55,745	1-Heptadeceno	C ₁₇ H ₃₄	0,57
15	Outros	57,519	Nonadecil trifluoroacetato	C ₂₁ H ₃₉ F ₃ O ₂	2,06
16	Alcenos	57,732	Neofitadieno	C ₂₀ H ₃₈	0,75

17	Outros	58,045	Heneicosil trifluoroacetato	$C_{23}H_{43}F_3O_2$	2,97
18	Álcoois	58,584	1-Heptacosanol	$C_{27}H_{56}O$	2,12
19	Alcanos	59,005	Heptadecano	$C_{17}H_{36}$	1,26
20	Alcenos	59,197	1-Nonadeceno	$C_{19}H_{38}$	1,33
21	Alcenos	59,365	9-Hexacoseno	$C_{26}H_{52}$	1,97
22	Outros	59,655	Octacosil trifluoroacetato	$C_{30}H_{57}F_3O_2$	1,11
23	Alcanos	60,369	2-metiloctacosano	$C_{29}H_{60}$	0,86
24	Alcanos	61,166	2-Metilhexacosano	$C_{27}H_{56}$	1,71
25	Alcanos	61,66	2-Metiltetracosano	$C_{25}H_{52}$	2,05
26	Alcanos	62,288	Heptadecano	$C_{17}H_{36}$	1,97
27	Alcenos	62,485	1-Nonadeceno	$C_{19}H_{38}$	1,69
28	Cetonas	62,918	2-Nonadecanono	$C_{19}H_{38}O$	1,20
29	Alcanos	63,474	Dodecano, 2,6,10-trimetil-	$C_{15}H_{32}$	0,63
30	Alcanos	63,807	Nonano, 5-metil-5-propil-	$C_{13}H_{28}$	0,53
31	Alcanos	64,078	2-metiloctacosano	$C_{29}H_{60}$	0,70
32	Álcoois	64,614	9-Octadecen-1-ol, (Z)-	$C_{18}H_{36}O$	1,22
33	Cetonas	64,863	Oxacicloheptadec-8-en-2-ona, (8Z)-	$C_{16}H_{28}O_2$	0,92
34	Alcenos	64,971	1,E-11,Z-13-Hexadecatrieno	$C_{16}H_{28}$	0,71
35	-	65,075	-	-	0,59

36	Alcanos	65,418	Hexacosano	$C_{26}H_{54}$	3,75
37	Alcenos	65,623	Heptacos-1-eno	$C_{27}H_{54}$	1,92
38	Ácidos carboxílicos	65,827	(Z)-14-Tricosenil formato	$C_{24}H_{46}O_2$	1,54
39	Outros	66,135	Oxirano, tetradecil-	$C_{16}H_{32}O$	0,69
40	Álcoois	67,663	1-Heptacosanol	$C_{27}H_{56}O$	5,91
41	Outros	68,035	Heptacosil heptafluorobutirato	$C_{31}H_{55}F_7O_2$	2,69
42	Alcanos	68,454	Tetratetracontano	$C_{44}H_{90}$	9,08
43	Éteres	69,994	Etil hexatriacontil éter	$C_{38}H_{78}O$	4,08
44	Álcoois	70,489	Octacosanol	$C_{28}H_{58}O$	4,22
45	-	71,982	-	-	3,33
46	Alcenos	72,42	1,19-Eicosadieno	$C_{20}H_{38}$	3,15
47	Álcoois	73,207	Tetracontano-1,40-diol	$C_{40}H_{82}O_2$	9,72
48	Alcanos	75,983	Heneicosano	$C_{21}H_{44}$	2,12
49	Alcenos	76,345	Nonacos-1-eno	$C_{29}H_{58}$	1,71
50	Alcanos	77,066	Tetracosano	$C_{24}H_{50}$	6,26
51	Alcanos	77,439	Hexatriacontano	$C_{36}H_{74}$	6,19

Tabela A.10 – Produtos da pirólise do sistema RS100-T44 a 550 °C.

Pico	Grupo	Tempo de retenção (min)	Componentes	Fórmula	Área (%)
1	Outros	4,702	Metil silano	CH ₆ Si	1,81
2	Alcenos	4,925	1-Penteno	C ₅ H ₁₀	2,25
3	Alcenos	5,052	1,3-Pentadieno, (E)-	C ₅ H ₈	1,70
4	Cetonas	5,571	Acetona	C ₃ H ₆ O	0,74
5	Hidrocarbonetos cíclicos	5,71	ciclopropano, Propil	C ₆ H ₁₂	5,23
6	Alcenos	7,479	1-Hepteno	C ₇ H ₁₄	5,46
7	Alcanos	10,668	4,4-dimetil-Heptano	C ₉ H ₂₀	1,63
8	Hidrocarbonetos cíclicos	10,738	1-etil-2-metil-Ciclopentano	C ₈ H ₁₆	2,22
9	Cetonas	11,383	2-Propanona, 1-hidroxi-	C ₃ H ₆ O ₂	1,68
10	Aromáticos	11,586	Tolueno	C ₇ H ₈	2,69
11	Alcanos	15,256	Nonano	C ₉ H ₂₀	1,27
12	Hidrocarbonetos cíclicos	15,359	Ciclopropano, 1-hexil-2-metil-	C ₁₀ H ₂₀	1,52
13	Alcanos	20,48	Decano, 6-etil-2-metil-	C ₁₃ H ₂₈	1,18
14	Alcenos	20,598	1-Deceno	C ₁₀ H ₂₀	2,09
15	Outros	21,708	Acetamida	C ₂ H ₅ NO	0,95
16	Alcanos	25,749	Decano, 6-etil-2-metil-	C ₁₃ H ₂₈	1,50

17	Hidrocarbonetos cíclicos	25,881	Ciclopropano, nonil-	$C_{12}H_{24}$	1,86
18	Cetonas	30,574	2-Nonanona	$C_9H_{18}O$	0,65
19	Alcanos	30,819	Decano, 6-etil-2-metil-	$C_{13}H_{28}$	1,05
20	Hidrocarbonetos cíclicos	30,959	Ciclopropano, nonil-	$C_{12}H_{24}$	1,56
21	Fenólicos	32,202	Fenol	C_6H_6O	1,52
22	Cetonas	35,523	2-Decanona	$C_{10}H_{20}O$	0,84
23	Alcanos	35,614	Decano, 6-etil-2-metil-	$C_{13}H_{28}$	1,37
24	Alcenos	35,761	1-Trideceno	$C_{13}H_{26}$	1,99
25	Fenólicos	36,259	p-Cresol	C_7H_8O	1,30
26	Alcanos	40,136	2,3,5-trimetil-Decano	$C_{13}H_{28}$	1,79
27	Alcenos	40,294	1-Tetradeceno	$C_{14}H_{28}$	2,15
28	Fenólicos	40,368	Fenol, 4-etil-	$C_8H_{10}O$	0,69
29	Alcanos	44,404	Hexadecano	$C_{16}H_{34}$	1,53
30	Alcenos	44,574	1-Pentadeceno	$C_{15}H_{30}$	2,24
31	Outros	46,941	Indol	C_8H_7N	1,37
32	Alcanos	48,444	Hexadecano	$C_{16}H_{34}$	1,46
33	Alcenos	48,618	1-Heptadeceno	$C_{17}H_{34}$	1,95
34	Alcanos	52,268	Hexadecano	$C_{16}H_{34}$	1,75
35	Alcenos	52,449	1-Heptadeceno	$C_{17}H_{34}$	2,40

36	Alcanos	55,898	Heneicosano	C ₂₁ H ₄₄	1,62
37	Alcenos	56,088	1-Nonadeceno	C ₁₉ H ₃₈	2,09
38	Alcenos	58,091	Neofitadieno	C ₂₀ H ₃₈	0,91
39	Alcanos	59,357	Heneicosano	C ₂₁ H ₄₄	1,56
40	Álcoois	59,556	1-docosanol	C ₂₂ H ₄₆ O	2,31
41	Alcanos	62,658	Heneicosano	C ₂₁ H ₄₄	1,66
42	Álcoois	62,858	n-Tetracosanol-1	C ₂₄ H ₅₀ O	2,41
43	Álcoois	63,065	9-Octadecen-1-ol, (Z)-	C ₁₈ H ₃₆ O	0,71
44	Alcenos	65,258	1,7-Hexadecadieno	C ₁₆ H ₃₀	1,17
45	Alcenos	65,358	1,E-11,Z-13-Hexadecatrieno	C ₁₆ H ₂₈	0,94
46	Alcanos	65,804	Heneicosano	C ₂₁ H ₄₄	2,19
47	Álcoois	66,012	1-docosanol	C ₂₂ H ₄₆ O	2,25
48	Álcoois	66,222	(R)-(-)-(Z)-14-Metil-8-hexadecen-1-ol	C ₁₇ H ₃₄ O	0,71
49	Alcanos	68,894	Heneicosano	C ₂₁ H ₄₄	2,04
50	Álcoois	69,123	1-Heptacosanol	C ₂₇ H ₅₆ O	2,34
51	Álcoois	69,35	n-Nonadecanol-1	C ₁₉ H ₄₀ O	0,62
52	Álcoois	70,042	Fitol	C ₂₀ H ₄₀ O	0,72
53	Alcenos	72,174	1,7-Hexadecadieno	C ₁₆ H ₃₀	0,87
54	Outros	72,434	Dotriacontano, 1-iodo-	C ₃₂ H ₆₅ I	2,22

55	Álcoois	72,72	1-Heptacosanol	$C_{27}H_{56}O$	3,00
56	Alcanos	76,762	Dotriacontano	$C_{32}H_{66}$	2,02
57	Outros	77,138	Nonadecil pentafluoropropionato	$C_{22}H_{39}F_5O_2$	2,24

Tabela A.11 – Produtos da pirólise do sistema RS90-T44 a 450 °C.

Pico	Grupo	Tempo de retenção (min)	Componentes	Fórmula	Área (%)
1	Outros	4,74	Silano, metil-	CH ₆ Si	1,95
2	Álcoois	4,864	Metanol	CH ₄ O	1,20
3	Alcenos	5,098	1,3-Pentadieno	C ₅ H ₈	0,96
4	Ésteres	11,546	Ácido benzeneacético 1-metiletil éster	C ₁₁ H ₁₄ O ₂	1,11
5	Álcoois	35,541	1-Decanol	C ₁₀ H ₂₂ O	0,98
6	Alcanos	39,901	Hexadecano	C ₁₆ H ₃₄	1,03
7	Álcoois	40,054	1-Dodecanol	C ₁₂ H ₂₆ O	1,09
8	Alcanos	44,136	Tetradecano	C ₁₄ H ₃₀	0,90
9	Alcenos	44,299	Ceteno	C ₁₆ H ₃₂	0,95
10	Alcenos	48,154	Tetradecano	C ₁₄ H ₃₀	1,00
11	Alcenos	48,325	1-Pentadeceno	C ₁₅ H ₃₀	1,09
12	Alcanos	51,957	Hexadecano	C ₁₆ H ₃₄	1,06
13	Alcenos	52,137	1-Pentadeceno	C ₁₅ H ₃₀	1,14
14	Alcanos	55,568	Hexadecano	C ₁₆ H ₃₄	1,13
15	Alcenos	55,755	1-Nonadeceno	C ₁₉ H ₃₈	1,26
16	Outros	58,581	Oxirano, tetradecil-	C ₁₆ H ₃₂ O	0,94

17	Alcanos	59,01	Heptadecano	$C_{17}H_{36}$	1,35
18	Alcenos	59,202	1-Nonadeceno	$C_{19}H_{38}$	1,53
19	Outros	59,38	Oxirano, hexadecil-	$C_{18}H_{36}O$	0,88
20	Alcanos	62,286	Heptadecano	$C_{17}H_{36}$	1,26
21	Alcenos	62,484	1-Nonadeceno	$C_{19}H_{38}$	1,41
22	Cetonas	64,859	Oxacicloheptadec-8-en-2-ona, (8Z)-	$C_{16}H_{28}O_2$	1,05
23	Cetonas	64,965	Oxacicloheptadec-8-en-2-ona, (8Z)-	$C_{16}H_{28}O_2$	1,06
24	Cetonas	65,289	Oxacicloheptadec-8-en-2-ona, (8Z)-	$C_{16}H_{28}O_2$	0,74
25	Alcanos	65,411	Heneicosano	$C_{21}H_{44}$	1,75
26	Alcenos	65,616	1-Nonadeceno	$C_{19}H_{38}$	1,46
27	Alcanos	67,028	Hexatriacontano	$C_{36}H_{74}$	4,77
28	Alcanos	67,179	Hexatriacontano	$C_{36}H_{74}$	4,24
29	Outros	67,55	Triacontano, 1-iodo-	$C_{30}H_{61}I$	1,86
30	Outros	68,117	Docosil heptafluorobutirato	$C_{26}H_{45}F_7O_2$	9,22
31	Alcanos	68,445	Heneicosano	$C_{21}H_{44}$	2,51
32	Alcenos	68,667	1-Nonadeceno	$C_{19}H_{38}$	2,33
33	Outros	68,881	Álcool oleico, trifluoroacetato	$C_{20}H_{35}F_3O_2$	0,79
34	Alcenos	71,372	17-Pentatriaconteno	$C_{35}H_{70}$	1,50
35	Cetonas	71,607	Oxacicloheptadec-8-en-2-ona, (8Z)-	$C_{16}H_{28}O_2$	1,53

36	Alcanos	71,844	Tetratetracontano	C ₄₄ H ₉₀	3,34
37	Alcenos	72,119	Heptacos-1-eno	C ₂₇ H ₅₄	3,30
38	-	72,663	-	-	1,03
39	Outros	72,832	Heneicosil trifluoroacetato	C ₂₃ H ₄₃ F ₃ O ₂	1,29
40	Outros	73,484	Oxirano, hexadecil-	C ₁₈ H ₃₆ O	1,25
41	Alcenos	74,441	9-Hexacoseno	C ₂₆ H ₅₂	4,67
42	Outros	74,739	Eicosil trifluoroacetato	C ₂₂ H ₄₁ F ₃ O ₂	4,08
43	Outros	75,318	Heptacosil heptafluorobutirato	C ₃₁ H ₅₅ F ₇ O ₂	2,45
44	Alcanos	75,975	Tetratetracontano	C ₄₄ H ₉₀	4,53
45	Álcoois	76,334	n-Tetracosanol-1	C ₂₄ H ₅₀ O	3,73
46	Outros	76,605	Eicosil trifluoroacetato	C ₂₂ H ₄₁ F ₃ O ₂	1,61
47	Alcanos	77,958	2-metiloctacosano	C ₂₉ H ₆₀	2,20
48	Alcanos	79,749	Hexatriacontano	C ₃₆ H ₇₄	8,49

Tabela A.12– Produtos da pirólise do sistema RS90-T44 a 550 °C.

Pico	Grupo	Tempo de retenção (min)	Componentes	Fórmula	Área (%)
1	Outros	4,689	Silano, metil-	CH ₆ Si	1,31
2	Alcenos	4,915	1-Penteno	C ₅ H ₁₀	1,86
3	Alcenos	5,041	1,4-Pentadieno	C ₅ H ₈	1,39
4	Hidrocarbonetos cíclicos	5,432	Ciclopenteno	C ₅ H ₈	0,76
5	Hidrocarbonetos cíclicos	5,702	Ciclopropano, propil-	C ₆ H ₁₂	4,73
6	Alcenos	7,482	1-Hepteno	C ₇ H ₁₄	5,15
7	Alcenos	10,746	1-Octeno	C ₈ H ₁₆	3,63
8	Cetonas	11,388	2-Propanona, 1-hidroxi-	C ₃ H ₆ O ₂	1,38
9	Aromáticos	11,591	Tolueno	C ₇ H ₈	2,02
10	Alcanos	15,265	Nonano	C ₉ H ₂₀	1,16
11	Álcoois	15,369	1-Nonanol	C ₉ H ₂₀ O	1,67
12	Alcanos	20,491	Decano, 6-etil-2-metil-	C ₁₃ H ₂₈	1,07
13	Alcenos	20,607	1-Deceno	C ₁₀ H ₂₀	2,00
14	Outros	21,712	Acetamida	C ₂ H ₅ NO	0,89

15	Alcanos	25,761	Decano, 6-etil-2-metil-	C ₁₃ H ₂₈	1,31
16	Hidrocarbonetos cíclicos	25,892	Ciclopropano, nonil-	C ₁₂ H ₂₄	1,79
17	Alcanos	30,828	Decano, 6-etil-2-metil-	C ₁₃ H ₂₈	1,46
18	Hidrocarbonetos cíclicos	30,968	Ciclopropano, nonil-	C ₁₂ H ₂₄	1,62
19	Fenólicos	32,213	Fenol	C ₆ H ₆ O	1,35
20	Cetonas	35,531	2-Decanona	C ₁₀ H ₂₀ O	0,76
21	Alcanos	35,623	Tridecano	C ₁₃ H ₂₈	1,24
22	Alcenos	35,77	1-Trideceno	C ₁₃ H ₂₆	2,01
23	Fenólicos	36,269	p-Cresol	C ₇ H ₈ O	1,02
24	Alcanos	40,148	Decano, 2,3,5-trimetil-	C ₁₃ H ₂₈	1,71
25	Alcenos	40,306	1-Tetradeceno	C ₁₄ H ₂₈	2,06
26	Alcanos	44,414	Hexadecano	C ₁₆ H ₃₄	1,59
27	Alcenos	44,584	1-Pentadeceno	C ₁₅ H ₃₀	2,18
28	Outros	46,949	Indol	C ₈ H ₇ N	1,01
29	Alcanos	48,451	Hexadecano	C ₁₆ H ₃₄	1,47
30	Alcenos	48,628	1-Heptadeceno	C ₁₇ H ₃₄	1,94
31	Alcanos	52,274	Heptadecano	C ₁₇ H ₃₆	1,75

32	Alcenos	52,459	1-Heptadeceno	C ₁₇ H ₃₄	2,32
33	Alcanos	55,908	Heneicosano	C ₂₁ H ₄₄	1,51
34	Alcenos	56,097	1-Nonadeceno	C ₁₉ H ₃₈	2,21
35	Alcenos	58,1	Neofitadieno	C ₂₀ H ₃₈	0,74
36	Alcanos	59,366	Heneicosano	C ₂₁ H ₄₄	1,66
37	Alcenos	59,563	1-Nonadeceno	C ₁₉ H ₃₈	2,23
38	Aldeídos	59,755	16-Heptadecenal	C ₁₇ H ₃₂ O	0,77
39	Alcanos	62,663	Heneicosano	C ₂₁ H ₄₄	1,69
40	Álcoois	62,865	n-Tetracosanol-1	C ₂₄ H ₅₀ O	2,64
41	Aldeídos	63,073	Pentadecanal-	C ₁₅ H ₃₀ O	0,70
42	Cetonas	63,334	2-Nonadecanona	C ₁₉ H ₃₈ O	0,76
43	Aromáticos	64,935	Ácido 1,2-Benzenedicarboxílico, bis(2-metilpropil) éster	C ₁₆ H ₂₂ O ₄	0,84
44	Alcenos	65,265	1,7-Hexadecadieno	C ₁₆ H ₃₀	1,24
45	Alcenos	65,368	1,E-11,Z-13-Hexadecatrieno	C ₁₆ H ₂₈	0,94
46	Cetonas	65,69	cis-7-Dodecen-1-il acetato	C ₁₄ H ₂₆ O ₂	0,94
47	Alcanos	65,814	Heneicosano	C ₂₁ H ₄₄	2,48
48	Álcoois	66,021	n-Tetracosanol-1	C ₂₄ H ₅₀ O	2,44
49	Álcoois	66,23	(R)-(-)-(Z)-14-Metil-8-hexadecen-1-ol	C ₁₇ H ₃₄ O	0,82

50	Outros	68,903	Dotriacontano, 1-iodo-	$C_{32}H_{65}I$	2,16
51	Álcoois	69,136	1-Heptacosanol	$C_{27}H_{56}O$	2,54
52	Aldeídos	69,363	Pentadecanal-	$C_{15}H_{30}O$	1,04
53	Álcoois	72,183	9-Octadecen-1-ol, (Z)-	$C_{18}H_{36}O$	2,39
54	Alcanos	72,446	Heneicosano	$C_{21}H_{44}$	2,36
55	Álcoois	72,736	1-Heptacosanol	$C_{27}H_{56}O$	2,95
56	Alcanos	76,773	Dotriacontano	$C_{32}H_{66}$	1,98
57	Outros	77,153	Nonadecil pentafluoropropionato	$C_{22}H_{39}F_5O_2$	2,37

Tabela A.13 – Produtos da pirólise do sistema RS75-T44 a 450 °C.

Pico	Grupo	Tempo de retenção (min)	Componentes	Fórmula	Área (%)
1	Outros	4,743	Silano, metil-	CH ₆ Si	5,27
2	Álcoois	4,871	Metanol	CH ₄ O	2,79
3	Alcenos	5,114	1,3-Pentadieno, (Z)-	C ₅ H ₈	1,30
4	Aromáticos	11,525	Tolueno	C ₇ H ₈	2,38
5	Fenólicos	32,268	Fenol	C ₆ H ₆ O	1,37
6	Álcoois	35,536	1-Undecanol	C ₁₁ H ₂₄ O	1,96
7	Alcanos	39,889	Hexadecano	C ₁₆ H ₃₄	2,46
8	Álcoois	40,04	1-Dodecanol	C ₁₂ H ₂₆ O	2,49
9	Alcanos	44,13	Pentadecano	C ₁₅ H ₃₂	2,28
10	Alcenos	44,291	1-Trideceno	C ₁₃ H ₂₆	3,57
11	Outros	46,821	Indol	C ₈ H ₇ N	1,37
12	Alcanos	48,146	Hexadecano	C ₁₆ H ₃₄	2,14
13	Alcenos	48,316	1-Pentadeceno	C ₁₅ H ₃₀	2,47
14	Alcanos	51,947	Hexadecano	C ₁₆ H ₃₄	2,38
15	Alcenos	52,126	1-Pentadeceno	C ₁₅ H ₃₀	2,51
16	Alcanos	55,558	Hexadecano	C ₁₆ H ₃₄	2,47

17	Alcanos	55,744	1-Nonadeceno	C ₁₉ H ₃₈	2,47
18	Alcanos	58,997	Hexadecano	C ₁₆ H ₃₄	2,41
19	Alcanos	59,19	1-Nonadeceno	C ₁₉ H ₃₈	2,71
20	Alcanos	62,275	Heptadecano	C ₁₇ H ₃₆	2,83
21	Alcenos	62,471	1-Nonadeceno	C ₁₉ H ₃₈	3,37
22	Álcoois	64,599	E,E-3,13-Octadecadien-1-ol	C ₁₈ H ₃₄ O	1,35
23	Cetonas	64,853	Oxacicloheptadec-8-en-2-ona, (8Z)-	C ₁₆ H ₂₈ O ₂	2,47
24	Cetonas	64,958	Oxacicloheptadec-8-en-2-ona, (8Z)-	C ₁₆ H ₂₈ O ₂	3,28
25	Cetonas	65,279	Oxacicloheptadec-8-en-2-ona, (8Z)-	C ₁₆ H ₂₈ O ₂	2,67
26	Alcanos	65,406	Heneicosano	C ₂₁ H ₄₄	4,10
27	Alcenos	65,609	1-Nonadeceno	C ₁₉ H ₃₈	3,34
28	Ésteres	66,412	Ácido carbônico, eicosil vinyl éster	C ₂₃ H ₄₄ O ₃	1,80
29	Álcoois	67,085	n-Tetracosanol-1	C ₂₄ H ₅₀ O	2,22
30	Alcanos	68,438	Eicosano	C ₂₀ H ₄₂	3,45
31	Alcenos	68,655	1-Nonadeceno	C ₁₉ H ₃₈	3,05
32	Cetonas	71,599	Oxacicloheptadec-8-en-2-ona, (8Z)-	C ₁₆ H ₂₈ O ₂	2,49
33	Alcanos	71,837	Eicosano	C ₂₀ H ₄₂	4,54
34	Alcenos	72,11	9-Hexacoseno	C ₂₆ H ₅₂	4,96
35	Alcanos	75,961	Eicosano	C ₂₀ H ₄₂	3,87

36	Alcenos	76,314	9-Tricoseno, (Z)-	$C_{23}H_{46}$	3,45
----	---------	--------	-------------------	----------------	------

Tabela A.14 – Produtos da pirólise do sistema RS75-T44 a 550 °C.

Pico	Grupo	Tempo de retenção (min)	Componentes	Fórmula	Área (%)
1	Alcenos	4,622	2-Buteno	C ₄ H ₈	1,97
2	Outros	4,741	Silano, metil-	CH ₆ Si	0,79
3	Hidrocarbonetos cíclicos	4,948	Ciclopropano, etil-	C ₅ H ₁₀	1,84
4	Alcenos	5,081	1,3-Pentadieno, (E)-	C ₅ H ₈	2,42
5	Hidrocarbonetos cíclicos	5,468	Ciclopropano, metilmetileno-	C ₅ H ₈	2,16
6	Cetonas	5,599	Acetona	C ₃ H ₆ O	2,27
7	Hidrocarbonetos cíclicos	5,726	Ciclopropano, propil-	C ₆ H ₁₂	3,15
8	Outros	6,153	Acetonitrila	C ₂ H ₃ N	1,13
9	Alcenos	7,49	1-Hepteno	C ₇ H ₁₄	1,03
10	Ácidos carboxílicos	9,93	Ácido acético	C ₂ H ₄ O ₂	1,45
11	Alcenos	10,725	1-Octeno	C ₈ H ₁₆	1,35
12	Cetonas	11,362	2-Propanona, 1-hidroxi-	C ₃ H ₆ O ₂	1,29
13	Aromáticos	11,563	Tolueno	C ₇ H ₈	1,86
14	Alcanos	15,219	Nonano	C ₉ H ₂₀	1,62
15	Alcenos	15,321	1-Noneno	C ₉ H ₁₈	1,26
16	Alcanos	20,423	Undecano	C ₁₁ H ₂₄	1,70
17	Alcenos	20,536	1-Deceno	C ₁₀ H ₂₀	1,40
18	Outros	21,637	Acetamida	C ₂ H ₅ NO	1,54

19	Alcanos	25,677	Undecano	$C_{11}H_{24}$	1,57
20	Hidrocarbonetos cíclicos	25,805	Ciclopropano, nonil-	$C_{12}H_{24}$	2,15
21	Alcanos	30,732	Dodecano	$C_{12}H_{26}$	2,02
22	Hidrocarbonetos cíclicos	30,872	Ciclopropano, nonil-	$C_{12}H_{24}$	2,43
23	Outros	32,107	Ácido fosfônico, (p-hidroxifenil)-	$C_6H_7O_4P$	2,19
24	Alcanos	35,521	Tridecano	$C_{13}H_{28}$	1,02
25	Alcenos	35,669	1-Trideceoe	$C_{13}H_{26}$	1,48
26	Fenólicos	36,162	p-Cresol	C_7H_8O	4,75
27	Alcanos	40,039	Tetradecano	$C_{14}H_{30}$	3,50
28	Alcenos	40,195	1-Tetradeceno	$C_{14}H_{28}$	1,70
29	Fenólicos	40,268	Fenol, 4-etil-	$C_8H_{10}O$	1,83
30	Alcanos	44,297	Pentadecano	$C_{15}H_{32}$	1,99
31	Alcenos	44,465	1-Pentadeceno	$C_{15}H_{30}$	1,94
32	Outros	46,813	Indol	C_8H_7N	2,07
33	Alcanos	48,327	Hexadecano	$C_{16}H_{34}$	1,61
34	Alcenos	48,503	1-Heptadeceno	$C_{17}H_{34}$	1,96
35	Alcanos	52,148	Heptadecano	$C_{17}H_{36}$	1,83
36	Alcenos	52,327	1-Heptadeceno	$C_{17}H_{34}$	1,16
37	Álcoois	52,52	9-Octadecen-1-ol, (Z)-	$C_{18}H_{36}O$	2,73
38	Alcanos	55,773	Octadecano	$C_{18}H_{38}$	1,83

39	Alcenos	55,96	1-Nonadeceno	C ₁₉ H ₃₈	1,41
40	Alcanos	59,226	Heneicosano	C ₂₁ H ₄₄	5,02
41	Álcoois	59,419	1-docosanol	C ₂₂ H ₄₆ O	1,73
42	Alcanos	62,517	Heneicosano	C ₂₁ H ₄₄	1,48
43	Álcoois	62,716	n-Tetracosanol-1	C ₂₄ H ₅₀ O	1,30
44	Hidrocarbonetos cíclicos	65,094	Oxacicloheptadec-8-en-2-ona, (8Z)-	C ₁₆ H ₂₈ O ₂	1,02
45	Hidrocarbonetos cíclicos	65,196	Oxacicloheptadec-8-en-2-ona, (8Z)-	C ₁₆ H ₂₈ O ₂	1,38
46	Alcanos	65,663	Heneicosano	C ₂₁ H ₄₄	1,00
47	Álcoois	65,866	n-Tetracosanol-1	C ₂₄ H ₅₀ O	1,32
48	Outros	66,071	Álcool oleico, trifluoroacetato	C ₂₀ H ₃₅ F ₃ O ₂	1,91
49	Alcanos	68,727	Tetracosano	C ₂₄ H ₅₀	0,84
50	Álcoois	68,96	n-Tetracosanol-1	C ₂₄ H ₅₀ O	0,91
51	Alcenos	69,19	1,37-Octatriacontadieno	C ₃₈ H ₇₄	1,49
52	Hidrocarbonetos cíclicos	71,944	(Z)-18-Octadec-9-enolida	C ₁₈ H ₃₂ O ₂	1,27
53	Alcanos	72,223	Tetratriacontano	C ₃₄ H ₇₀	0,95
54	Álcoois	72,507	n-Tetracosanol-1	C ₂₄ H ₅₀ O	2,58
55	Alcanos	76,479	Pentacosano	C ₂₅ H ₅₂	1,51
56	Outros	76,853	Docosil heptafluorobutirato	C ₂₆ H ₄₅ F ₇ O ₂	0,91
