



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CAMPUS ARARANGUÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENERGIA E SUSTENTABILIDADE

Sabrina Camera da Silva

Co-combustão de lodo de esgoto sanitário e carvão mineral: Avaliação da influência do percentual de mistura

Araranguá

2021

Sabrina Camera da Silva

Co-combustão de lodo de esgoto sanitário e carvão mineral: Avaliação da influência do percentual de mistura

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Energia e Sustentabilidade da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de Mestre em Energia e Sustentabilidade.
Orientadora: Prof^ª. Elise Sommer Watzko, Dr^ª.
Coorientadores: Prof^ª. Elaine Virmond, Dr^ª.;
Prof. Flavio Michels Bianchi; Me.

Araranguá

2021

Camera da Silva, Sabrina

Co-combustão de lodo de esgoto sanitário e carvão mineral: Avaliação da influência do percentual de mistura / Sabrina Camera da Silva ; orientadora, Elise Sommer Watzko, coorientadora, Elaine Virmond, coorientador, Flavio Michels Bianchi, 2021.

101 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Araranguá, Programa de Pós-Graduação em Energia e Sustentabilidade, Araranguá, 2021.

Inclui referências.

1. Energia e Sustentabilidade. 2. Co-combustão. 3. Lodo de esgoto sanitário. 4. Emissões atmosféricas. I. Sommer Watzko, Elise. II. Virmond, Elaine. III. Michels Bianchi, Flavio IV. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Energia e Sustentabilidade. V. Título.

Sabrina Camera da Silva

Co-combustão de lodo de esgoto sanitário e carvão mineral: avaliação da influência do percentual de mistura

O presente trabalho em nível de Mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Fernando Henrique Milanese, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. (a) Maria Luiza Sperb Indrusiak, Dra.
Pesquisadora Independente

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de mestre em Energia e Sustentabilidade.

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Prof.(a) Elise Sommer Watzko, Dra.
Orientador(a)

Araranguá, 2021

Para minha mãe Silvânia, que luta bravamente à espera do transplante de pulmão.

AGRADECIMENTOS

Ao final deste ciclo agradeço aos meus pais, Mauro e Silvânia, por todo incentivo recebido ao longo da minha trajetória acadêmica, sempre reforçando que a maior herança deixada aos filhos é a educação.

Às professoras Dra. Elise Sommer Watzko e Dra. Elaine Virmond, pela orientação e co-orientação, respectivamente, pelo estímulo, compreensão e por acreditarem na minha capacidade. Ao professor Me. Flavio Michels Bianchi, co-orientador, por ser incansável no suporte dos ensaios práticos.

Ao professor Dr. Jose Miguel Muller por todo auxílio e direcionamento para a realização das análises estatísticas.

À Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), pelo fornecimento da biomassa para a realização dos ensaios de combustão.

Aos queridos funcionários do Centro Tecnológico da SATC, Raiane da Cruz, George Clarke Bleyer, Vanessa Olivo e Pedro Rodrigo Silva Moura, que sempre estiveram dispostos a fornecer as condições de infraestrutura para a realização dos ensaios.

À UFSC Campus Araranguá, em especial ao Programa de Pós-Graduação em Energia e Sustentabilidade (PPGES), por me proporcionar mergulhar em temas tão relevantes para o desenvolvimento sustentável.

Ao Centro Tecnológico da SATC, na pessoa do Professor Dr. Thiago Fernandes de Aquino, por disponibilizar a estrutura de laboratórios para a realização desta pesquisa.

Aos colegas de jornada no PPGES, Maria Luiza, Solange Machado, Fernanda Szymanski, Rahisa Scussel e Vítor Savi, que fizeram os dias mais perseverantes.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio.

RESUMO

A produção de energia de forma sustentável corresponde a uma das principais preocupações no desenvolvimento da sociedade. O carvão mineral, fonte não renovável, é amplamente utilizado na geração de energia elétrica e térmica, entretanto, é um importante contribuinte para as emissões dos gases de efeito estufa. O lodo proveniente das estações de tratamento de esgoto oferece riscos ao meio ambiente por suas características patogênicas e presença de contaminantes, além do que quando descartados em aterros utiliza espaço e cria passivos ambientais. Neste contexto, o objetivo deste trabalho é demonstrar a influência do percentual de mistura de lodo de esgoto sanitário no comportamento da temperatura de combustão e no perfil das emissões durante a co-combustão com carvão mineral em leito fluidizado borbulhante. O lodo de esgoto sanitário utilizado é oriundo da estação de tratamento de esgoto localizada em Criciúma-SC e o carvão mineral das minas da região sul do estado de Santa Catarina, Brasil. A caracterização do lodo de esgoto sanitário e do carvão mineral foi realizada em termos de análise imediata e elementar, já a análise das emissões foi realizada com auxílio de analisador de gases da marca ECIL Chemist 600, o qual possibilitou a medição de gases O₂, CO, NO, SO₂ e CO₂ apresentados na condição referencial de oxigênio de 7%. O teor de carbono fixo do carvão mineral empregado apresentou valor superior ao do lodo de esgoto sanitário, e para a mistura de 50% carvão mineral e 50% lodo sanitário, foi de 23,52% de carbono fixo (base seca). Quanto aos percentuais de material volátil o lodo apresentou valores muito superiores ao carvão mineral, o Poder Calorífico Inferior também foi maior, 16.276 kJ/kg e 15.486 kJ/kg (base seca), para o lodo e o carvão, respectivamente. As temperaturas durante a combustão apontam pequena variação, 1,77 °C na região do leito e 0,62 °C na região de combustão, quando até 50% de lodo foi adicionado à mistura. Em relação às emissões atmosféricas, os níveis de CO₂ apresentaram redução com a adição de lodo sanitário à mistura, o que ocorreu também com SO₂. A adição de lodo de esgoto sanitário apresenta resultados promissores na co-combustão com carvão mineral.

Palavras-chave: Biomassa residual. Recuperação energética. Combustível fóssil. Leito fluidizado borbulhante. Emissões.

ABSTRACT

The sustainable production of energy is one of the main concerns in the development of society. Coal, a non-renewable source, is widely used in the generation of electrical and thermal energy, however, it is an important contributor to greenhouse gas emissions. The sludge coming from sewage treatment plants poses risks to the environment due to its pathogenic characteristics and presence of contaminants, in addition to which, when discarded in landfills, it uses space and creates environmental liabilities. In this context, the objective of this work is to demonstrate the influence of the percentage of sanitary sewage sludge mixture on the combustion temperature behavior and on the emission profile during co-combustion with mineral coal in a bubbling fluidized bed. The sanitary sewage sludge used in this study comes from the treatment plant located in Criciúma-SC and the coal from the mines in the southern region of the state of Santa Catarina, Brazil. The characterization of sewage sludge and coal was carried out in terms of immediate and elemental analysis, while the analysis of emissions was carried out with the aid of a gas analyzer ECIL Chemist 600, which enabled the measurement gases of O₂, CO, NO, SO₂ and CO₂ presented in the reference oxygen condition of 7%. The fixed carbon content of mineral coal used was higher than of the sanitary sewage sludge, and for the mixture of 50% mineral coal and 50% sanitary sludge was 23,52% of fixed carbon (dry base). As for the percentages of volatile material, the sludge presented values much higher than the mineral coal, the same occurred with the lower calorific value, which was 16.276 kJ/kg and 15.486 kJ/kg (dry base), for the sludge and the coal, respectively. The temperatures during combustion showed little variation, 1,77 °C in the bed region and 0,62 °C in the combustion region, when up to 50% of sludge was added to the mixture. Regarding atmospheric emissions, CO₂ levels were reduced with the addition of sanitary sludge to the mixture, which also occurred with SO₂. The addition of sewage sludge shows promising results in co-combustion with coal.

Palavras-chave: Residual biomass. Energy recovery. Fossil fuel. Bubbling fluidized bed. Emissions.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Tipos de carvão mineral e aplicações.	21
Figura 2 - Comparação de reservas comprovadas no planeta.	22
Figura 3 - Tipos de biomassas.	23
Figura 4 - Composição do lodo de esgoto sanitário.	25
Figura 5 - Regimes de fluidização.	40
Figura 6 - Redução da pressão em relação a velocidade superficial do fluido.	41
Figura 7- Fluxograma das etapas para realização da pesquisa.	50
Figura 8- Esquema simplificado da obtenção de lodo de esgoto sanitário.	53
Figura 9- Centrífuga e lodo de esgoto sanitário da ETE Santa Luzia, CASAN de Criciúma. .	54
Figura 10 - Lodo em processo de secagem em estufa.	55
Figura 11- Lodo de esgoto sanitário antes e após a secagem em estufa.	56
Figura 12 - Classificação de tamanho de partícula da amostra de lodo de esgoto sanitário. ...	56
Figura 13 - Classificação de Geldart.	59
Figura 14- Bancada de testes - leito fluidizado borbulhante.	63
Figura 15- Posição dos termopares.	64
Figura 16- Sistema para medição e análise dos gases de combustão.	66
Figura 17- Aparência visual dos combustíveis.	68
Figura 18- Curvas de perda de massa (TGA) e curvas de taxa perda de massa (DTG).	72
Figura 19- Aspecto visual das cinzas lodo de esgoto e carvão mineral.	73
Figura 20- Análise visual da fusibilidade das cinzas do lodo de esgoto sanitário.	75
Figura 21- Detalhe amostra a 950°C.	76
Figura 22 - Temperatura do leito (T3) em função do combustível.	77
Figura 23 - Temperatura da zona de combustão (T4) em função do combustível.	78
Figura 24- Temperatura de <i>freeboard</i> (T6) em função do combustível.	78
Figura 25 - Comportamento das emissões de CO ₂ em função do combustível.	80
Figura 26- Comportamento das emissões de CO em função do combustível.	81
Figura 27 - Comportamento das emissões de SO ₂ em função do combustível.	82
Figura 28 - Comportamento das emissões de NO _x em função do combustível.	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características dos carvões minerais.	30
Tabela 2 - Características de lodo de esgoto sanitário.	33
Tabela 3 – Características de cinzas de carvão mineral e lodo de esgoto sanitário.	36
Tabela 4 - Emissões atmosféricas segundo alguns estudos.	47
Tabela 5 - Limite de Emissões atmosféricas x Potência térmica.	48
Tabela 6 - Matriz do planejamento experimental para análise das emissões atmosféricas.	52
Tabela 7 - Matriz do planejamento experimental para análise das temperaturas.	52
Tabela 8- Propriedades do carvão mineral, lodo de esgoto sanitário e suas misturas.	69
Tabela 9- Resultado da análise de acompanhamento do lodo de esgoto sanitário.	69
Tabela 10- Resultados da análise de FRX das amostras de lodo de esgoto sanitário e carvão mineral.	74
Tabela 11- Perda ao fogo dos combustíveis.	76
Tabela 12- Compilado das temperaturas	79
Tabela 13- Comparativo das emissões atmosféricas e legislação.	84

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANEEL Agência Nacional de Energia Elétrica
IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
BGR Federal Institute for Geosciences and Natural Resources (Germany)
PCDD Dibenzodioxinas policloradas
PCB Bifenilos Policlorados
BP British Petroleum
CONAMA Conselho Nacional do Meio Ambiente
PCDF Dibenzo furanos policlorados
EPE Empresa de Pesquisa Energética
IEA International Energy Agency
MME Ministério de Minas e Energia
PCI Poder Calorífico Inferior
HPA Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
POPs Poluentes Orgânicos Persistentes
RSU Resíduos Sólidos Urbanos
SATC Associação Beneficente da Indústria Carbonífera de Santa Catarina
WtE Resíduos para Energia

LISTA DE SÍMBOLOS

ϕ Razão de equivalência

ΔT Diferença de temperatura

ρ_{pR} Massa específica real ou absoluta

ρ_{pA} Massa específica aparente

ε_p Relação entre a massa específica aparente e a real

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS	19
2.1	OBJETIVO GERAL	19
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3	ESTADO DA ARTE	20
3.1	CARVÃO MINERAL	20
3.2	BIOMASSA.....	22
3.2.1	Biomassa residual	24
3.3	PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DOS COMBUSTÍVEIS	27
3.4	COMBUSTÃO EM LEITO FLUIDIZADO BORBULHANTE.....	38
3.5	CO-COMBUSTÃO DE CARVÃO MINERAL E DE LODO DE ESGOTO SANITÁRIO.....	42
3.5.1	Estequiometria da combustão	43
3.5.2	Excesso de ar	44
3.6	EMISSÕES ATMOSFÉRICAS.....	45
3.6.1	Legislação	48
4	MATERIAI E MÉTODOS	50
4.1	ETAPA DE PREPARAÇÃO.....	51
4.1.1	Planejamento experimental	51
4.1.2	Produção das misturas combustíveis	53
4.1.3	Material do leito do combustor	57
4.1.4	Velocidade de mínima fluidização do leito	59
4.1.5	Determinação do excesso de ar	60
4.2	CARACTERIZAÇÃO DOS COMBUSTÍVEIS	60
4.2.1	Análise Imediata	60
4.2.2	Análise Elementar	61

4.2.3	Poder Calorífico	61
4.2.4	Caracterização das cinzas	62
4.3	EXPERIMENTOS	63
4.3.1	Combustor de leito fluidizado borbulhante	63
4.4	ANÁLISE DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS	65
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
5.1	PREPARAÇÃO DO COMBUSTOR DE LEITO FLUIDIZADO	67
5.1.1	Produção das misturas combustíveis	67
5.2	CARACTERIZAÇÃO DE LODO DE ESGOTO SANITÁRIO E CARVÃO MINERAL	68
5.2.1	Análise imediata, análise elementar e poder calorífico	69
5.2.2	Caracterização das cinzas	73
5.3	ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DO PERCENTUAL DE MISTURA DO LODO DE ESGOTO SANITÁRIO NO PERFIL DE TEMPERATURA.....	77
5.4	ANÁLISE DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS	79
5.4.1	Emissões de dióxido de carbono (CO₂)	79
5.4.2	Emissões de monóxido de carbono (CO)	80
5.4.3	Emissões de dióxido de enxofre (SO₂)	81
5.4.4	Emissões de óxidos de nitrogênio (NO_x)	82
5.4.5	Comparativo entre emissões e legislação	84
6	CONCLUSÃO	86
	REFERÊNCIA	89

1 INTRODUÇÃO

A preocupação com a sustentabilidade nunca foi tão debatida quanto na atualidade, principalmente pela preocupação com a finitude dos recursos energéticos e o aquecimento global.

Segundo a Comissão Mundial Sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (1991), o desenvolvimento sustentável é aquele que satisfaz as necessidades da atualidade sem comprometer a capacidade das futuras gerações de sanar suas necessidades.

Com base nesse conceito é possível perceber que a energia, independentemente de sua origem, é fundamental para o desenvolvimento atual e futuro da humanidade. Para que sua disponibilidade seja estendida é necessário um aproveitamento energético efetivo, principalmente quanto às fontes não renováveis.

A combustão do carvão mineral contribui para que boa parte da oferta de energia do planeta seja oriunda de fontes não renováveis. No Brasil o Balanço Energético Nacional de 2021 (ano base 2020) mostra que 51,6% da oferta interna de energia foi de fontes não renováveis, desse percentual 4,9% foi oriunda do carvão mineral (BRASIL, 2021). Referente à geração de energia elétrica no Brasil, dados da EPE (2019) apontam que em 2018 as fontes não renováveis contribuíram com percentual de 15,6%, merecendo atenção.

O consumo global de carvão mineral caiu 4% no ano de 2020, o declínio ocorreu principalmente nos primeiros meses do ano, devido aos preços competitivos do gás e bloqueios relacionados à Covid na China. No terceiro trimestre os bloqueios foram reduzidos, possibilitando a recuperação das economias e refletindo no aumento do consumo do carvão mineral. No quarto trimestre o uso de carvão foi 3,5% superior ao mesmo período de 2019, demonstrando a importância de discussões referente a redução de CO₂, em que o carvão mineral é a maior fonte de emissões globais (IEA, 2021).

O maior consumidor mundial de carvão mineral em 2019 foi a China, seguida da Índia. No entanto, os estudos e previsões do IEA, apontam que os Estados Unidos e a União Europeia apresentarão redução progressiva entre os anos 2021 e 2024 na participação do carvão no fornecimento de energia elétrica, estimulada pelos esforços de descarbonização do setor elétrico (IEA, 2020).

O carvão mineral pode ser extraído de minas a céu aberto ou subterrâneas. Inúmeras minas de décadas passadas do sul do Brasil, exploradas em um período onde pouco se preocupava com os danos ambientais, deixaram uma herança de grande degradação.

Atualmente, medidas de proteção ambiental são muito mais significativas e obrigatórias, contudo, o carvão mineral continua sendo uma das fontes de energia mais agressivas ao meio ambiente, não só na etapa de extração como também na de utilização por meio das emissões atmosféricas de gases do efeito estufa (SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL, 2020).

A restrição primordial quanto à utilização do carvão mineral é o elevado impacto socioambiental provocado em todas as etapas da produção, como por exemplo, a formação de pirita que pode contribuir com a formação de drenagem ácida que pode impactar solos e aquíferos.

Apesar de todos os problemas associados, o carvão mineral é indiscutivelmente uma importante fonte de energia devido à disponibilidade de enormes reservas espalhadas no mundo, podendo contribuir para o aumento das taxas de eletrificação nos países em desenvolvimento, auxiliando na redução dos níveis de pobreza e melhoria da qualidade de vida. Além disso, é essencial para produção de coque metalúrgico, também é amplamente utilizado como matéria-prima para diversos processos industriais (MME, 2007; ISO, 2018). Entretanto, a combustão simples pode apresentar problemas, como grande geração de cinzas pesadas e volantes, as quais são descartadas em aterros caso não sejam aproveitadas para outros fins, como na indústria cimenteira.

As emissões atmosféricas, todavia, apontadas como limitantes no uso energético do carvão mineral, podem ser amenizadas com a utilização de tecnologias limpas para controle e tratamento das emissões atmosféricas. O controle de NO_x é possível pelo emprego de métodos catalíticos. Já o controle da emissão de partículas pode ter como base precipitadores eletrostáticos e filtros de mangas. A dessulfuração pode ser feita com uso de calcário úmido ou sistema de cal úmido aprimorado com magnésio, por exemplo.

Em contraponto com o carvão mineral, entre diversos combustíveis renováveis disponíveis, o lodo de esgoto sanitário é uma biomassa residual originada do tratamento de efluente urbano que pode ser empregado como combustível alternativo e renovável, em mistura com o carvão mineral, de forma complementar no auxílio à mitigação dos efeitos da combustão do carvão mineral (RUBIN et al., 1997).

Segundo Langer et al. (2020), o descarte de lodo de esgoto e a busca por recursos não-sazonais de bioenergia são geralmente considerados problemas-chave em muitos países em desenvolvimento. Contudo, uma considerável parcela de energia renovável pode ser recuperada a partir da sua combustão.

O lodo é um subproduto inevitável da estação de tratamento de efluente municipal, em diversos países é uma questão importantíssima devido ao seu volume crescente e aos impactos ambientais associados ao seu descarte (SYED-HASSAN et al., 2017). É produzido nas estações de águas residuais urbanas, por vezes é enriquecido com metais pesados, microorganismos patogênicos e poluentes orgânicos (SYED-HASSAN et al., 2017; ZHANG et al., 2017). Pode ser transformado em um biossólido para uso na agricultura, porém, para isso, requer processamento extra.

No final dos anos 90 o lodo sanitário já era o maior em volume entre os subprodutos dos tratamentos de águas residuais, sendo o seu processamento e descarte um dos problemas ambientais mais complexos. As saídas de eliminação que existem são reciclagem como fertilizantes, disposição em aterro, lançamento no mar (não recomendada) e incineração, o que implica que a adição sem controle de lodo na terra agrícola pode aumentar a concentração de metais pesados (WERTHER; OGADA, 1999).

Nos objetivos da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305/2010) é demonstrada a preocupação quanto a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. No que se refere às tecnologias visando à recuperação energética dos resíduos sólidos urbanos, a Política Nacional de Resíduos Sólidos deixa aberta a possibilidade de desenvolvimento desde que comprovada sua viabilidade técnica e ambiental e com a implantação de programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos aprovado pelo órgão ambiental (BRASIL, 2010).

Dados do IBGE (2017) mostram que 1.002.281 m³/dia de esgoto são tratados no estado do Paraná, 358.247 m³/dia no Rio Grande do Sul e 264.150 m³/dia no estado de Santa Catarina.

Para que a combustão combinada com carvão mineral seja viável a longo prazo, é necessário que exista oferta do material a ser co-queimado, o que é o caso do lodo, pois segundo o último Diagnóstico de Serviços de Água e Esgoto no ano de 2018, ocorreu um crescimento nos sistemas de esgotos brasileiros, na comparação com o ano de 2017, sendo detectadas 1,3 milhões de novas ligações na rede de esgotos, crescimento de 4,2%. No que diz respeito ao tratamento dos esgotos, o índice médio do país chega a 46,3% para a estimativa dos esgotos gerados e 74,5% para os esgotos que são coletados. O volume de esgotos tratados foi de 4,18 bilhões de m³ no ano de 2017 e 4,3 bilhões de m³ em 2018, o que significa um incremento de 2,9% (BRASIL, 2019b).

É importante ressaltar que a Lei 14.026 de julho de 2020 que atualiza marco legal do saneamento básico traz como meta garantir que 90% da população brasileira tenha acesso a coleta e tratamento de esgoto até o ano de 2033 (BRASIL, 2020b).

A disposição de lodo de esgoto em aterro requer grandes áreas de terra, as quais estão em decrescente disponibilidade, além de não prover a utilização de resíduos e eliminação completa de patógenos. Já na incineração de lodo é possível reduzir o volume em cerca de 70-90%, diminuir odor, destruir patógenos e poluentes orgânicos, recuperar energia, além de existir a possibilidade de utilização das cinzas de variadas maneiras. Com base nessas vantagens é possível afirmar que a incineração pode ser mais benéfica do que outros métodos (LU et al., 2013; KIJO-KLECZKOWSKA et al., 2016; SILVA FILHO et al., 2019).

A grande desvantagem que restringe o desenvolvimento da combustão do lodo de esgoto sanitário são as emissões atmosféricas, porém são poucos os estudos que se concentram no controle dos gases de combustão (LU et al., 2013). Além disso, o alto teor de umidade proveniente do processamento do lodo sanitário nas estações de tratamento pode também ser apontada como uma restrição para sua utilização energética, pois há necessidade de utilização de energia térmica para realizar a secagem.

A preocupação com questões sociais e de meio ambiente impulsionam a necessidade de análises detalhadas da combustão do carvão mineral, importante fonte de energia, necessária para compor a matriz energética mundial, e meios de aproveitamento do lodo sanitário, o qual, se não descartado de forma correta, pode apresentar riscos à saúde e em outros casos sobrecarga de aterros sanitários. O uso de biomassa ou resíduos sólidos em conjunto com um combustível básico, na co-combustão, é uma maneira simples e economicamente viável de substituir combustíveis não renováveis por biomassa e recuperar energia de resíduos (LECKNER, 2007).

As cinzas geradas no processo de combustão podem ser utilizadas, segundo Fontes et al. (2016), na produção de concreto, na qual as cinzas atuam reduzindo ação de agentes externos agressivos, o que contribui para melhorias nas propriedades de durabilidade e consequente aumento da vida útil do concreto.

As legislações vigentes no país não tratam de forma específica da utilização do lodo de esgoto sanitário para fins energéticos por meio de combustão ou co-combustão, não possuindo dessa forma limites específicos para as emissões atmosféricas provenientes desses processos.

De acordo com a revisão do estado da arte realizada nesta pesquisa, existem estudos sobre a queima do lodo, porém, há uma lacuna na questão da queima combinada entre lodo de esgoto sanitário com carvão mineral, a qual esse trabalho pretende diminuir.

Buscar parâmetros que viabilizem a co-combustão entre carvão mineral e lodo de esgoto sanitário em leito fluidizado possibilitará a aplicação dessa tecnologia para o uso mais sustentável de um recurso findável e a valorização energética de um resíduo atualmente descartado.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a influência do percentual de mistura de lodo de esgoto sanitário no comportamento da co-combustão com carvão mineral em leito fluidizado borbulhante e o perfil das emissões atmosféricas resultantes.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar os combustíveis carvão mineral e o lodo de esgoto sanitário e determinar a composição química de suas cinzas;
- Realizar ensaios de co-combustão em leito fluidizado borbulhante e verificar a influência de diferentes percentuais de mistura de carvão mineral e lodo sanitário nas emissões atmosféricas;
- Comparar os valores das concentrações dos componentes gasosos (CO, NO_x, SO₂ e CO₂) emitidos ao longo da combustão com os limites estabelecidos na legislação vigente;
- Analisar as temperaturas geradas durante a combustão das combinações de carvão mineral e lodo de esgoto sanitário.

3 ESTADO DA ARTE

3.1 CARVÃO MINERAL

Fonte de energia não renovável e de origem fóssil, o carvão mineral é uma rocha sedimentar que apresenta características atrativas na utilização como fonte de energia.

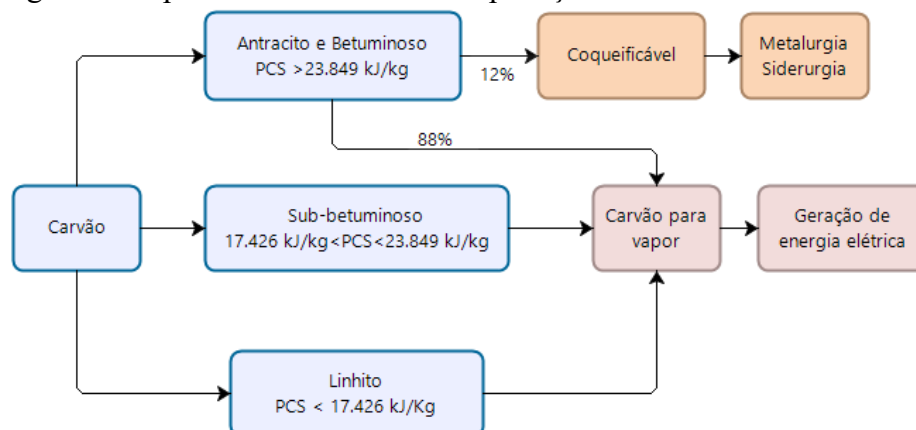
O carvão mineral tem sua origem na decomposição da matéria orgânica de restos de vegetação, durante milhões de anos, submetidos a condições de pressão e temperaturas específicas e protegido da ação do oxigênio do ar. Possui em sua composição carbono, oxigênio, nitrogênio, enxofre, elementos rochosos e minerais (ANEEL, 2008; SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL, 2020; WORLD COAL ASSOCIATION, 2020).

Segundo a ISO (2018) o carvão mineral é uma rocha sedimentar carbonácea derivada de restos de plantas com teor mineral associado correspondente a um teor de cinzas menor ou igual a 50% em base seca.

Para o MME (2007) são considerados carvões de boa qualidade aqueles que apresentam, em geral, baixos teores de cinzas e enxofre e poder calorífico superior a 23.012 kJ/kg. O carvão mineral existente no Brasil não é considerado de boa qualidade em termos energéticos, já países como Austrália, África do Sul, Colômbia e Estados Unidos possuem carvões com as características descritas acima.

As térmicas brasileiras aplicam tecnologia que permite, mesmo com o carvão mineral considerado de baixa qualidade, gerar energia de forma satisfatória. A aplicação do carvão mineral depende da sua qualidade, que está relacionada com a natureza da matéria vegetal que o deu origem, do clima e localização geográfica na época da formação (SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL, 2020). Os tipos de carvão mineral e suas aplicações podem ser vistos na Figura 1.

Figura 1 - Tipos de carvão mineral e aplicações.



Fonte: Adaptado de MME (2006)

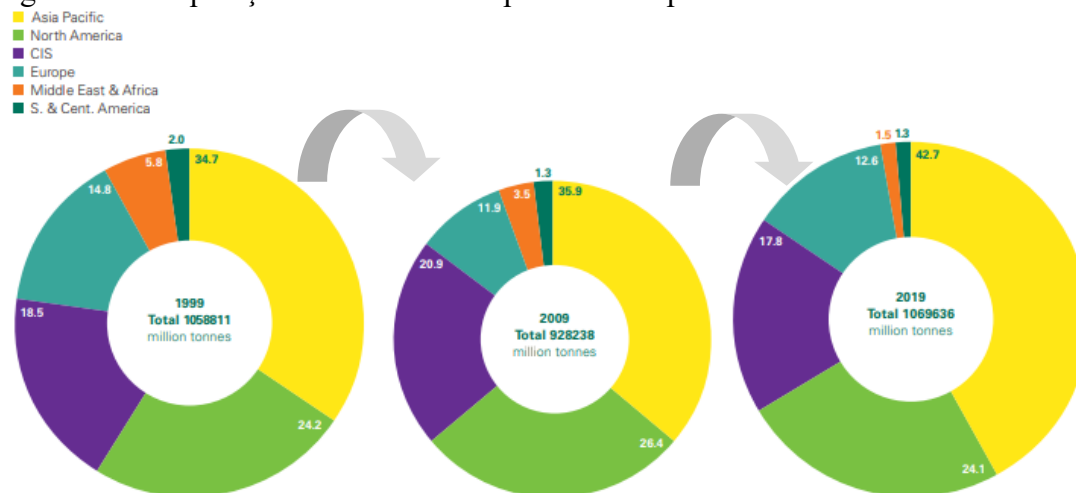
O teor de carbono é a propriedade que, do ponto de vista químico, caracteriza o carvão mineral, que normalmente é alto variando entre 55 e 95%. Com base nesses dados é que se classifica os carvões mais ou menos ricos em carbono: turfa, linhito, betuminoso (hulha) e antracito. Esses tipos de carvão mineral traduzem o grau de evolução (*rank*) do processo de transformação da matéria vegetal, ou seja, o grau de carbonificação. Além do *rank*, é também importante na classificação dos carvões, o *grade*, que relaciona a matéria orgânica e a matéria inorgânica na camada (SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL, 2020).

Quanto às reservas mundiais de carvão mineral é possível considerar que as reservas aferidas são enormes, 847,5 bilhões de toneladas, suficiente para atender a atual produção por cerca de 130 anos. Dentre os países que possuem reservas significativas destacam-se a Rússia, China e Estados Unidos (SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL, 2020).

O Brasil ocupa o 10º lugar em termos de reservas, com 1% do total mundial. As reservas existentes são de turfa, linhito e betuminoso. São 32 bilhões de toneladas de carvão betuminoso, quase a totalidade no estado do Rio Grande do Sul (89,25%), seguido por Santa Catarina (10,41%) e o restante distribuído entre Paraná e São Paulo (SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL, 2020). Tratando-se de produção de carvão mineral bruto (ROM), segundo o Sindicato da Indústria de Extração de Carvão do Estado de Santa Catarina (SIECESC, 2020), o estado de Santa Catarina foi o maior produtor no ano de 2020 com 5,6 milhões de toneladas, superando o Rio Grande do Sul com 3,4 milhões de toneladas, que possui as maiores reservas.

A Figura 2 demonstra o comparativo entre as reservas provadas no mundo nos anos de 1999, 2009 e 2019. É possível perceber que há um aumento no ano de 2019 em relação ao ano de 2009.

Figura 2 - Comparação de reservas comprovadas no planeta.



Fonte: Adaptado de BP (2020)

Segundo a *World Coal Association* (2020), o carvão mineral é mais abundante que o gás e o petróleo. Suas reservas no mundo no ano de 2018 correspondiam a 132 anos de produção. Além do uso para geração de eletricidade, o carvão mineral é importante na produção de aço e é empregado em outras áreas da indústria. Porém a Agência Internacional de Energia, do inglês *International Energy Association* - IEA (2019) alerta que, mesmo com a disponibilidade de carvão mineral, há um potencial de queda no consumo para geração de energia, impulsionado principalmente pelas políticas climáticas. Em longo prazo, a China é o país que determinará as tendências globais do carvão mineral até o ano de 2024, por representar a metade do consumo mundial de carvão mineral.

Um pouco antagonista ao exposto pela IEA (2019) o *Federal Institute for Geosciences and Natural Resources* - BGR (2018) acredita que a demanda por carvão mineral perdurará de forma constante em médio prazo. Segundo o Plano Decenal de Expansão de Energia, em 2030 aproximadamente 4,5% do consumo final de energia no Brasil será do carvão mineral, se mantendo praticamente constante se comparado ao ano de 2019 (4,7%) (EPE, 2021).

Conforme apresentado, no Brasil o carvão mineral desempenha papel importante na oferta interna de energia, tendo suas maiores reservas nos estados do sul do país. O Rio Grande do Sul se destaca perante os demais estados.

3.2 BIOMASSA

Segundo a ANEEL (2008), a biomassa é uma das fontes com melhor potencial de crescimento na geração de energia. É uma alternativa fundamental para diversificar a matriz

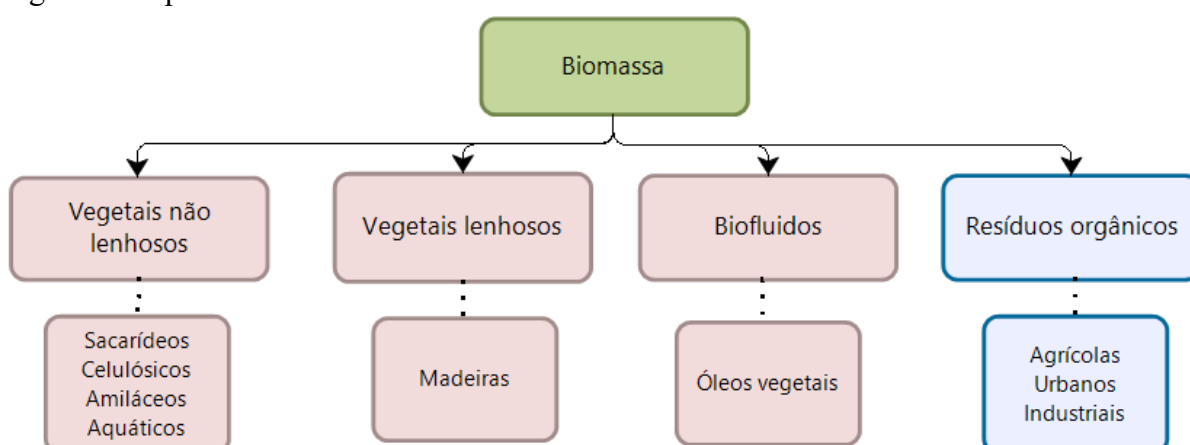
energética mundial e reduziu a subordinação aos combustíveis fósseis. Pode ser classificada como florestal, agrícola e rejeitos urbanos e industriais. A energia derivada depende tanto da matéria-prima utilizada quanto da tecnologia para obter a energia.

A biomassa, em termos energéticos é uma fonte primária de energia, não fóssil e consiste em toda a matéria orgânica que pode ser utilizada para angariar energia, seja ela térmica, mecânica ou elétrica (VIRMOND, 2007; ANEEL, 2008; BRASIL, 2020a). A origem da biomassa, segundo Cortez, Lora e Gómes (2008), está relacionada com os resíduos sólidos, sejam eles animais, industriais, vegetais e florestais. Para fins energéticos, engloba o uso desses resíduos como uma fonte alternativa de energia.

O crescente avanço tecnológico na indústria, flutuações dos preços dos combustíveis fósseis e exigências ambientais mais rígidas, faz com que os países com consumo de energia mais significativo invistam em pesquisa para converter fontes sustentáveis de biomassa em energia (KOOK et al., 2016). Segundo Lora e Venturini (2012), quanto ao uso para fins energéticos, é possível classificar a biomassa em relação à utilização de resíduos em primários (resíduos agrícolas e florestais), secundários (indústria madeireira, resíduos de processamento de alimentos, da produção de carvão vegetal, da criação de animais, etc.) e terciários (oriunda do consumo de alimentos e materiais).

Os tipos de biomassa, quanto a sua origem, são apresentados de forma sistemática na Figura 3. A biomassa que será avaliada é a proveniente de resíduos orgânicos urbanos.

Figura 3 - Tipos de biomassas.



Fonte: Adaptado de Cortez, Lora e Gómes (2008) *apud* Ministério de Minas e Energia (1982)

Para Nunes, Causer e Ciolkosz (2020) a biomassa tem se tornado cada dia mais importante como fonte de energia alternativa renovável. Já Sherwood (2020), cita que a

biomassa é muito significativa no que se refere à economia circular em termos de materiais e fornecimento de energia.

Os pesquisadores Cortez, Lora e Gómes (2008) e Virmond et al. (2013) reconhecem que a biomassa apresenta grandes variações nas suas propriedades físicas e químicas.

A origem e o processo de elaboração que antecede a conversão térmica da biomassa influenciam nas suas características. As propriedades podem definir se uma biomassa é ou não adequada para determinadas aplicações, por razões técnicas e ambientais (VIRMOND et al., 2013). A tendência mundial por práticas mais sustentáveis tem exigido a busca por destinos mais aproveitáveis dos resíduos, principalmente em termos energéticos como biomassa.

Os combustíveis como madeira, palha, lodo de esgoto sanitário, casca, farinha de ossos são denominados biomassa, apesar de não incluírem apenas componentes naturais (PRONOBIS, 2006).

3.2.1 Biomassa residual

É possível afirmar que a principal fonte para gerar energia da biomassa está nos resíduos, onde sua natureza compreende materiais orgânicos e não orgânicos, se a origem for os resíduos sólidos urbanos (RSU) (CORTEZ; LORA; GÓMES, 2008).

A percepção que os recursos terrestres estão em crescente escassez traz o conceito de *waste to energy (WtE)*, ou em tradução literal do lixo à energia, como uma alternativa para a valorização e gerenciamento de RSU. A conversão térmica do RSU além de reduzir a utilização de áreas urbanas para esse fim, também pode gerar energia para as comunidades dos arredores (ISLAM, 2018).

A União Europeia (2008) enfatiza a importância de incentivar a valorização dos resíduos e a utilização dos materiais resultantes dessa valorização, com o objetivo de preservar os recursos naturais. Nesta esfera, o conceito de valorização é tratado como qualquer operação cujo resultado principal seja a transformação dos resíduos de modo a servirem um fim útil, substituindo outros materiais. Como exemplo de valorização está a utilização do resíduo como combustível ou outro meio de produção energética.

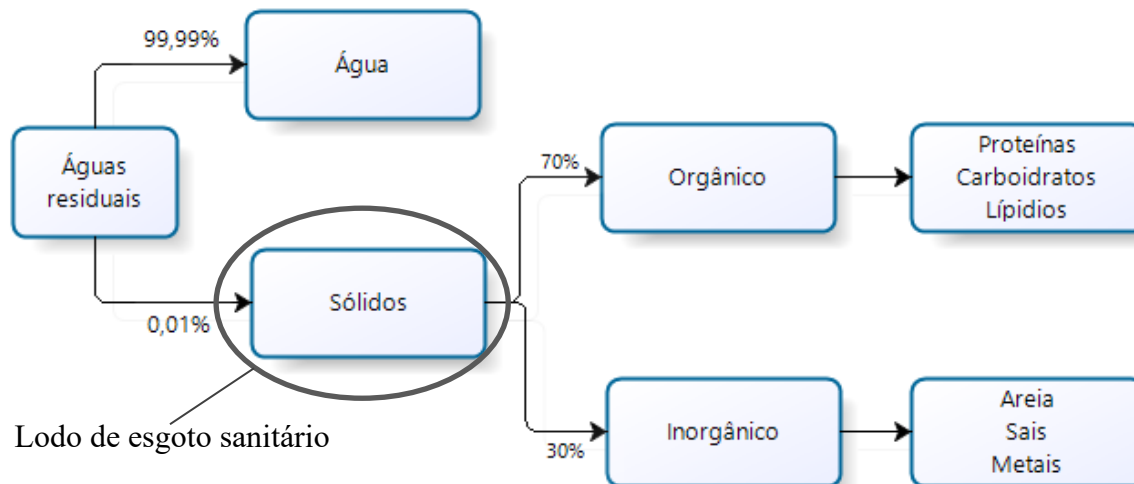
Para Savi (2019) os esgotos sanitários oferecem biomassa residual que pode ser empregada na produção de biocombustível e bioenergia, com destaque para o biogás e sua conversão em energia elétrica em Estações de Tratamento de Esgoto.

Na esfera da biomassa residual, segundo o Conama (2006), o esgoto sanitário, caracterizado como um líquido formado de esgotos domésticos, água de infiltração e pluvial parasitária, origina durante o seu tratamento o resíduo lodo de esgoto sanitário. Este resíduo sólido é pouco explorado para fins energéticos. O lodo de esgoto sanitário é a parte sólida a qual é separada da parte líquida através do processo de decantação, centrifugação ou outro método de desaguamento e posteriormente é enviado para aterro sanitário. De forma geral, apresenta características como alto teor de material volátil, quando comparado com combustíveis como o carvão mineral (LI et al., 2009).

Para a empresa Allonda Ambiental (2019) o lodo é um sedimento gerado em processos industriais ou no tratamento de água de esgoto. É um efluente industrial ou sanitário, composto majoritariamente por água, onde a parte sólida pode ser orgânica ou inorgânica.

Segundo Bettiol e Camargo (2006 *apud* MELO e MARQUES, 2000), as características químicas e biológicas dos lodos de esgotos são variadas, porém em termos percentuais são compostos por 99,9% de água e 0,01% de sólidos. Do total destes sólidos, de modo geral, 70% são orgânicos e 30% inorgânicos, conforme Figura 4.

Figura 4 - Composição do lodo de esgoto sanitário.



Fonte: Adaptado de Bettiol e Camargo (2006 *apud* MELO e MARQUES, 2000)

Ainda dentro da fração sólida, Batista (2015) e Asik et al. (2015) destacam que na fração orgânica também podem ser encontrados óleos e graxas, nas demais frações pode existir compostos não biodegradáveis, organismos patogênicos e, em determinados casos, metais pesados.

A produção de lodo de esgoto sanitário é uma característica intrínseca dos processos de tratamento de esgotos e apresenta tendência ao crescimento no mínimo proporcional ao

crescimento da população humana e a solução para sua disposição é uma medida que se impõe com urgência. É uma fonte potencial de riscos à saúde e ao meio ambiente, que pode conter metais pesados, compostos orgânicos persistentes e patógenos em concentrações capazes de trazer danos à saúde e ao meio ambiente. Para a aplicação na agricultura o lodo deve atender requisitos estabelecidos por lei, dentre eles a redução de patógenos e da atratividade de vetores, atendimento de parâmetros como Enxofre, Níquel, Chumbo, etc. (CONAMA, 2006).

A disposição dos resíduos sólidos urbanos, dentre eles o lodo de esgoto sanitário, gerado durante o tratamento de esgoto é um dos maiores passivos ambientais. Além do mais, é inevitável o crescimento de sua produção, uma vez que existe um anseio por políticas públicas que busquem o aumento da coleta e tratamento de resíduos urbanos. Segundo Batista (2015, *apud* CAMPOS, 2000), de maneira geral, pode ser estimada uma produção diária correspondente a 20 a 35 g de sólidos secos nos processos de tratamento aeróbicos, entre 3 a 15 g de sólidos secos para os processos anaeróbios.

O lodo de esgoto sanitário é um problema ambiental devido à variedade de substâncias perigosas, como metais pesados (variando de menos de 1 ppm a mais de 1.000 ppm) e poluentes, e também econômico graças ao alto custo do tratamento e destinação, representando cerca de 35 a 50% do custo (VELDEN et al., 2008).

Em conformidade com Velden et al. (2008), a pesquisadora da Embrapa Meio Ambiente, Pires (2020) relata que no Brasil a principal forma de disposição do lodo é o aterro sanitário, o que representa um custo que pode chegar a 50% do custo operacional da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE), além de agravar o problema de manejo do resíduo urbano e expressivo volume ocupado nos aterros. Em países da Europa e América do Norte, a incineração do lodo é mais difundida. Sendo que Pires (2020) a indica como sendo uma boa opção sob o ponto de vista econômico e ambiental a adição do lodo em solo.

Bettiol e Camargo (2006) destacam que o uso do lodo de esgoto sanitário no solo, pode trazer benefícios como a incorporação de macronutrientes (nitrogênio e fósforo) e de micronutrientes (zinco, cobre, ferro e molibdênio), além de auxiliar na retenção de água em solos arenosos e na permeabilização e infiltração de solos argilosos. No entanto, o autor chama a atenção para as desvantagens do uso do lodo de esgoto sanitário na agricultura, como agentes patogênicos ao homem, os quais não foram totalmente explorados e devem ser ponderados.

Em tempos de Coronavírus, pandemia que ocorre no momento em que este trabalho é desenvolvido, o pouco que se sabe, segundo Ruprecht (2020), é que o vírus infecta o intestino e é liberada uma quantidade extremamente grande de partículas infecciosas nas fezes. O

trabalho sobre o assunto, de Lai et al. (2020), um relatório demonstrou a presença de SARS-CoV-2 nas fezes de pacientes, porém ainda não está claro se há transmissão pela via fecal, se a aplicação de lodo de esgoto sanitário em solo deve ser tratado com cautela.

Além do mais, há a possibilidade de sobrevivência do SARS-CoV-2 fora do corpo humano durante o tratamento de águas residuais e no ambiente aquático, podendo trazer riscos à saúde (FARKAS et al., 2020). Este fator merece atenção principalmente pelos efeitos patogênicos cíclicos que o vírus pode conter.

Segundo Ducoli et al. (2021), tendo em vista os resultados relatando a presença do vírus SARS-CoV-2 em lodo de esgoto sanitário, a possibilidade de sua difusão no meio ambiente é preocupante. Em cidades com grande densidade demográfica a situação pode ser crítica, uma vez que são as maiores fontes de lodo de esgoto sanitário. Nesse quadro a difundida prática de reaproveitamento desses resíduos na agricultura está em revisão. Neste contexto, a queima pode ser uma alternativa valiosa para gerenciar lodo de esgoto sanitário durante a pandemia. Com efeito, devido ao tratamento térmico, a destruição de micropoluentes orgânicos e patógenos, eventualmente presentes nos resíduos, é garantida.

A combustão do lodo de esgoto sanitário poderá auxiliar na redução de mais essa possível forma de contaminação do vírus SARS-CoV-2 causador do COVID-19, responsável, segundo o Ministério da Saúde (2021), por cerca de 611.283 mortes no Brasil até o dia 14 de novembro de 2021.

As tecnologias de processamento e transformação de energia aplicada à biomassa no mundo apresentam duas limitações importantes: a eficiência energética da cadeia produtiva e o custo da biomassa (CORTEZ; LORA; GÓMES, 2008). Ao tratar do lodo de esgoto sanitário há a preocupação e necessidade de análise e testes quanto à combustão desse material com o maior percentual de umidade. No requisito custo o lodo de esgoto sanitário apresenta vantagem por ser um resíduo disponível de forma contínua e que geralmente é descartado.

3.3 PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DOS COMBUSTÍVEIS

O estado físico do combustível é indispensável para determinar o mecanismo de utilização e o equipamento necessário à combustão. Os combustíveis podem ser classificados originalmente em três grupos: sólidos, líquidos e gasosos (HILSDORF et al., 2004). As análises imediata e elementar são essenciais para averiguar a aplicabilidade de um material sólido como

combustível, podendo apresentar indicativos de seu comportamento durante o processo de combustão.

Segundo Cortez, Lora e Gómes (2008), para verificar se um combustível está sendo utilizado em sua plena capacidade, é necessário primeiramente conhecer as suas características químicas e térmicas. Essas características são conhecidas como composição elementar, poder calorífico e composição imediata. Além das análises essenciais outras também podem ser realizadas como a presença de cloro, metais, Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs), Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA), Bifenilos Policlorados (PCB), Dibenzodioxinas policloradas (PCDD) e Dibenzofuranos Policlorados (PCDF).

A análise imediata é constituída pela análise do teor de cinzas, umidade, material volátil e carbono fixo. O conteúdo em porcentagem de massa de carbono, hidrogênio, enxofre, oxigênio e nitrogênio caracterizam a composição elementar de uma amostra. Pode ser considerado o requisito técnico mais importante do combustível e constitui a base para entender os processos de combustão, como cálculo dos volumes de ar, entalpia, gases e poder calorífico (CORTEZ; LORA; GÓMES, 2008).

Segundo Hilsdorf et al. (2004), nos combustíveis sólidos as cinzas são os resíduos sólidos da combustão, formadas pelo resíduo inorgânico que se conserva após a combustão e não possuem a mesma composição química do combustível de origem. Cinzas com baixo ponto de fusão podem fundir e combinar-se com o material do combustor, assim como cinzas com ponto de fusão mais alto podem auxiliar na proteção do aço da fornalha.

A remoção da umidade é importante, pois reduz custos quanto ao manuseio e transporte, além do que o processo de combustão só é possível após a remoção suficiente de água. É necessário que o lodo de esgoto tenha pelo menos de 28 a 33% de sólidos para que possa ser queimado sozinho, sem a necessidade de um combustível auxiliar (BATISTELLA et al., 2015).

Quanto ao percentual de voláteis ele determina a reatividade do combustível, segundo Cortez, Lora e Gomes (2008), desempenhando papel importante durante a ignição e etapas iniciais da combustão.

Para Languer et al. (2020), a composição elementar do lodo de esgoto sanitário é muito importante para a análise de possíveis emissões de poluentes.

Na Tabela 1 e na Tabela 2 foram sintetizados alguns dos estudos encontrados no estado da arte, os quais apresentam as caracterizações de carvões minerais e lodo de esgoto sanitário em diferentes países. Os dados são apresentados em base seca, exceto a umidade.

Na Tabela 3 são apresentadas algumas caracterizações de cinzas de carvão mineral e lodo de esgoto sanitário, obtidas dos estudos os autores indicados em cada coluna.

Tabela 1 - Características dos carvões minerais.

(continua)

Estudo	Jia, Tan e Anthony (2010)	Jia, Tan e Anthony (2010)	Zhang et al. (2015)	Lupiáñez et al. (2016)	MME (2007 apud Carvalho, 2005)	Linhares et al. (2016)
Carvão mineral						
Origem	Oriental	Estados Unidos	China	Espanha	Brasil	Brasil
Tipo	Betuminoso	Betuminoso	Betuminoso	Linhito	Linhito	*
<i>Análise imediata</i>						
Cinzas (W)	8,86%	11,31%	20,65%	30,30%	40-62%	*
Umidade (U)	1,08%	2,01%	4,66%	13,57%	*	17,10%
Material volátil (MV)	35,78%	37,35%	26,61%	25,72%	*	23,10%
Carbono fixo (CF)	55,56%	51,34%	48,08%	30,41%	22%	22%
<i>Análise elementar</i>						
Enxofre (S)	*	*	0,31%	6,65%	0,5-7,8%	*
Carbono (C)	77,81%	74,05%	62,29%	40,53%	*	*
Hidrogênio (H)	5,05%	5,06%	3,90%	3,18%	*	*
Nitrogênio (N)	*		1,02%	0,28%	*	*
Oxigênio (O)	6,04%	6,40%	7,17%	*	*	*
Cloro (Cl)	*	*	0,04%	*	*	*
<i>Poder calorífico</i>						
Superior (PCS) kJ/kg	*	*	24.577	*	*	*
Inferior (PCI) kJ/kg	*	*	*	*	*	*

(continuação)

Estudo	Jin, Li e Liu (2014)	Stelmach e Wasielewski (2008)	Kijo-Kleczkowska et al. (2016)	Akdağ et al. (2018)	Ahn et al. (2020)	Lopes et al. (2003)
Carvão mineral						
Origem	*	Polônia	Polônia	Turquia	China	Estados Unidos
Tipo	*	*	Linhito	Linhito	Sub betuminoso	Betuminoso
<i>Análise imediata</i>						
Cinzas (W)	7,20%	17,90%	22,40%	17,20%	2,90%	7,50%
Umidade (U)	9,00%	9,80%	13,30%	4,30%	*	1,60%
Material volátil (MV)	59,30%	34,36%	39,10%	29,30%	47,30%	37,80%
Carbono fixo (CF)	*	47,74%	*	53,50%	49,80%	54,70%
<i>Análise elementar</i>						
Enxofre (S)	1,00%	0,47%	0,96%	0,55%	0,10%	2,15%
Carbono (C)	52,00%	67,05%	41,40%	63,80%	76,70%	79,10%
Hidrogênio (H)	3,00%	4,73%	3,00%	3,65%	4,90%	5,00%
Nitrogênio (N)	1,00%	1,46%	0,60%	1,88%	1,00%	1,80%
Oxigênio (O)	18,00%	8,28%	18,40%	12,94%	17,20%	*
Cloro (Cl)	*	0,05%	*	*		0,06
<i>Poder calorífico</i>						
Superior (PCS) kJ/kg	29.999	*	*	*	23.305	*
Inferior (PCI) kJ/kg	*	*	17.334	*		30.978

(conclusão)

Estudo	Depoi et al. (2008)	Depoi et al. (2008)	Depoi et al. (2008)	Depoi et al. (2008)	Depoi et al. (2008)	Depoi et al. (2008)
Carvão mineral						
Origem	Charqueadas-RS, Brasil	Candiota-RS, Brasil	São Gerônimo-RS, Brasil	Capivari de Baixo-SC, Brasil	Figueira-PR, Brasil	Carvões Mundiais
Tipo	*	*	*	*	*	*
<i>Análise imediata</i>						
Cinzas (W)	54,2	47,9	38,4	41,1	28,7	1,0-19,8
Umidade (U)	8,2	6,14	1,6	1,8	2,7	3,5-58
Material volátil (MV)	29,7	29,3	30,8	23,3	41,5	8,6-48,9
Carbono fixo (CF)	7,95	16,6	29,2	33,7	27,4	65,7-85,8
<i>Análise elementar</i>						
Enxofre (S)	1,09	1,82	1,14	1,93	4,66	0,12-4,82
Carbono (C)	*	*	*	*	*	*
Hidrogênio (H)	*	*	*	*	*	*
Nitrogênio (N)	*	*	*	*	*	*
Oxigênio (O)	*	*	*	*	*	*
Cloro (Cl)	*	*	*	*	*	*
<i>Poder calorífico</i>						
Superior (PCS) kJ/kg	*	*	*	*	*	*
Inferior (PCI) kJ/kg	*	*	*	*	*	*

Fonte: Autora (2021)

Tabela 2 - Características de lodo de esgoto sanitário.

(continua)

Estudo	Ahn, Kim e Lee (2020)	Zhang et al. (2015)	Jenkins et al. (1998)	Davidsson et al. (2007)	Batistella et al. (2015)	Fu et al. (2019)
Lodo esgoto sanitário						
Origem	*	China	*	Suécia	*	*
Tipo	Esgoto sanitário	Lodo de decapagem	Esgoto sanitário	Esgoto sanitário	Esgoto sanitário	*
<i>Análise imediata</i>						
Cinzas (W)	14-20%	89,15%	*	38,00%	28,41%	61,34%
Umidade (U)	82-85%	1,50%	*	92,00%	8,68%	*
Material volátil (MV)	63-75%	9,25%	*	63,50%	63,5%	*
Carbono fixo (CF)	9,50-12,50%	0,10%	*	*	8,08%	2,06%
<i>Análise elementar</i>						
Enxofre (S)	*	6,33%	*	*	0,67%	0,57%
Carbono (C)	*	0,86%	30-60%	*	33,87%	*
Hidrogênio (H)	*	0,46%	5-6%	*	6,32%	2,91%
Nitrogênio (N)	*	0,38%	1,00%	*	5,88%	2,12%
Oxigênio (O)	*	1,32%	30-40%	*	24,64%	19,70%
Cloro (Cl)	*	0,04%		*	0,21%	*
<i>Poder calorífico</i>						
Superior (PCS) kJ/kg	*	*	*	*	16.188	*
Inferior (PCI) kJ/kg	*	*	*	*	14.552	*

(continuação)						
Estudo	Jin, Li e Liu (2014)	Stelmach e Wasielewski (2008)	Kijo-Kleczkowska et al. (2016)	Languer et al. (2020)	Li et al. (2015)	CTSATC (2019)*
Lodo esgoto sanitário						
Origem	China	Polônia	Polônia	Brasil	China	Brasil
Tipo	Esgoto sanitário	Esgoto sanitário	Esgoto sanitário	Esgoto sanitário	Esgoto sanitário	Esgoto sanitário
<i>Análise imediata</i>						
Cinzas (W)	6,60%	36,80%	36,4	43%	31%	41,86%
Umidade (U)	85,00%	7,40%	4,9	8,70%	2,02%	75,51%
Material volátil (MV)	93,20%	52,03%	51,4	53,90%	64,60%	49,09%
Carbono fixo (CF)	*	11,17%	*	3,10%	2,30%	*
<i>Análise elementar</i>						
Enxofre (S)	2,00%	1,34%	2,5	3,44%	1,05%	2,65%
Carbono (C)	28,00%	33,58%	52,5	23,70%	33,00%	31,22%
Hidrogênio (H)	4,00%	4,82%	6,7	4,95%	5,25%	5,50%
Nitrogênio (N)	4,00%	4,82%	7,3	3,15%	5,52%	*
Oxigênio (O)	25,00%	18,45%	31,1	21,42%	28,20%	*
Cloro (Cl)	*	0,10%	*	0,40%	*	*
<i>Poder calorífico</i>						
Superior (PCS) kJ/kg	9.318	11.899	*	13.999	*	15.610
Inferior (PCI) kJ/kg	*	*	12.573	12.999	*	14.226

* Caracterização realizada com lodo de esgoto sanitário da CASAN em momento anterior a essa pesquisa.

(conclusão)

Estudo	Ahn et al. (2020)	Lopes et al. (2003)	Wang et al. (2012)	Wang et al. (2012)	Wang et al. (2012)
Lodo esgoto sanitário					
Origem	China	Reino Unido	*	*	*
Tipo	Esgoto sanitário	Esgoto sanitário	Tratado com sulfato de alumínio	Tratado com sulfato de alumínio	Tratado com sulfato de ferro
<i>Análise imediata</i>					
Cinzas (W)	15,20%		46,70	46,12	42,20
Umidade (U)	*	6,60%	*	*	*
Material volátil (MV)	73,50%	49,80%	48,61	49,68	52,01
Carbono fixo (CF)	11,30%	42,80%	4,69	4,20	5,79
<i>Análise elementar</i>					
Enxofre (S)	1,00%	0,96%			
Carbono (C)	50,30%	30,90%	46,25	49,01	47,00
Hidrogênio (H)	7,90%	3,80%	6,36	6,89	6,40
Nitrogênio (N)	8,50%	3,70%	9,90	7,10	7,91
Oxigênio (O)	32,30%	*	35,60	35,20	37,50
Cloro (Cl)	*	0,07%	*	*	*
<i>Poder calorífico</i>					
Superior (PCS) kJ/kg	19.221	*	17.502	19.401	18.401
Inferior (PCI) kJ/kg	*	13.092	*	*	*

Fonte: Autora (2021)

Tabela 3 – Características de cinzas de carvão mineral e lodo de esgoto sanitário.

Carvão Mineral	% em peso	% em peso	% em peso	% em peso	% em peso
Estudo	Depoi et al. (2008)	Depoi et al. (2008)	Depoi et al. (2008)	Depoi et al. (2008)	Depoi et al. (2008)
Origem	Charqueadas-RS, Brasil	Candiota-RS, Brasil	São Gerônimo-RS, Brasil	Capivari de Baixo-SC, Brasil	Figueira-PR, Brasil
Tipo	*	*	*	*	*
SiO ₂	62,2	67,2	62,1	57,7	65,7
Al ₂ O ₃	28,5	20,1	27,3	27,6	21,1
Fe ₂ O ₃	2,94	6,55	4,26	5,08	11,9
CaO	1,58	1,00	1,34	1,05	1,66
MgO	0,62	0,84	0,46	0,75	1,17
Lodo esgoto sanitário	% em peso da massa seca	% em peso da massa seca	% em peso da massa seca	% em peso da massa seca	*
Estudo	Werther e Ogada (1999)	Wang et al. (2012)	Wang et al. (2012)	Wang et al. (2012)	*
Origem	Áustria	*	*	*	*
Tipo	Estabilizado com cal 0,3kg CaO/kg	Tratado com sulfato de alumínio	Tratado com sulfato de alumínio	Tratado com sulfato de ferro	*
SiO ₂	19-30	26,71	23,54	26,32	*
Al ₂ O ₃	5-10	31,74	29,43	13,33	*
Fe ₂ O ₃	3-14	6,80	9,54	30,21	*
CaO	43-51	13,08	11,20	6,33	*
MgO	0,5-1	1,08	0,97	1,85	*
P ₂ O ₅	*	16,71	18,33	16,35	*
SO ₃	*	2,27	3,41	2,11	*

Fonte: Autora (2021)

A partir dessas tabelas é possível verificar que boa parte dos estudos não abrange todas as análises dos combustíveis. Conforme a Tabela 1, o carvão mineral de melhor qualidade apresenta menor teor de cinzas e, conseqüentemente, maiores teores de carbono fixo.

Os teores de enxofre apresentam variação entre os diferentes estudos apresentados para os carvões, Depoi et al. (2008) destacam que, mesmo na mesma mina o teor de enxofre pode variar de uma camada de carvão mineral para outra.

Segundo Wander *et al.* (2020), o carvão mineral do sul do Brasil possui aproximadamente 40% de cinzas e enxofre na faixa de 2%, indo ao encontro do apresentado na Tabela 1.

O carbono fixo dos carvões minerais brasileiros apresenta percentuais um pouco menores que os carvões minerais de outros lugares.

As análises realizadas em carvões minerais brasileiros por Depoi et al. (2008), mostra que em relação ao teor de cinzas, o menor valor é apresentado pelo carvão mineral do estado do Paraná e o maior é um dos carvões do estado do Rio Grande do Sul. Outro fator relevante é que comparado aos carvões minerais mundiais, os brasileiros apresentam menor teor de carbono e maior teor de cinzas.

Em geral, segundo a Tabela 2, o lodo de esgoto sanitário apresenta teores significativos de cinzas. Quanto à umidade, fica evidente na maior parte dos casos apresentados na Tabela 2 que, o lodo de esgoto sanitário possui teores maiores quando comparado ao carvão mineral, Fontes et al. (2016), também apresentou em seu estudo teor de umidade 66,2% para o lodo in natura. Segundo Virmond et al. (2013 *apud* DEMIRBAS, 2004), essa umidade pode ocasionar problemas de ignição e combustão, influenciando inclusive na pirólise (primeira etapa do processo de combustão). Ainda segundo Susin (2015), para ocorrer a combustão, a água necessita receber calor do processo para vaporizar, acarretando em uma diminuição na quantidade de energia liberada ao sistema (PCI).

O poder calorífico do lodo de esgoto sanitário analisado pelo CTSATC em 2019 apresenta valores do poder calorífico acima de outros lodos estudados.

Analisando de forma conjunta as Tabelas 1 e 2 e a afirmação de Cortez, Lora e Gomes (2008) se confirma: na biomassa o teor de carbono é significativamente menor que o do carvão mineral, em contrapartida o teor de oxigênio é muito maior.

Verifica-se que os estudos apresentam teores de Nitrogênio (N) e Enxofre(S) consideráveis, os quais podem segundo Virmond et al. (2012, *apud* Obernberger et al., 2006) apresentar problemas nas emissões atmosféricas por possuir concentrações Nitrogênio no

combustível acima de 0,6% em massa (db) e nas concentrações de combustível S acima de 0,2 % em peso (db).

Ao analisar a Tabela 3, fica evidente a baixa variação de dióxido de silício dos carvões dos estados da região sul do Brasil, assim como ocorre no óxido de alumínio. Quanto ao óxido de ferro do lodo de esgoto sanitário é comparado com o do carvão mineral, o lodo pode apresentar valores superiores.

O tratamento utilizado para a obtenção do lodo de esgoto sanitário influencia em suas características, resultando em maiores ou menores índices de óxidos de alumínio e óxidos de ferro. As cinzas resultantes da combustão do carvão mineral já possuem aplicação como matéria-prima na indústria cimenteira, além da utilização em pequenas quantidades como estabilizador de leito de estradas asfálticas (DEPOI et al., 2008).

Segundo estudo realizado para o trabalho de doutorado de Fontes (2008), a utilização de cinzas de lodo de esgoto sanitário em argamassas e concretos pode proporcionar melhor desempenho físico-mecânico e de durabilidade, além disso do ponto de vista ambiental, os materiais apresentaram comportamento satisfatório no que diz respeito à imobilização dos metais pesados.

3.4 COMBUSTÃO EM LEITO FLUIDIZADO BORBULHANTE

A tecnologia de leito fluidizado é utilizada desde 1922, quando foi patenteada a aplicação para gaseificação por Fritz Winkler. Esta tecnologia ganhou destaque na área de combustão, pois tem amplas aplicações não ficando restrita só para queima de carvão WERTHER e OGADA, 1999).

Existem diversos tipos de combustores, os quais podem ser classificados conforme o modo de combustão. Para Cortez, Lora e Gómez (2008), as fornalhas podem ser classificadas em fornalhas com combustão em camada, com destaque para as de grelha estacionária (horizontal e inclinada) e grelha móvel (mecânica e rotativa), e fornalhas de combustão em suspensão, que inclui as de leito fluidizado (borbulhante e circulante).

Segundo Lora e Venturini (2012), na combustão em suspensão é possível afirmar que as partículas, durante sua trajetória dentro da fornalha, queimam de forma isolada umas das outras. A pesquisa realizada neste mestrado se deterá a discutir os detalhes do combustor do tipo leito fluidizado borbulhante.

A combustão em leito fluidizado é utilizada desde 1960 na combustão de resíduos

sólidos urbanos, entretanto devido ao excelente grau de mistura as plantas que utilizam essa tecnologia podem ser flexíveis quanto ao tipo de combustível. Geralmente esse tipo de combustor possui uma geometria cilíndrica com uma placa perfurada no fundo e uma camada de material inerte em suspensão (LORA e VENTURINI, 2012).

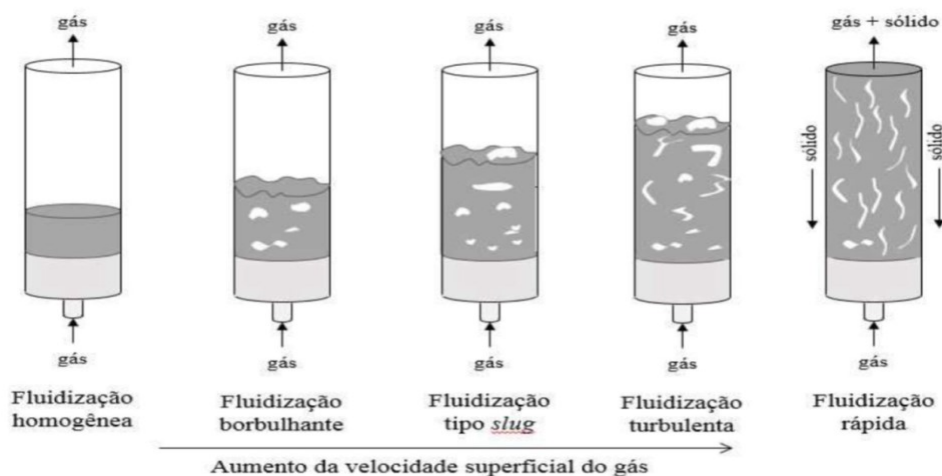
Combustores do tipo leito fluidizado possibilitam o melhor contato entre as moléculas de oxigênio presente no ar e as moléculas de combustível, proporcionando melhor eficiência de combustão. Segundo Lora e Venturini (2012), a abundante transferência de calor e taxa de mistura proporcionam excelentes condições para combustão completa com níveis baixos de excesso de ar.

Quando uma corrente de ar é passada através de um meio inerte, aumentando continuamente sua velocidade, a partir de um determinado valor (velocidade mínima fluidização), a espessura da camada começa a aumentar e a mistura ar-sólido adquire características de um fluido, isso é chamado leito fluidizado (CORTEZ; LORA; GÓMEZ, 2008).

O material do leito pode ser formado por areia, calcário (quando da combustão de carvões com alto teor de enxofre) e até mesmo cinzas. Na aplicação em leitos fluidizados borbulhantes possuem massa de sólidos granulares com tamanhos que variam entre 0,1 mm e 1,0 mm, dependendo da aplicação. Esses sólidos inertes representam cerca de 97% a 99% de todo o material particulado presente nestes equipamentos (BIANCHI, 2018 *apud* BASU, 2006). Para Lora e Venturini (2012), os materiais inertes que formam o leito representam cerca 90 a 98% da mistura com o combustível.

Os regimes de fluidização podem apresentar variações, podendo ser divididos em homogênea, regime borbulhante, tipo slug, turbulenta e fluidização rápida (CREMASCO, 2012). A Figura 5 representa essas variações.

Figura 5 - Regimes de fluidização.



Fonte: Cremasco (2012)

Os combustores de leito fluidizado borbulhante podem ser subdivididos em três seções, são elas (LORA e VENTURINI, 2012):

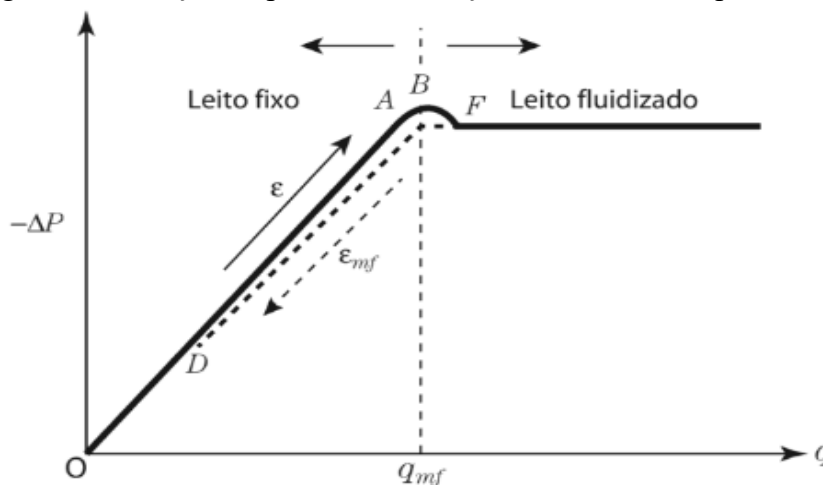
- Parte inferior: onde o ar é injetado na fornalha através da placa de distribuição;
- Leito: onde as partículas inertes e combustível formam uma massa fluidizada de partículas e bolhas de ar;
- Parte superior da fornalha ou *Freeboard*: onde ocorre a combustão dos voláteis.

A menor velocidade de um gás capaz de promover a suspensão de todas as partículas de um leito é conhecida como velocidade mínima de fluidização. Neste caso a força de arraste provocada pelo gás no material equivale à força peso, ocorrendo então a suspensão dos sólidos (BIANCHI, 2018 *apud* GRACE et al., 1997).

A curva característica da fluidização correlaciona a queda de pressão em função da velocidade superficial do fluido de trabalho (CREMASCO, 2012). Esta relação pode ser observada na Figura 6. Fica claro que quando há baixas velocidades superficiais o leito possui comportamento semelhante aos leitos fixos. Com o aumento da velocidade do fluido há um aumento da queda de pressão até o ponto B, onde é alcançada a situação de mínima fluidização.

Segundo Cremasco (2012) no segmento OA as partículas não se movimentam umas em relação às outras. Ao aumentar um pouco a velocidade superficial do fluido, o leito se expande, em virtude do distanciamento das partículas, provocando a condição de mínima fluidização (ponto F da Figura 6). A quantidade de vazios aumenta de ε (na velocidade superficial de leito fixo) para ε_{mf} (na velocidade superficial mínima fluidização).

Figura 6 - Redução da pressão em relação a velocidade superficial do fluido.



Fonte: Cremasco (2012)

Com o leito estável ao diminuir a velocidade até a mínima de fluidização não se observa de maneira significativa o valor de máxima queda de pressão (ponto B), pois o fluido não necessita vencer a resistência do leito para aflorar as partículas na superfície.

Os combustores de leito fluidizado oferecem melhor desempenho se comparados a outros tipos de combustores, pois possuem uma ampla adaptabilidade de combustível, por exemplo, biomassa e resíduos sólidos, carvão, além de apresentar alta intensidade de combustão e baixa emissão de NO_x (LIU et al., 2019). Para Dounit, Hemati e Andreux (2008) e para Lora e Venturini (2012) a alta eficiência da combustão a baixas temperaturas (normalmente abaixo de $900\text{ }^\circ\text{C}$) minimiza a geração de NO_x .

Segundo Cortez, Lora e Gómez (2008), a versatilidade com relação ao tipo de combustível, cinzas, umidade e dimensão das partículas é a característica fundamental do combustor de leito fluidizado. Isso é consequência de uma alta intensidade da transferência de calor e massa no interior do leito.

A fornalha de leito fluidizado, do ponto de vista da poluição ambiental, apresenta vantagem devido à menor concentração de NO_x nos produtos da combustão e também melhor controle nas emissões atmosféricas de SO_2 através da adição de calcário no leito (CORTEZ; LORA; GÓMEZ, 2008). A combustão em leito fluidizado, tratando-se de carvão mineral, possibilita uma redução de até 90% das emissões atmosféricas de enxofre e de 70-80% de nitrogênio, quando comparado a outros processos de combustão (SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL, 2020).

A umidade do combustível é um fator importante a ser analisado quando utilizado leito fluidizado como combustor, no lodo o calor de ignição na região da fase densa do combustor

umenta com o aumento do teor de umidade, o que resulta em um maior consumo de energia no leito e diminuição significativa da temperatura da fase densa. A umidade também interfere na resistência à difusão de oxigênio na superfície das partículas de lodo, a qual aumenta, ocasionando a formação de gases mais quentes que ocorrem na região superior do combustor, resultando no aumento da perda de calor por combustão incompleta. Para manter a combustão à medida que o lodo é alimentado a quantidade de ar também precisa de aumento (SYED-HASSAN et al., 2017).

3.5 CO-COMBUSTÃO DE CARVÃO MINERAL E DE LODO DE ESGOTO SANITÁRIO

A combustão, de forma geral, converte a energia armazenada em ligações químicas em energia térmica (TURNS, 2013). Para Garcia (2013), a combustão é a reação rápida entre o oxigênio e os elementos que formam um combustível, resultando na produção de calor e luz. Quando o combustível é um resíduo, é possível afirmar que a combustão tem como principal objetivo a obtenção de energia térmica, enquanto a incineração objetiva a diminuição ou eliminação do volume de resíduos prejudiciais ao meio ambiente. Tratando-se de lodo de esgoto sanitário esses dois propósitos são alcançados, além de proporcionar a minimização de odores e destruição térmica de componentes tóxicos (KIJO-KLECZKOWSKA et al., 2016).

A combustão simples de lodo de esgoto sanitário é difícil, por isso pode ser usado como combustível auxiliar na combustão com o carvão mineral e também com biomassa de madeira. Além do mais, a co-combustão também recupera a energia disponível no lodo proporcionando a diminuição do consumo de combustíveis fósseis (AKDAĞ et al., 2018). Para Bianchi (2018), as temperaturas de operação nos equipamentos são fatores importantíssimos na combustão e consequente aplicação do calor.

Segundo Akdağ et al. (2018), o lodo de esgoto sanitário possui composição elementar diferente do carvão mineral, por isso a co-combustão entre esses combustíveis pode ter características diferentes da combustão do carvão mineral isolado. Boas eficiências podem ser atingidas, se as propriedades do lodo de esgoto sanitário forem consideradas de forma adequada, durante o planejamento do processo de combustão.

3.5.1 Estequiometria da combustão

Combustão estequiométrica é aquela onde ocorre a queima de um combustível quando fornecida exatamente a quantidade de ar necessária para a combustão, calculada a partir dos elementos que o constituem (LORA e VENTURINI, 2012).

A combustão é considerada completa quando um combustível reage com a quantidade suficiente para que todo o carbono, enxofre e hidrogênio sejam oxidados para dióxido de carbono (CO₂), dióxido de enxofre (SO₂) e água (H₂O), respectivamente. A quantidade de oxigênio citada acima é chamada de estequiométrica (BIANCHI, 2018 apud CARVALHO e MCQUAY, 2007).

A massa de ar, considerando que o oxigênio está presente no ar na proporção de 23,13%, necessária para a queima completa de forma estequiométrica pode ser determinada, segundo Garcia (2013) pela equação 1.

$$m_{ar} = 11,53C + 34,56 \left(H - \frac{O}{8} \right) + 4,32S + 2,46N \quad (1)$$

Onde:

m_{ar} : massa de ar, kg/kg de combustível.

C : massa de carbono no combustível, kg de C/kg de combustível.

H : massa de hidrogênio no combustível, kg de H/kg de combustível.

O : massa de oxigênio no combustível, kg de O/kg de combustível.

S : massa de enxofre no combustível, kg de S/kg de combustível.

N : massa de nitrogênio no combustível, kg de N/kg de combustível.

A razão estequiométrica de ar e combustível será calculada pela equação 2, conforme indicado por Turns (2013):

$$(A/C)_{esteq} = \left(\frac{m_{ar}}{m_C} \right)_{esteq} \quad (2)$$

A relação estequiométrica combustível e ar é encontrada pela equação 3:

$$(C/A)_{esteq} = \left(\frac{m_C}{m_{ar}} \right)_{esteq} \quad (3)$$

Onde:

m_a : massa de ar, kg de ar.

m_c : massa de combustível, kg de combustível.

As mesmas equações se aplicam para razões não estequiométricas de ar-combustível e combustível-ar.

Para que ocorra uma combustão satisfatória é imprescindível que exista oxigênio suficiente para todas as moléculas de combustível, em outras palavras, o que determina se a combustão será completa ou incompleta é a quantidade de oxigênio. Para garantir que ocorra combustão completa em leitos fluidizados, o oxigênio extra é adicionado na forma de excesso de ar. Segundo Garcia (2013), o consumo de ar na combustão irá depender do excesso de ar que será requerido, uma vez que nunca se usa a quantidade estequiométrica e sim em excesso, de forma a garantir a queima completa nas condições reais de mistura ar-combustível, temperatura e de tempo de residência da mistura na câmara de combustão. O excesso de ar pode ser acompanhado através de analisadores de oxigênio nos gases de combustão.

3.5.2 Excesso de ar

Segundo Carvalho Júnior e McQuay (2007), o excesso de ar é definido como o percentual acima da quantidade estequiométrica de ar. Nos combustíveis sólidos, como carvão mineral não pulverizado, o excesso de ar pode chegar a 25%. Garcia (2013) destaca ainda que, em termos gerais, os gases queimam com excessos de ar variando de 0 a 10%, os líquidos com excessos de 0 a 18% e os combustíveis sólidos com excessos de 12 a 50%. O excesso de ar aumenta o desempenho da combustão, porém é menos significativa para valores superiores a 20% nos casos que o carvão mineral é utilizado como combustível.

A razão de equivalência, que segundo Turns (2013), indica quantitativamente quando uma mistura de oxidante e combustível é rica, pobre ou estequiométrica pode ser calculada pela equação 4.

$$\Phi = \frac{\left(\frac{A}{C}\right)_{esteq}}{\frac{A}{C}} = \frac{\frac{C}{A}}{\left(\frac{C}{A}\right)_{esteq}} \quad (4)$$

É possível perceber, a partir dessa equação, que para misturas ricas em combustível, tem-se $\Phi > 1$, para misturas pobres em combustível, tem-se $\Phi < 1$, e finalmente para mistura estequiométrica, tem-se $\Phi = 1$.

3.6 EMISSÕES ATMOSFÉRICAS

Uma das principais questões socioambientais que tem instigado discussões e busca por solução é a emissão de gases que intensificam o efeito estufa (EPE, 2018). Para Garcia (2013), os poluentes possíveis de serem gerados durante a queima de qualquer combustível orgânico são os óxidos de enxofre (SO_2 e SO_3), monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO_2), óxidos de nitrogênio (NO, N_2O e NO_2) e materiais particulados.

Pra Cortez Lora e Gómez (2008), a combustão completa origina CO_2 , SO_2 e H_2O e a presença significativa de CO, H_2 e CH_4 nos gases de combustão é um indicador de que ela ocorreu em regime inadequado.

As características dos combustíveis estão diretamente ligadas com as emissões, segundo Batistella (2015) as emissões atmosféricas de SO_2 e NO_x , estão intimamente ligadas à presença de enxofre e nitrogênio na composição do lodo de esgoto sanitário e ao carvão mineral.

Existem três rotas de formação dos óxidos de nitrogênio no processo de combustão: NO-térmico, NO-imediato e NO-combustível, as quais são citadas no trabalho de Batistella (2015) e por Turns (2013).

Segundo Batistella (2015, *apud* Obernberger et al., 2006), o NO-térmico é formado através da oxidação do nitrogênio molecular com o oxigênio no ar de combustão a temperaturas de $1.300\text{ }^\circ\text{C}$. Porém, em temperaturas abaixo de $1.000\text{ }^\circ\text{C}$, como em leitos fluidizados, o papel do NO_x térmico é negligenciável.

Ainda Batistella (2015, *apud* Obernberger et al., 2006), o NO-imediato resulta de um radical de hidrocarboneto ($-\text{CH}$ e $-\text{CH}_2$), que é formado como um intermediário somente na frente da chama, e este reage com o nitrogênio do ar, formando HCN. O HCN formado é convertido em N e a seguir a NO.

O NO-combustível é formado a partir da oxidação do nitrogênio do combustível, sendo o mecanismo mais importante em sistemas de combustão de biomassa. A emissão de NO_x aumenta com o aumento do excesso de ar e da concentração de nitrogênio na biomassa (VIRMOND et al., 2011).

No lodo de esgoto devido ao seu alto teor de N, há o potencial para altas emissões atmosféricas de NO_x (BATISTELLA, 2015).

Estudos indicados por Werther e Ogada (1999) mostram que, percentuais de lodo de esgoto sanitário superiores a 50% em massa, as emissões atmosféricas de NO_x atingem um pico e, posteriormente, diminuem com o aumento da proporção de lodo de esgoto sanitário.

A concentração do CO depende fortemente da temperatura dos gases e da disponibilidade do oxigênio para que ocorra sua oxidação. Excesso de ar baixo leva a altos teores de monóxido de carbono (GARCIA, 2013).

Na Tabela 4 foram reunidos alguns dados de autores quanto às emissões atmosféricas quando utilizada a mistura de carvão mineral e lodo de esgoto sanitário.

Tabela 4 - Emissões atmosféricas segundo alguns estudos.

Estudos	Combustor	%Mistura lodo e carvão	Umidade do lodo	Compostos de Carbono	Compostos de Nitrogênio	Compostos de Enxofre	Compostos de Cloro
Jin, Li, e Liu (2014)	Combustor horizontal	*	85%	Níveis de CO apresentam redução quando o percentual de lodo é de 30%, acima ou abaixo deste valor o nível aumenta	Níveis de NO _x possuem maior concentrações à medida que o percentual de lodo é aumentado	Níveis de SO ₂ apresentam redução quando o percentual de lodo é de 30%	*
Akdağ et al. (2018)	Reator de quartzo cilíndrico	30%	*	Até 30% de lodo não ocorreu aumento do CO	*	*	*
Stelmach e Wasielewski (2008)	Caldeira de carvão pulverizado	1%	*	Redução com o a mistura de 1% de lodo se comparado a combustão simples de carvão	Redução com o a mistura de 1% de lodo se comparado a combustão simples de carvão	Redução com o a mistura de 1% de lodo se comparado a combustão simples de carvão	Combustão simples do carvão HCl <0,22 (mg/m ³), mistura HCl =0,57 (mg/m ³)
Otero et al. (2002)	*	1-5% e 50%	*	Aumento de emissões com a diminuição do percentual de lodo na mistura	Aumento de emissões com a diminuição do percentual de lodo na mistura	*	*
Leckner et al. (2004)	Leito fluidizado circulante	25%	19%	*	Redução considerável dos óxidos de Nitrogênio	Redução com mistura de lodo	*
Zhao et al. (2019)	Combustor de carvão pulverizado	10-50%	*	*	NO aumentou com adição de lodo, NO ₂ manteve concentração quase nula com ou sem adição de lodo	Aumento do SO ₂	*

Fonte: Autor (2020)

No estudo de Leckner et al. (2004) apresentado na Tabela 4, para que ocorresse a redução dos compostos de Enxofre foi necessário a adição de calcário. Outro fator importante para a redução dos óxidos de Nitrogênio foi o combustor utilizado.

Na pesquisa de Zhao et al. (2019), ocorreu aumento de SO₂ isso se deve ao fato de a quantidade de enxofre presente no lodo ser maior que no carvão mineral.

3.6.1 Legislação

Segundo Garcia (2013), a legislação federal se sobrepõe à legislação estadual, porém, os estados podem estabelecer padrões de emissões atmosféricas de poluentes, mas somente se forem mais restritivos que os estabelecidos pelo CONAMA.

Em Santa Catarina-BR não há legislações específicas que padronizem as emissões atmosféricas oriundas da combustão do carvão mineral, tão pouco do lodo de esgoto sanitário, por isso a necessidade de buscar outras legislações.

A legislação utilizada na pesquisa foi a SEMA 016/14. Elaborada pela Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do estado brasileiro do Paraná trata dos critérios e padrões para o controle da qualidade do ar. Esta resolução demonstra os limites das emissões atmosféricas para atividade de geração de energia utilizando carvão mineral, combinação de combustível e incineração de resíduos sólidos urbanos.

Como o processo de combustão do lodo de esgoto sanitário tem por objetivo neste trabalho a geração de energia e não simplesmente a incineração, seguiu-se o disposto no item VI desta resolução que salienta que, caso um padrão de emissão não esteja definido, na combustão combinada deve ser atendido o padrão do outro combustível sem alteração. Por englobar os combustíveis que serão utilizados nesta pesquisa e também a combinação deles é que a Resolução SEMA 016/14 foi selecionada.

A Tabela 5 mostra os limites das emissões atmosféricas descritos pela SEMA 016/14 para o carvão mineral, xisto sólido, coque e outros combustíveis assemelhados.

Tabela 5 - Limite de Emissões atmosféricas x Potência térmica.

Potência térmica nominal – PN (MW)	CO ⁽¹⁾	NO _x ⁽¹⁾	SO _x ⁽¹⁾
PN ≤ 10	500	NA	NA
10 < PN ≤ 50	500	500	3.000
50 < PN ≤ 100	500	500	1.300
PN > 100	250	400	1.300

⁽¹⁾ Os resultados devem ser expressos em (mg/Nm³), em condições normais de temperatura e pressão, utilizando teor de O₂ de 7%.

NA: Não aplicável

Fonte: Adaptado SEMA (2014)

A concentração dos poluentes é a relação entre a massa de um poluente e o volume em que ele está contido ($C = m/V$), devendo ser expressa em miligramas por normal metro cúbico (mg/Nm^3), isto é, referido às condições normais de temperatura e pressão (CNTP), onde $P = 1,01325 \text{ bar} = 1 \text{ atmosfera} = 760 \text{ mmHg}$ e $T = 273 \text{ K} = 0^\circ\text{C}$, em base seca e, quando aplicável, na condição referencial de oxigênio estabelecida. A conversão da concentração medida para a condição referencial de oxigênio, segundo CONAMA (2011), é apresentada abaixo (não é aplicável quando ocorrer injeção de oxigênio puro no processo):

$$C_R = \left(\frac{21 - O_R}{21 - O_M} \right) \cdot C_M \quad (5)$$

Onde:

21 : representa a concentração volumétrica de oxigênio no ar em [%].

C_R : concentração do poluente corrigida para a condição referencial de oxigênio (mg/Nm^3).

O_R : porcentagem de oxigênio de referência estabelecida para cada fonte fixa de emissão [%].

O_M : porcentagem de oxigênio medida durante a amostragem [%].

C_M : concentração do poluente determinada na amostra.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

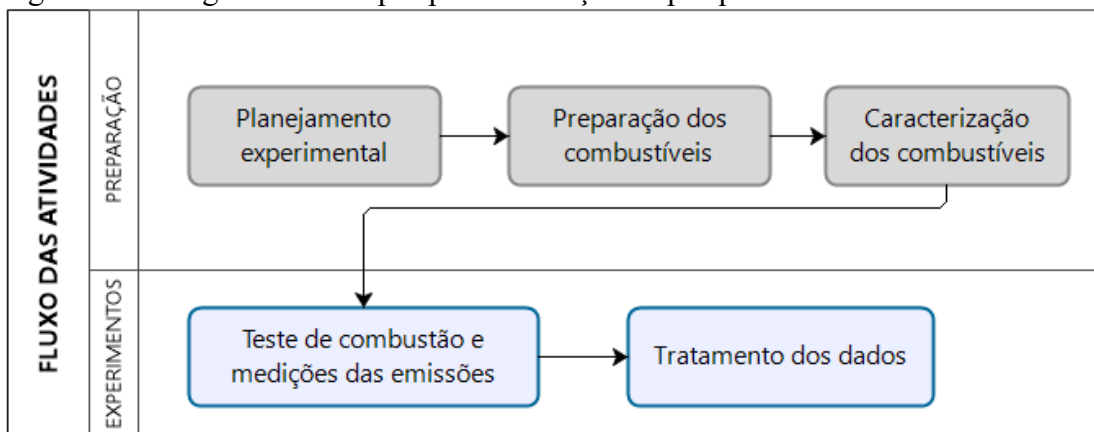
A pesquisa realizada foi caracterizada quanto aos objetivos, segundo Gil (2002), como explicativa, pois identifica os fatores que contribuíram para que os fenômenos estudados ocorressem. Outro fator que torna essa pesquisa explicativa é que nas ciências naturais se utiliza o método experimental, fato esse que ocorreu nesse estudo.

Quanto aos procedimentos, com base em Gil (2002), a pesquisa foi do tipo experimental, pois consistiu em determinar o objeto de estudo, selecionar as variáveis que o influenciaram e definir as formas de controle e de observação dos efeitos que a variável produziu no objeto.

A pesquisa em termos da abordagem foi quantitativa, pois buscou compreender os fenômenos por meio da coleta de dados numéricos. Conforme Gil (2002), a captação de dados na pesquisa experimental é feita mediante a manipulação de certas condições e a observação dos efeitos produzidos. Nesta pesquisa a obtenção dos dados foi realizada mediante a utilização de uma bancada de leito fluidizado borbulhante e medições dos gases de combustão.

Os experimentos foram realizados no Centro Tecnológico da Faculdade SATC - Associação Beneficente da Indústria Carbonífera de Santa Catarina (CTSATC), em Criciúma/SC. A pesquisa seguiu a sequência metodológica apresentada no fluxograma da Figura 7.

Figura 7- Fluxograma das etapas para realização da pesquisa.



Fonte: Autor (2020)

Conforme a Figura 7, a primeira etapa compreendeu o planejamento experimental, a caracterização dos combustíveis e a preparação dos combustíveis. A segunda etapa basicamente contemplou a realização dos experimentos, tratamento dos dados obtidos e conclusões.

4.1 ETAPA DE PREPARAÇÃO

Para Neto et al. (2001) é importante em qualquer experimento realizar uma triagem e selecionar as variáveis que são significativas para o projeto, afim de otimizar o tempo de experimento e recursos financeiros.

Com base nestas recomendações, foram selecionadas as variáveis de entrada, contudo as demais variáveis que fizeram parte do processo e que não foram o foco dessa pesquisa foram estabelecidas de forma antecipada aos experimentos. Foram elas: material do leito, excesso de ar, velocidade mínima de fluidização e umidade dos combustíveis.

4.1.1 Planejamento experimental

O planejamento experimental auxilia a extrair do sistema o máximo de informações úteis, realizando uma quantidade mínima de experimentos (NETO et al., 2001).

Segundo Neto et al. (2001), as propriedades de interesse são chamadas de resposta e as variáveis que influenciam a resposta são chamadas de fatores.

Calado et al. (2003), salienta que antes de iniciar os experimentos devem ser definidas as variáveis, faixa de variação das variáveis selecionadas, número de níveis, variável de resposta e também o número de réplicas.

Neto et al. (2001) e Calado et al. (2003), reforçam ainda que, a realização de repetições deve refletir a variabilidade do processo em toda a faixa de estudo. Além disso, o experimento feito com réplicas permite a obter o erro experimental e caso a média de uma amostra for usada para estimar o efeito de um fator no resultado do experimento, a replicação possibilita a obtenção de uma estimativa mais precisa desse fator. Através dessa estimativa se obtém um critério quantitativo para julgar se o modelo escolhido é uma boa representação dos resultados ou se é necessário modificá-lo.

Com base nas recomendações quanto à otimização do número de fatores, foi definido um fator, percentual de mistura de lodo de esgoto sanitário e carvão mineral, que pode apresentar maiores impactos nas respostas (emissões atmosféricas e combustão). O formato do combustível, umidade, excesso de ar e material do leito não foram tratados como variáveis para os ensaios. O fator que foi utilizado é do tipo quantitativo, pois foram utilizados valores pré-determinados de percentuais de mistura entre o lodo de esgoto sanitário e o carvão mineral.

O planejamento com um único fator é uma técnica utilizada quando se tem uma variável independente de entrada (fator), com diversos níveis desse fator (CALADO et al.,

2003). Para que fosse possível determinar, após os experimentos, a influência do fator nas respostas, foi empregado o planejamento com um Único Fator.

Optou-se por realizar os experimentos com cinco níveis, pois segundo Neto et al. (2001), um maior número de níveis possibilita ter mais confiança se o modelo obtido se comporta de forma linear ou não.

Na Tabela 6 é apresentado o planejamento experimental para as emissões atmosféricas, onde foram considerados 5 tratamentos que resultaram em respostas (R) com duplicatas (D), totalizando 10 experimentos.

Tabela 6 - Matriz do planejamento experimental para análise das emissões atmosféricas.

MATRIZ DE PLANEJAMENTO – Emissões atmosféricas									
Tratamentos	Fator	Respostas (com duplicata)							
	% Lodo misturado ao carvão	CO ₂ (%)		CO (mg/m ³)		SO ₂ (mg/m ³)		NO _x (mg/m ³)	
		R	D	R	D	R	D	R	D
1	100								
2	50								
3	30								
4	10								
5	0								

Fonte: Autora (2020)

As temperaturas do leito que foram analisadas em virtude da variação do fator são temperatura do leito (T3), temperatura da zona de combustão (T4) e temperatura no *freeboard* (T6). O planejamento pode ser visto na Tabela 7.

Tabela 7 - Matriz do planejamento experimental para análise das temperaturas.

MATRIZ DE PLANEJAMENTO - Temperaturas							
Tratamentos	Fator	Respostas (com duplicata)					
	% Lodo misturado ao carvão	T3 (°C)		T4 (°C)		T6 (°C)	
		R	D	R	D	R	D
1	100						
2	50						
3	30						
4	10						
5	0						

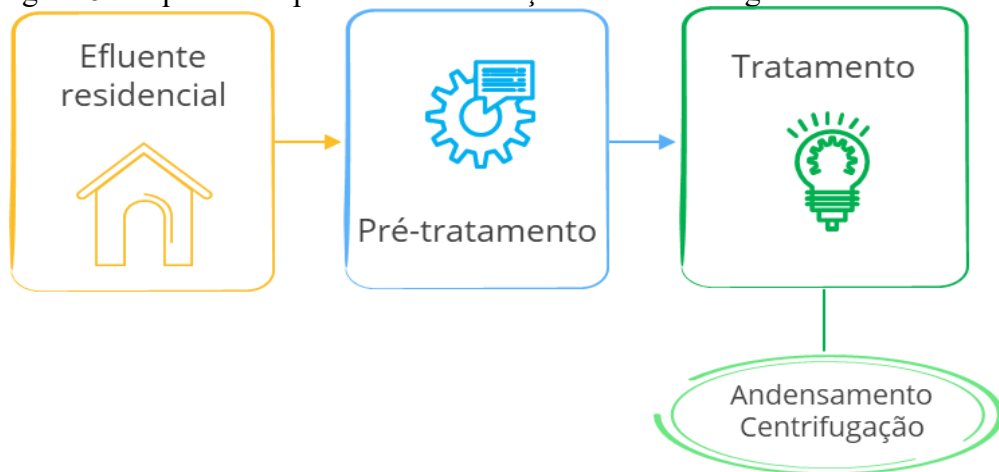
Fonte: Autora (2020)

4.1.2 Produção das misturas combustíveis

Os dois combustíveis que foram utilizados para os experimentos são o lodo de esgoto sanitário obtido da Estação de Tratamento de Efluentes Santa Luzia (ETE Santa Luzia), da CASAN - Companhia Catarinense de Águas e Saneamento, da cidade de Criciúma/SC, Brasil, e carvão mineral extraído de minas do sul do estado de Santa Catarina, Brasil.

O lodo de esgoto sanitário é um resíduo oriundo do processo de tratamento anaeróbio e coletado após a etapa de centrifugação, como pode ser visto no esquema da Figura 8.

Figura 8- Esquema simplificado da obtenção de lodo de esgoto sanitário.



Fonte: Autora (2021)

No pré-tratamento do efluente bruto são removidos materiais flutuantes e gorduras, sólidos grosseiros e areia a fim de adequar o esgoto às condições necessárias para a etapa posterior, além da equalização do pH com a utilização de barrilha (fabricante não informado pela empresa que trata o efluente). Ao final do tratamento preliminar, se inicia o tratamento biológico nos dois reatores anaeróbios, por processo de biodigestão anaeróbica. No processo de biodigestão anaeróbia, além do biogás, há a formação de efluente de baixa e alta densidade (lodo). O lodo que sai dos reatores é conduzido até a centrífuga (SAVI, 2019).

Na Figura 9 pode ser observado o equipamento utilizado para centrifugação do lodo de esgoto sanitário (a) e o lodo de esgoto sanitário nas caçambas (b) o qual atualmente é enviado para aterro sanitário.

Figura 9- Centrífuga e lodo de esgoto sanitário da ETE Santa Luzia, CASAN de Criciúma.



(a) Centrífuga



(b) Lodo após processo de centrifugação

Fonte: Autora (2020)

Durante o processo de centrifugação, polímero Gel Flocc® 5010 P40 da marca QGS Química do Brasil que possui em sua composição o hidrogel poliacrilamida, é dosado para auxiliar na separação da fração líquida e da fração sólida (lodo de esgoto sanitário). A primeira, se em qualidade adequada, é lançada em corpo hídrico receptor, enquanto o lodo de esgoto sanitário é enviado para aterro sanitário como resíduo perigoso. A ETE Santa Luzia gera 124.000 kg/mês de lodo, e atende, segundo Savi (2019), 80.500 habitantes e possui capacidade de processar 182 l/s de efluente.

Com base nos combustíveis e sendo o alimentador do combustor em escala de bancada um desafio para a realização dos ensaios, testes preliminares foram realizados, nos quais Zanelato (2020), aponta a necessidade da biomassa e do carvão mineral possuírem forma granulométrica parecidas. Além disso, ficou evidente que o lodo de esgoto sanitário necessita ser seco previamente para não causar o entupimento do alimentador. O estudo de Zanelato (2020), também apontou umidade do lodo de esgoto sanitário após o processo de centrifugação de 73,71% em média.

Considerando que o lodo de esgoto sanitário necessita ser seco para a utilização, foi realizada uma estimativa da energia necessária para isso. Através da equação 6 é possível determinar a energia necessária para a elevação da temperatura da água presente no lodo de esgoto sanitário (calor sensível) e a equação 7 a energia para a mudança de fase (calor latente). Os dados do calor sensível e calor latente para água foram obtidos da Tabela A-3 de Çengel et al. (2013) considerando a temperatura inicial de 25 °C e final de 100 °C.

$$Q_s = m \cdot C_s \cdot \Delta T \quad (6)$$

Onde:

Q_s : representa a energia para aquecimento da água (kJ).

m : massa (kg).

C_s : calor sensível (kJ/kg°C)

ΔT : diferença entre a temperatura inicial e final.

$$Q_l = m \cdot C_l \quad (7)$$

Onde:

Q_l : representa a energia para mudança de fase (kJ).

m : massa (kg).

C_l : calor latente (kJ/kg)

Segundo Cortez, Lora e Gómes (2008), os materiais sólidos são compostos por uma grande quantidade de partículas, que podem apresentar diferentes formas e tamanhos. Para que exista um aproveitamento mais eficiente do material, é necessário a seleção prévia das frações mais apropriadas à aplicação que se destina.

Com base nas necessidades apresentadas anteriormente o lodo de esgoto sanitário foi seco em estufa a 120 °C por 12 horas, em média. Após isso, passou por moagem e peneiramento. A Figura 10 demonstra a secagem do lodo em estufa.

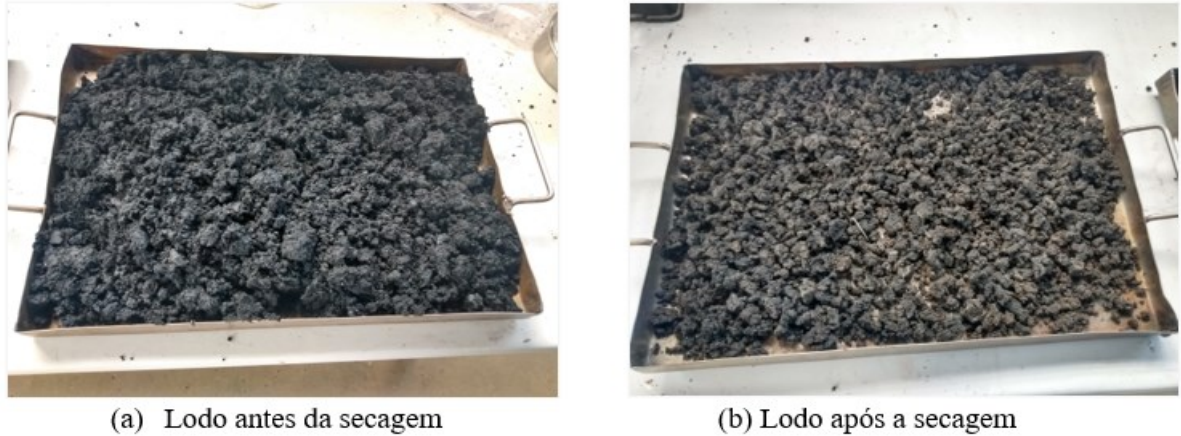
Figura 10 - Lodo em processo de secagem em estufa.



Fonte: Autor (2021)

A Figura 11 mostra o lodo de esgoto sanitário antes (a) e após o processo de secagem (b).

Figura 11- Lodo de esgoto sanitário antes e após a secagem em estufa.



Fonte: Autora (2021)

Após a secagem, foram utilizadas duas peneiras uma com abertura de 2 mm e outra com abertura de 0,6 mm conforme NBR NM-ISSO 3310-1: 1997, em sequência.

Na Figura 12, pode ser observado o material de maior granulometria (à direita, maior que 2 mm), o material utilizado para os testes de combustão (centro, 0,6-2,0 mm, isto é, o que passou pela peneira de 2 mm mas que ficou retido pela de 0,6 mm) e os finos (à esquerda).

Figura 12 - Classificação de tamanho de partícula da amostra de lodo de esgoto sanitário.



Fonte: Autora (2021)

O carvão mineral foi cedido pelo CTSATC já no formato de grânulos, o qual, para chegar na granulometria necessária, passou pelo mesmo processos de peneiramento que o lodo de esgoto sanitário.

A mistura entre lodo de esgoto sanitário e carvão mineral foi realizada previamente, estando os combustíveis com baixa umidade, no formato de grânulos, e formando desse modo uma mistura homogênea.

A combustão de 100% de lodo de esgoto sanitário foi selecionada para permitir a avaliação das emissões atmosféricas sem o combustível de referência (carvão mineral), além do mais, é de interesse a recuperação energética do lodo de esgoto sanitário. Os percentuais de 10%, 30% e 50% de lodo foram arbitrados para que fosse possível analisar variações de mistura. O combustível de 100% carvão mineral foi utilizado para realizar comparativo com o 100% lodo de esgoto sanitário.

Os combustíveis foram denominados, para facilitar o tratamento dos dados, da seguinte forma: 100% carvão mineral (L0C100), 10% lodo de esgoto sanitário e 90% de carvão mineral (L10C90), 30% lodo de esgoto sanitário e 70% de carvão mineral (L30C70), 50% lodo de esgoto sanitário e 50% de carvão mineral (L50C50) e 100% lodo de esgoto sanitário (L100C0).

4.1.3 Material do leito do combustor

O material inerte (geralmente areia) e o combustível é que constituem a parte sólida do leito (CORTEZ; LORA; GOMÉZ, 2008). No combustor foi utilizado como material inerte a areia de fundição, amplamente aplicada na produção de moldes na siderurgia. Optou-se por esse material, pois segundo Bianchi (2018) possui boa regularidade granulométrica. A altura do leito utilizada foi de 200 mm.

A massa específica real ou absoluta (ρ_{pR}) é aquela onde não se considera a porosidade existente no material e será determinada pela equação 8.

$$\rho_{pR} = \frac{m_p}{\text{volume excluindo o volume dos poros}} \quad (8)$$

Onde:

m_p : massa da partícula

Já a massa específica aparente (ρ_{pA}), a qual leva em conta a porosidade da partícula, será determinada pela equação 9.

$$\rho_{pA} = \frac{m_p}{\text{volume total}} \quad (9)$$

A relação entre a massa específica aparente e a real fornece o valor da porosidade do material, conforme equação 10 (CREMASCO, 2012).

$$\varepsilon_p = 1 - \frac{\rho_{pA}}{\rho_{pR}} \quad (10)$$

A determinação do diâmetro médio das partículas será feita através do cálculo do diâmetro médio de Sauter, sugerido por Paudel e Feng (2013), de acordo com a seguinte equação:

$$d_p = \frac{1}{\Sigma\left(\frac{x_i}{d_i}\right)} \quad (11)$$

Onde:

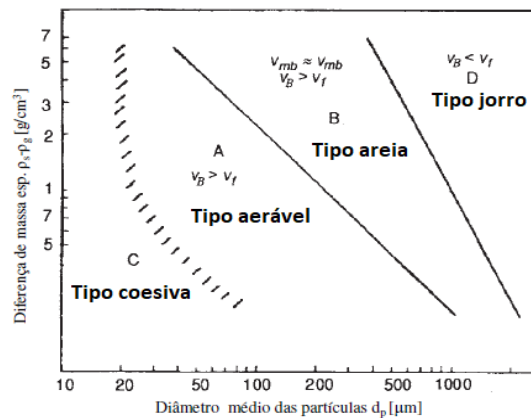
dp: diâmetro de partícula de Sauter, (mm).

di: diâmetro da peneira, (mm).

xi: fração mássica, (%).

A partir dessa definição foi possível enquadrar as partículas dentro dos critérios de classificação de Geldart da Figura 13.

Figura 13 - Classificação de Geldart.



Fonte: Adaptado de Oka (2004)

Grupo A: segundo Oka (2004), durante a fluidização desses materiais a fluidização homogênea pode ser alcançada com expansão gradativa do leito.

Grupo B: segundo Oka (2004), este grupo possui características de areia. A fluidização borbulhante ocorre com velocidades pouco superiores à velocidade de fluidização.

Grupo C: este grupo é formado por pós muito finos e aderentes que não fluidizam facilmente, podem gerar caminhos preferenciais no leito (OKA, 2004).

Grupo D: segundo Oka (2004), este grupo compreende partículas grossas. As bolhas sobem lentamente no leito.

O material inerte utilizado para os experimentos já foi caracterizado no trabalho realizado por Scarsi (2019). Os dados que foram utilizados do material do leito são baseados no estudo por eles realizado. A massa específica real e a aparente foram determinadas por eles com base na ABNT NBR NM 52:2009. Além disso, os autores realizaram ensaios de granulometria para a definição do diâmetro médio de Sauter e da fração de vazios para encontrar a porosidade do leito de partículas, bem como realizaram ensaios de peneiramento utilizando a diferença de diâmetro entre peneiras e as concentrações de areia, o que permitiu definir a escala de partículas com diâmetros entre 0,25 mm e 0,35 mm, com diâmetro médio de 0,295 mm. As partículas dentro da classificação de Geldart ficaram dentro do Grupo B.

4.1.4 Velocidade de mínima fluidização do leito

O material do leito, areia de fundição, é do mesmo lote e possui as mesmas características da utilizada nos ensaios realizados por Scarsi (2019). Sendo assim a velocidade de mínima fluidização utilizada teve como base os ensaios realizados por esses autores em uma bancada de fluidização a frio do Centro Tecnológico da SATC.

Na bancada de fluidização a frio o material do leito (areia de fundição) foi submetido a variações de velocidade do ar, o qual é variado até o ponto onde o leito apresenta características de fluidização. Através das medições e através da intersecção das curvas de aumento e estabilização da perda de carga foi possível encontrar a velocidade de mínima fluidização.

A velocidade de mínima fluidização encontrada por Scarsi (2019) e considerada para o presente estudo foi de 0,1615 m/s.

4.1.5 Determinação do excesso de ar

Com base nas equações de estequiometria, nas caracterizações dos combustíveis e nos valores excesso de ar limites sugeridos por Garcia (2013) para os combustíveis sólidos (excessos 12 a 50%), é que o valor do excesso de ar foi arbitrado em 40% para os experimentos de todos os combustíveis.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS COMBUSTÍVEIS

A caracterização foi baseada na análise imediata (matéria volátil, umidade higroscópica, teor de carbono fixo (por diferença) e cinzas) e análise elementar (carbono, oxigênio, hidrogênio, nitrogênio e enxofre), além da análise de cloretos presente no lodo de esgoto sanitário.

4.2.1 Análise Imediata

A análise imediata foi realizada no Laboratório de Análises e Ensaios de Carvão (LAEC) do CTSATC utilizando-se analisador termogravimétrico da marca LECO, modelo TGA 701, e tomando-se como referência a norma ASTM D7582-15 (ASTM, 2015) para análise da umidade higroscópica, cinzas, matéria volátil. O teor de carbono fixo foi obtido por diferença com base no cálculo apresentado na norma ASTM D3172-13 (ASTM, 2013).

A programação empregada na análise imediata, consistiu na seguinte sequência de etapas: (i) aquecimento da temperatura ambiente até 107 ± 3 °C em atmosfera inerte (nitrogênio, pureza 99,5%), até a massa permanecer constante (teor de umidade) em que o equipamento indica a finalização dessa etapa; (ii) colocação de tampa nos cadinhos contendo amostra,

aquecimento de 107 °C até 950 ± 20 °C na mesma atmosfera da etapa (i), com permanência por 7 minutos até massa constante (teor de matéria volátil); (iii) resfriamento do equipamento de 950 para 600 °C, remoção das tampas dos cadinhos e troca de atmosfera inerte para atmosfera oxidante (oxigênio, pureza 99,5%), novo aquecimento até 750 ± 15 °C e permanência por 60 minutos até massa constante (teor de cinzas).

Os teores de matéria volátil, cinzas e carbono fixo foram expressos em base seca (b.s.) e o perfil termogravimétrico dessa análise foi apresentado na forma gráfica (perda de massa (%) e temperatura (°C) versus tempo (s), e derivada da perda de massa (%massa/s) e temperatura (°C) versus tempo (s).

4.2.2 Análise Elementar

Para a análise elementar das amostras de carvão mineral e lodo de esgoto sanitário, foi utilizado o equipamento CHN modelo 628 SERIES SULFUR da marca Leco, seguindo-se as normas ASTM D5373-16 (ASTM, 2016) para determinação das concentrações de carbono, hidrogênio e oxigênio, e a norma ASTM D4239-18 (ASTM, 2018) para a determinação da concentração de enxofre total. A análise de cada amostra foi realizada em triplicata no Laboratório de Análises e Ensaios de Carvão (LAEC) do CTSATC.

Além das análises para determinação constituintes convencionais, a amostra de lodo de esgoto sanitário foi submetida à análise para determinação do teor de cloretos empregando-se o método de sais solúveis do manual de métodos de análise de solo da Embrapa (EMBRAPA, 1997), com determinação por cromatografia iônica. Esse ensaio foi realizado pelo Parque Científico e Tecnológico (i-parque) da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC).

4.2.3 Poder Calorífico

O Poder Calorífico Superior (PCS) dos combustíveis foi determinado pelo método experimental utilizando calorímetro modelo AC-500 da marca LECO, como base a norma ASTM D 5865-13 (ASTM, 2013). O Poder Calorífico Inferior (PCI) foi calculado aplicando-se a relação indicada por Garcia (2013):

$$PCI = [PCS - 2,43 (9H + u)] \quad (12)$$

Onde:

PCS: poder calorífico superior, (kJ/kg).

H: teor de hidrogênio do combustível, (kg/kg em base seca).

u: teor de umidade do combustível, (kg de água/kg de combustível seco).

O PCI obtido nesta equação é dado em kJ/kg. Neste trabalho, as amostras foram secas previamente à análise, logo, os resultados foram expressos em base seca (b.s.).

4.2.4 Caracterização das cinzas

Determinar a composição das cinzas dos combustíveis é importante para identificar os limites de temperatura da combustão em decorrência da possibilidade de fluidização e formação de escória no interior do sistema de combustão.

Bottom ash, ou cinzas pesadas, são materiais não queimados que se depositam no fundo dos combustores. A formação de escória ocorre quando as temperaturas de operação do equipamento superam a temperatura de fusão das cinzas. Enquanto a cinza pesada se assemelha a areia, a escória tem características de um material granulado preto com brilho e abrasivo (SAJWAN; PUNSHON; SEAMAN, 2006).

Foi realizada a análise visual do comportamento da fusibilidade das cinzas do lodo. As temperaturas utilizadas para isso foram 750 °C, 850 °C e 950 °C. As amostras foram colocadas na mufla ainda fria, modelo LEn2312, marca Jung, até atingir a temperatura desejada, o cadinho com a amostra de lodo permaneceu por uma hora e em seguida o material foi resfriado dentro da própria mufla.

Amostras das cinzas leves remanescentes da combustão de todas as combinações de combustíveis foram submetidas ao ensaio de perda ao fogo, a fim de avaliar a qualidade da combustão. Os ensaios foram realizados com base na ASTM D7348 - 07 (ASTM, 2007) no laboratório do Centro Tecnológico SATC - Associação Beneficente da Indústria Carbonífera de Santa Catarina. As cinzas pesadas não foram submetidas a este ensaio pela inviabilidade de retirada das cinzas ao final de cada teste de combustão.

A determinação da composição química dos elementos majoritários contidos nas cinzas do lodo de esgoto sanitário e do carvão mineral foi realizada utilizando um Espectrômetro de Fluorescência de raios-X (FRX) através de energia dispersa, modelo EDX 7000, marca Shimadzu, seguindo o método semi-quantitativo de óxidos para amostras sólidas ou em pó.

4.3 EXPERIMENTOS EM LEITO FLUIDIZADO

4.3.1 Combustor de leito fluidizado borbulhante

Os experimentos foram executados em um combustor do tipo leito fluidizado borbulhante em escala de bancada, com potência térmica aproximada de 4,5 kW e que pode ser observado na Figura 14.

Figura 14- Bancada de testes - leito fluidizado borbulhante.



Fonte: Adaptado de Centro Tecnológico SATC (2019)

Na Figura 14 o ponto (1) corresponde ao pré-aquecedor de ar, (2) é a câmara plena, (3) é a câmara de combustão, (4) é o silo de alimentação de combustível com válvulas rotativa e helicoide para dosagem de sólidos, (5) são os termopares, (6) é o ciclone, (7) é o coletor de sólidos.

O combustor é composto por uma câmara de combustão (3) cilíndrica com 160 mm de diâmetro, altura livre de 1.200 mm, confeccionada em aço inox Sandvik 3R60 (TP 316L) ASTM A269. Na base combustor encontra-se a câmara plena (2), com 160 mm de diâmetro por 500 mm de comprimento, a qual é responsável por estabilizar o escoamento antes da placa de

distribuição de ar localizada na base da câmara de combustão. A placa distribuidora é fabricada em fibra cerâmica e possui espessura de 12 mm com furos de 1 mm de diâmetro.

A vazão de ar é controlada antes do pré-aquecedor elétrico (1), que funciona com resistência elétrica por contato direto, sendo a temperatura de trabalho de aproximadamente 350 °C. Este componente foi utilizado apenas para auxiliar no aquecimento do leito e desligado durante a realização dos experimentos. O equipamento possui alimentação apenas de ar primário, sendo possível adaptar uma das entradas de termopar para insuflar ar secundário (frio), alternativa que não foi utilizada para os testes deste trabalho.

Antes do início dos testes, o sistema de alimentação de ar foi drenado para garantir que o ar injetado no sistema esteja livre de umidade. Além disso, o compressor de ar conta com sistema automático de purga que é acionado através de temporizador.

Os termopares (5) são do tipo K, com linha de erro segundo fabricante de $\pm 2,2$ °C. Estão localizados em pontos estratégicos, como no leito das partículas (T3), na zona de combustão (T4), e no *freeboard* (T6). Detalhes da posição dos termopares que foram utilizados podem vistos na Figura 15.

Figura 15- Posição dos termopares.



Fonte: Autora (2021)

A saída de ar, que ocorre na parte superior, é interligada a um ciclone (6) modelo *Stairmand*, com diâmetro cilíndrico de 80 mm para realizar a separação do material particulado que é arrastado da câmara de combustão e dos gases. Na parte inferior do ciclone está localizado

o sistema coletor de sólidos (7), que é o ponto de coleta das cinzas leves usadas para os testes de perda ao fogo.

A alimentação do combustível (4) ocorre no topo do reator, através de uma válvula rotativa acoplada a um alimentador tipo helicóide. O acionamento é realizado por meio de motor elétrico com frequência variável.

Para a realização dos testes, o sistema foi pré-aquecido utilizando-se resistências elétricas instaladas no equipamento até a temperatura de aproximadamente 650 °C. Após atingir essa temperatura, as resistências foram desligadas para que não interferissem nos resultados.

4.4 ANÁLISE DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS

A análise de gases consiste na coleta de amostra de gases de combustão para determinação do teor dos principais componentes (CO₂, CO, O₂, H₂, SO₂, NO, etc.) com o objetivo de gerenciar e ajustar de forma eficiente a combustão (LORA e VENTURINI, 2012). A partir da coleta e da análise dos dados de composição dos gases de combustão, foi realizada a comparação aos limites estabelecidos nas legislações descritas no subitem 3.6.1.

No combustor de leito fluidizado borbulhante utilizado os gases foram capturados para a análise das emissões atmosféricas a aproximadamente 1.000 mm depois do ciclone. As medições foram realizadas por um analisador de gases da marca ECIL Chemist 600, o qual possibilitou a medição de gases O₂, CO, NO, SO₂ e CO₂. Além disso, com esse equipamento foi possível realizar a medição do excesso de ar. O analisador de gases e o detalhe do ponto de coleta das emissões atmosféricas pode ser visto na Figura 16.

Figura 16- Sistema para medição e análise dos gases de combustão.



(a) Analisador de gases



(b) Ponto de medição dos gases

Fonte: Autora (2021)

As medições de NO foram convertidas para NO₂ e expressas como NO_x. A conversão foi realizada com base no descrito pelo do fabricante do analisador de gases (NO₂ não superior a 3%) e na indicação feita por Werther e Ogada (1999) que sugerem que no processo de combustão o NO é predominante e NO₂ é inferior a 5%, neste sentido foi considerado NO₂ de 2,9%.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 PREPARAÇÃO DO COMBUSTOR DE LEITO FLUIDIZADO

A velocidade de fluidização utilizada foi na faixa de 1,76 vezes a velocidade mínima de fluidização. Essa velocidade foi determinada com base na massa específica do ar na temperatura média de 800 °C obtida por interpolação dos dados da Tabela A.4 de Incropera et al. (2003).

O excesso de ar utilizado nos ensaios de combustão para o carvão mineral e o lodo de esgoto sanitário foi em média de 42%. Para o controle do excesso de ar, a vazão volumétrica de ar foi mantida em aproximadamente $5,712 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$, e a vazão mássica de cada combustível foi variada por meio do controle de frequência do motor do alimentador.

5.1.1 Produção das misturas combustíveis

Para a secagem do lodo há o consumo de energia que, nos testes realizados neste trabalho, foi realizada em estufa elétrica. Em condições industriais é importante que o próprio combustível forneça a energia necessária para sua secagem. Isso é possível para o lodo de esgoto sanitário, reduzindo ou eliminando custos com esta etapa. Perante o exposto o potencial energético do lodo sanitário seco para aplicação na etapa de secagem desse resíduo foi estimado.

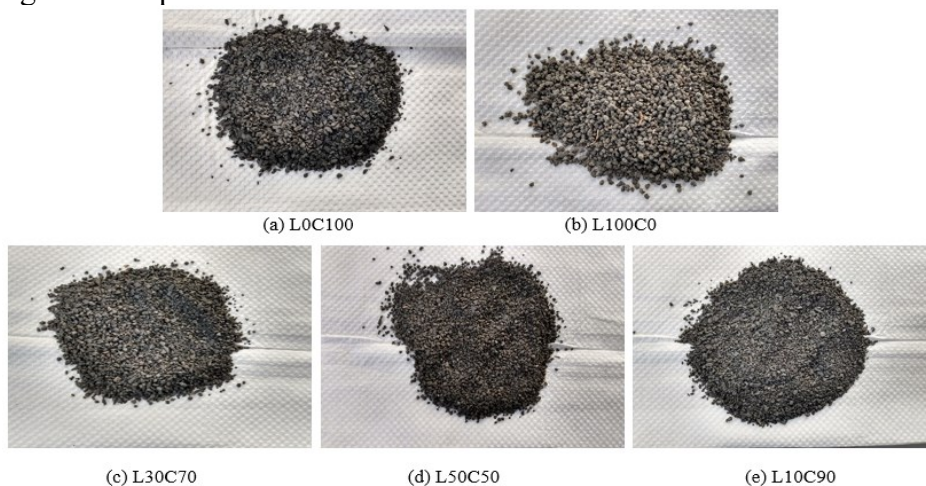
As temperaturas consideradas para a etapa de secagem foram inicialmente 25 °C e final 100°C, para a obtenção dos dados de calor sensível e latente, conforme descrito no item 4.1.2. Além disso, as análises experimentais apontaram que a cada 6 kg de lodo sanitário úmido renderam 1 kg de lodo sanitário seco.

Através das Equações 6 e 7, foi possível determinar que, para cada kg de água, a ser evaporada, são necessários 2.573,5 kJ. Comparando-se esse valor com o Poder Calorífico Inferior do lodo sanitário seco, isto é, 16.276 kJ/kg (conforme detalhado a seguir na Tabela 8), é possível afirmar que o lodo sanitário seco tem potencial para suprir a demanda de energia para sua secagem, dispensando a aplicação de combustível auxiliar.

Para a secagem do lodo de esgoto sanitário pode ser utilizado, em aplicações industriais, energia térmica de qualidade inferior oriunda, por exemplo, dos gases de escape do processo de combustão.

Após a secagem e moagem do lodo de esgoto sanitário e preparação do carvão mineral, os dois materiais foram misturados nas proporções pré-definidas conforme Figura 17: 100% carvão mineral (L0C100), 100% lodo de esgoto sanitário (L100C0), 30% lodo de esgoto sanitário e 70% de carvão mineral (L30C70), 50% lodo de esgoto sanitário e 50% de carvão mineral (L50C50) e 10% lodo de esgoto sanitário e 90% de carvão mineral (L10C90).

Figura 17- Aparência visual dos combustíveis.



Fonte: Autora (2021)

Comparando-se as imagens (a) e (b) da Figura 17, que correspondem a 100% carvão mineral e a 100% lodo de esgoto sanitário respectivamente, é perceptível que os dois materiais possuem características visuais semelhantes. O mesmo ocorre para as misturas das figuras 17(c), 17(d) e 17(e), as quais formaram combustíveis bastante semelhantes visualmente. A homogeneidade do combustível auxilia na passagem pelo alimentador do combustor, reduzindo riscos de entupimento.

5.2 CARACTERIZAÇÃO DE LODO DE ESGOTO SANITÁRIO E CARVÃO MINERAL

Com base no item 3.2 da NBR 1004 de 2004 (ABNT, 2004), que classifica os resíduos sólidos quanto aos seus potenciais riscos ao meio ambiente e à saúde pública, é possível indicar que o lodo de esgoto sanitário deve ser tratado como um resíduo classe I, ou seja, perigoso.

Os resultados da caracterização das amostras são apresentados nas seções a seguir, e consistem em teor de umidade, cinzas, matéria volátil, carbono fixo, composição elementar, poder calorífico e composição química das cinzas. A discussão foi baseada na análise comparativa das propriedades do carvão mineral, do lodo de esgoto sanitário e de suas misturas tomando-se o primeiro como combustível de referência.

5.2.1 Análise imediata, análise elementar e poder calorífico

A Tabela 8 apresenta os resultados obtidos na análise imediata para o lodo de esgoto sanitário (após secagem) e carvão mineral. Importante salientar que os dados das misturas foram obtidos por meio de balanço de massa considerando-se mistura homogênea.

Tabela 8- Propriedades do carvão mineral, lodo de esgoto sanitário e suas misturas.

	L0C100	L10C90	L30C70	L50C50	L100C0
Análise imediata [%¹, b.s.²]					
Umidade Hidroscópica	1,25	1,75	2,76	3,77	6,29
Cinzas	52,64	49,88	44,35	38,82	25,00
Material Volátil	8,24	14,12	25,90	37,67	67,09
Carbono Fixo	39,12	35,99	29,76	23,52	7,91
Análise elementar [%¹, b.s.²]					
Carbono	40,95	40,50	39,61	38,72	36,49
Hidrogênio	2,29	2,66	3,39	4,13	5,97
Nitrogênio	0,83	1,29	2,20	3,11	5,38
Oxigênio	0,69	3,10	7,92	12,75	24,80
Enxofre	2,60	2,58	2,53	2,48	2,36
Cloretos	-	-	-	-	0,10
Poder calorífico (kJ/kg)					
PCS	16.020	16.192	16.536	16.880	17.740
PCI	15.486	15.565	15.723	15.881	16.276

¹g/100g; ²Base seca.

Fonte: Autora (2021)

Através da análise imediata do lodo de esgoto sanitário foi detectada umidade de 6,29% após o processo de secagem em estufa. Ao longo do processo de preparação das amostras, que durou alguns meses, em virtude da dificuldade de produção de lodo de esgoto sanitário gerada pela quebra recorrente da centrífuga, foi realizada nova análise imediata para acompanhar a variação principalmente da umidade, pois entende-se que a umidade pode interferir no processo de ignição e combustão. A Tabela 9 mostra os dados da análise imediata realizada para acompanhamento.

Tabela 9- Resultado da análise de acompanhamento do lodo de esgoto sanitário.

	L100C0
Análise imediata [%¹, b.s.²]	
Umidade Higroscópica	11,10
Cinzas	26,72
Material Volátil	64,10
Carbono Fixo	9,18

¹g/100g; ²Base seca.

Fonte: Autora (2021)

A comparação da Tabela 8 com a Tabela 9 permite verificar um aumento da umidade higroscópica de 4,81%, possivelmente pela influência do armazenamento das amostras. O percentual de cinzas não apresentou alteração significativa. O teor de material volátil apresentou redução e carbono fixo aumento.

A umidade, mesmo com aumento, apresenta um bom resultado principalmente se comparada com os carvões, conforme apresentado na Tabela 1. O carvão mineral estudado apresenta baixo teor de umidade, inclusive menor que o lodo. A umidade resultante da mistura do lodo de esgoto sanitário e do carvão mineral aumenta com a adição de lodo de esgoto sanitário.

O carvão mineral apresentou maior teor de cinzas (52,64%) comparado ao lodo de esgoto sanitário (25,00%). Com a mistura de lodo de esgoto sanitário ao carvão mineral o percentual de cinzas varia de 49,88 % a 38,82%.

No lodo de esgoto sanitário o teor de cinzas pode ser influenciado pelo tipo de tratamento. Lodos que passam pelo processo aeróbio apresentam maior conteúdo de matéria orgânica e conseqüente menor teor de cinzas. O inverso é verdadeiro para lodos que passam pelo processo anaeróbio (Languer et al., 2020).

O valor obtido para material volátil do lodo de esgoto sanitário ficou dentro da média encontrada em outros estudos. É importante salientar que o teor de voláteis interfere na reatividade do combustível, conforme Lora e Venturini (2012).

A razão entre o teor de voláteis e o carbono fixo (MV/CF) para o lodo de esgoto sanitário é de 8,48, ficando dentro do indicado para as biomassas, que é maior que 4. Esta relação para o carvão mineral é de 0,21, também ficando dentro do sugerido para o carvão mineral (menor que 1). Foi possível perceber que para as misturas com até 30% de lodo de esgoto sanitário, a razão apresenta valores inferiores a 1,50%, o valor supera o ponto de referência do carvão mineral.

Quanto ao teor de carbono fixo, o carvão mineral apresentou valor superior ao lodo de esgoto sanitário. Na segunda análise realizada, apresentada na Tabela 9, é possível perceber um pequeno acréscimo no percentual do carbono fixo para o lodo de esgoto sanitário e conseqüente redução do material volátil. No combustível L50C50 é visível a influência do carvão mineral, em razão do percentual significativo de carvão mineral na mistura.

O lodo de esgoto sanitário apresentou um conteúdo de oxigênio elevado, característico das biomassas. Se comparado a outros estudos, os percentuais de carbono fixo apresentados na Tabela 8 ficaram dentro da faixa encontrada por autores citados nas Tabelas 1 e 2 .

O teor de hidrogênio do carvão mineral, 2,29%, foi menor que o do lodo de esgoto sanitário, 5,97%, porém ambos estão dentro das faixas encontradas por outros estudos (Tabela 1 e Tabela 2). Assim como o hidrogênio o percentual encontrado no lodo de esgoto sanitário de oxigênio (24,80%) é mais significativo que o encontrado no carvão mineral (0,69%). Para Languer et al. (2020) o nitrogênio no lodo de esgoto sanitário é oriundo de atividades antrópicas (urina, fezes, resíduos alimentares e detergentes).

Segundo Senneca et al. (2007), os combustíveis de biomassa têm mais oxigênio e hidrogênio e menos carbono do que o carvão mineral. Isso é consistente com o fato de que os combustíveis de biomassa têm muito mais voláteis e umidade em comparação com o carvão mineral.

Os percentuais de enxofre para ambos os combustíveis e suas misturas apresentaram pouca variação, de 2,36% a 2,60%. A origem do enxofre presente no lodo de esgoto sanitário, segundo Languer et al. (2020) é atribuída aos compostos resultantes da decomposição de proteínas presentes nas fezes humanas.

A presença de cloretos no lodo de esgoto sanitário também foi investigada, uma vez que percentuais expressivos podem promover a formação de compostos (HCl, Cl₂, FeCl₂, NaCl, KCl), que agredem as superfícies de troca térmica das caldeiras. Além do mais, a combinação de derivados do cloro e produtos da combustão incompleta podem potencializar a formação de dioxinas e furanos (PCDD/PCDF).

Stelmach e Wasielewski (2008), indicaram 0,10% de cloro em suas análises do lodo de esgoto sanitário na Polônia. Já Batistella et al. (2015) apresentou em seu estudo teor de cloro de 0,21%. Poucos estudos sobre o lodo de esgoto sanitário trazem esta análise para que possa ser realizado comparativo mais abrangente. Porém para Languer et al. (2020), indica que resultados indesejáveis da presença de cloro como efeito corrosivo dos sais de cloro e as emissões de HCl que influenciam a formação de PCDD e PCDF ocorrem geralmente para combustíveis com teor de cloro acima de 0,10% em massa em base seca. Na análise realizada pelo presente estudo, o valor de cloretos foi de 0,10% em base mássica. Se comparado aos valores de teor de cloro, o valor está dentro dos limites.

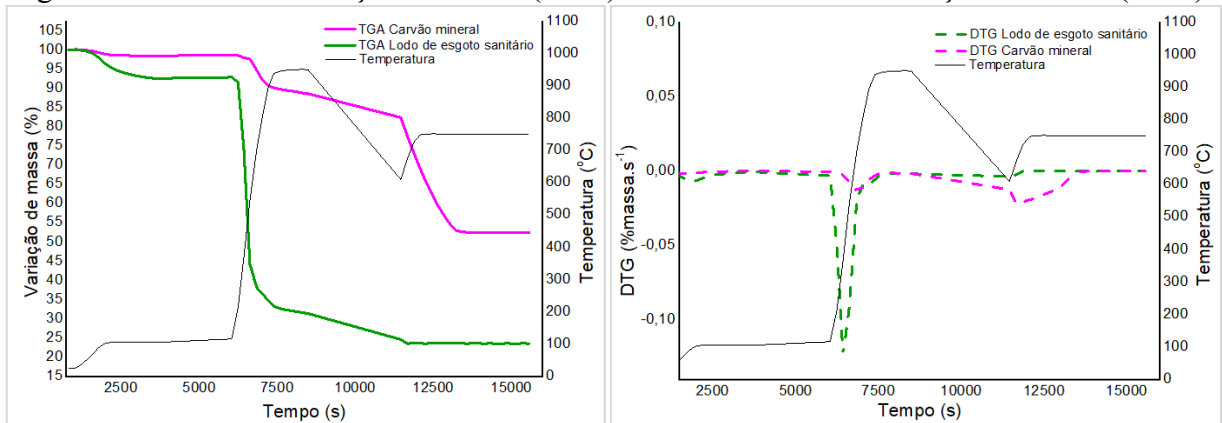
O cloro presente no lodo de esgoto sanitário pode ser atribuído à dissolução de minerais do solo, descargas industriais em esgotos e excrementos humanos (LANGUER et al., 2020).

O poder calorífico do lodo de esgoto sanitário apresentou valores superiores aos encontrados no carvão mineral. Ao misturar 10% de lodo de esgoto sanitário ao carvão mineral

observou-se aumento do poder calorífico de aproximadamente 0,51%, chegando a aproximadamente 2,55% para 50% de lodo de esgoto sanitário na mistura (L50C50), comparados ao carvão mineral puro (15.486 kJ/kg, b.s.). O poder calorífico do lodo de esgoto sanitário (17.740 kJ/kg, b.s.) ficou próximo aos carvões minerais do tipo sub-betuminoso, que é superior a 17.426 kJ/kg segundo o MME (2006).

Os resultados da análise imediata por termogravimetria para os combustíveis L0C100 (100% carvão mineral) e para L100C0 (100% lodo de esgoto sanitário) foram também apresentados na forma gráfica nas Figuras 18 (a) e (b), na qual é possível verificar as curvas de perda de massa (TGA) e temperatura versus tempo e de taxa de perda de massa (DTG) e temperatura versus tempo, respectivamente.

Figura 18- Curvas de variação de massa (TGA) e curvas de taxa de variação de massa (DTG).



(a) TGA

(b) DTG

Fonte: Autora (2021)

Observando a Figura 18 (a), é possível constatar que o lodo de esgoto sanitário apresenta perda de umidade durante o processo secagem (temperatura na faixa dos 100 °C) mais significativa que o carvão mineral, confirmando o comportamento esperado com base na caracterização imediata dos dois combustíveis. Durante a emissão dos voláteis na combustão do lodo de esgoto sanitário ocorre perda significativa de massa (temperatura aproximada de 900 °C) quase 60%. No entanto, o carvão mineral, por apresentar menor conteúdo de voláteis, possui redução de massa menos acentuada quando comparada com o lodo de esgoto sanitário.

Na faixa referente ao carbono fixo o carvão mineral apresenta maior perda de massa em comparação ao lodo de esgoto sanitário.

A derivada da curva TGA, Figura 18 (b), mostra a velocidade com que o fenômeno ocorre. O maior pico da Figura 18 (b) demonstra que, mesmo ocorrendo um consumo elevado

de massa durante a devolatilização no lodo de esgoto sanitário, o fenômeno ocorreu de forma mais rápida no lodo de esgoto sanitário em comparação ao carvão mineral. A perda de umidade ocorreu de forma mais lenta no lodo de esgoto sanitário em relação ao carvão mineral. Além disso, é perceptível que o consumo do carbono fixo no carvão mineral ocorreu de forma não rápida, mesmo o carvão mineral possuindo maiores de teores de carbono fixo que o lodo.

5.2.2 Caracterização das cinzas

A caracterização das cinzas do lodo de esgoto sanitário e do carvão mineral é apresentada nos tópicos a seguir.

5.2.2.1 Composição das cinzas

A determinação da composição das cinzas é importante para que possam ser indicadas possíveis utilizações ou em último caso a forma menos impactante de descarte. As cinzas foram geradas para a análise de FRX.

Na Figura 19 pode ser observado, pela coloração, a presença de ferro nas cinzas do lodo de esgoto sanitário (esquerda).

Figura 19- Aspecto visual das cinzas lodo de esgoto e carvão mineral.



Fonte: Centro Tecnológico SATC (2021)

Os resultados obtidos pela análise de FRX das cinzas realizada no Laboratório de Caracterização Microestrutural (LACAMI) do CTSATC são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10- Resultados da análise de FRX das amostras de lodo de esgoto sanitário e carvão mineral.

Teor dos componentes (%)		
Elementos	Lodo de esgoto sanitário	Carvão mineral
Fe ₂ O ₃	23,205	8,221
SiO ₂	23,026	60,005
P ₂ O ₅	19,467	*
Al ₂ O ₃	15,897	22,508
CaO	9,244	1,511
K ₂ O	3,304	4,035
MgO	2,627	0,826
TiO ₂	1,352	1,113
SO ₃	0,989	1,606
ZnO	0,635	0,031
MnO	0,225	0,047
Cr ₂ O ₃	0,029	*
ZrO ₂	*	0,058
SrO	*	0,019
Rb ₂ O	*	0,016
NiO	*	0,005
Total (%)	100	100

Fonte: Autora (2021)

Confirmando a análise visual das cinzas, a Tabela 10 apresenta maiores teores de óxidos de ferro na composição das cinzas do lodo de esgoto sanitário em comparação com o carvão mineral.

Na análise da composição das cinzas do lodo de esgoto sanitário fica evidente a predominância de ferro na forma de óxido férrico (Fe₂O₃), seguido de sílica como óxido silício (SiO₂). Outros dois componentes que se destacam são Pentóxido de fósforo (P₂O₅) e o óxido de alumínio (Al₂O₃).

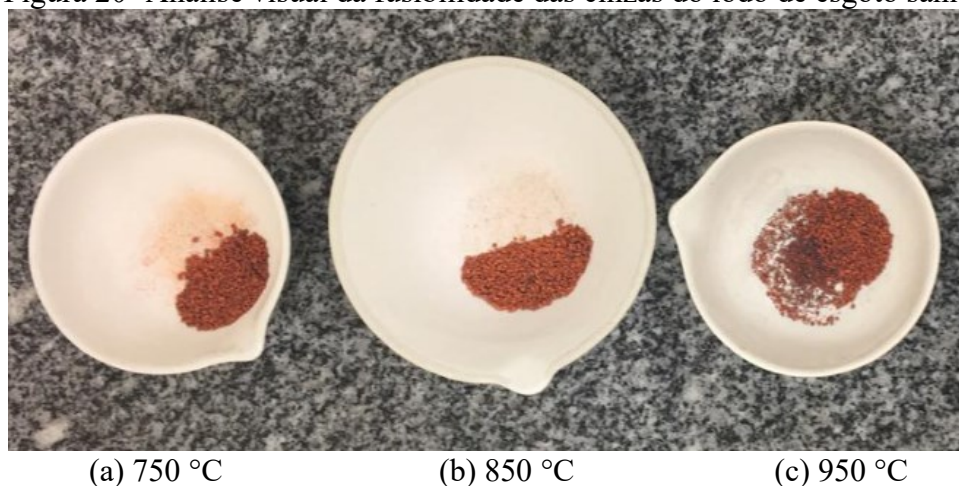
Segundo Ahn et al. (2020), o conteúdo expressivo de P é uma característica do lodo de esgoto, já sinalizada por outros autores. O alto teor de fósforo nas cinzas pode aumentar a propensão a problemas relacionados às cinzas, por isso é importante ter atenção quanto às temperaturas de combustão para evitar a aglomeração do leito ou escória durante os experimentos.

Durante a realização dos testes de combustão não foram percebidas formações de escória. Já as cinzas do carvão mineral apresentaram teores mais significativos de óxido silício (SiO_2) e óxido de alumínio (Al_2O_3). No carvão mineral não foram encontrados óxidos de fósforo.

5.2.2.2 Ensaio qualitativo de fusibilidade das cinzas

A análise visual de fusibilidade das cinzas do lodo de esgoto sanitário resultou nas imagens que podem ser vistas na Figura 20.

Figura 20- Análise visual da fusibilidade das cinzas do lodo de esgoto sanitário.



Fonte: Autora (2021)

Visualmente é possível perceber que o lodo de esgoto sanitário, quando submetido às temperaturas de 750 ° e 850 °C, não apresentou formação de escória. Porém, a 950 °C há o início de formação de escórias que podem se prender no combustor. Por segurança, para esse tipo de material, com base na análise visual da fusibilidade das cinzas, recomenda-se trabalhar com temperaturas de combustão de até 850 °C dado que não foram testadas temperaturas entre 850 °C e 950 °C.

Mais detalhes da amostra a 950 °C podem ser vistos na Figura 21.

Figura 21- Detalhe amostra a 950°C.



Fonte: Adaptado de Centro Tecnológico SATC (2021)

5.2.2.3 Perda ao fogo

O ensaio de perda ao fogo foi realizado em duplicata nas cinzas dos cinco combustíveis. O resultado da média das duplicatas e o desvio padrão é mostrado na Tabela 11. As amostras das cinzas dos combustíveis foram coletadas em todos os ensaios, com exceção do L0C100 que a amostra foi coletada de um único teste.

Tabela 11- Perda ao fogo dos combustíveis.

Combustível	% Perda ao Fogo	Desvio Padrão
L0C100	10,56	0,038
L10C90	13,18	2,224
L30C70	8,06	0,098
L50C50	9,57	0,949
L100C0	6,63*	-

* Valor referente a um ensaio e não a média dos ensaios para o combustível L100C0

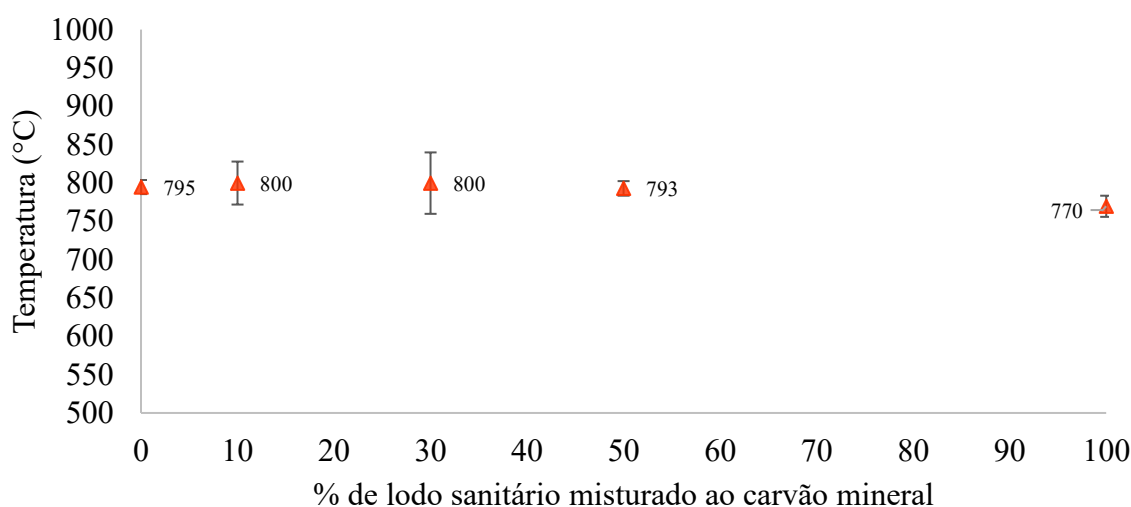
Fonte: Autora (2021)

A partir dos dados da Tabela 12, observa-se que a melhor conversão ocorreu para o combustível com 100% de lodo de esgoto sanitário e a perda ao fogo mais significativa ocorreu no combustível formado por 10% de lodo de esgoto sanitário e 90% de carvão mineral (L10C90), pouco tempo de residência do combustível dentro do combustor pode ter ocasionado a maior perda ao fogo.

5.3 ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DO PERCENTUAL DE MISTURA DO LODO DE ESGOTO SANITÁRIO NO PERFIL DE TEMPERATURA

O comportamento da temperatura no combustor em relação ao percentual de mistura de lodo de esgoto sanitário e carvão mineral em regime permanente de operação da combustão é apresentado na Figura 22.

Figura 22 - Temperatura do leito (T3) em função do combustível.



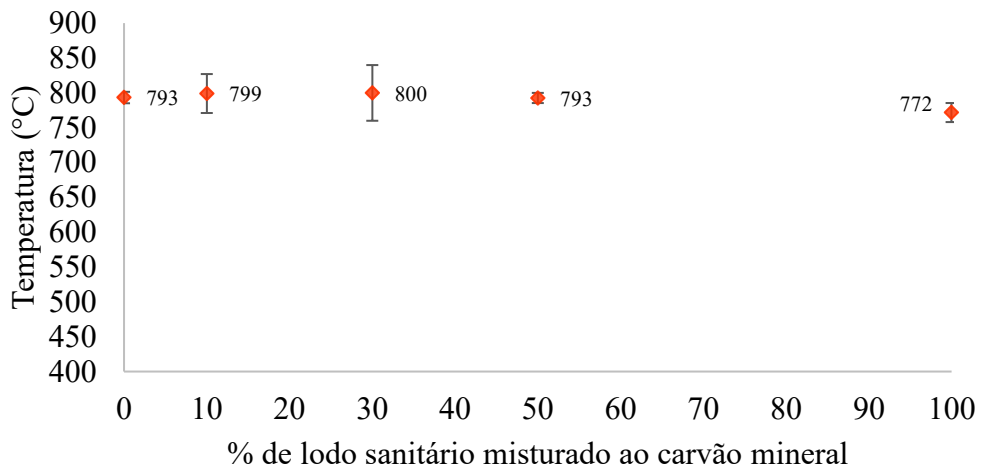
Fonte: Autora (2021)

Salienta-se que as resistências elétricas do combustor do leito fluidizado borbulhante possui foram utilizadas apenas para aquecer o equipamento até a temperatura de 700°C, ficando desligadas durante os experimentos, assim como o pré-aquecedor de ar por resistência elétrica. A temperatura do ar injetado no combustor foi em média 23,73 °C. As temperaturas do leito do combustor observadas na Figura 22 foram menores (entre 5,9 e 9,46%) que a temperatura identificada como risco de início de fusão das cinzas (acima de 850 °C), oferecendo dessa forma segurança para a operação do combustor.

Com a adição de percentuais mássicos de 50% (L50C50) de lodo de esgoto sanitário houve uma pequena queda na temperatura (aproximadamente 7 °C). Durante a combustão do combustível L100C0 é perceptível uma pequena diminuição da temperatura no ponto T3, em torno de 3,16% em relação ao combustível L0C100. Este comportamento pode estar relacionado ao percentual de umidade do lodo de esgoto sanitário (6,29%, b.s.) que é superior ao do carvão mineral (1,25%, b.s.).

A Figura 23 demonstra o comportamento da temperatura na zona de combustão (T4).

Figura 23 - Temperatura da zona de combustão (T4) em função do combustível.



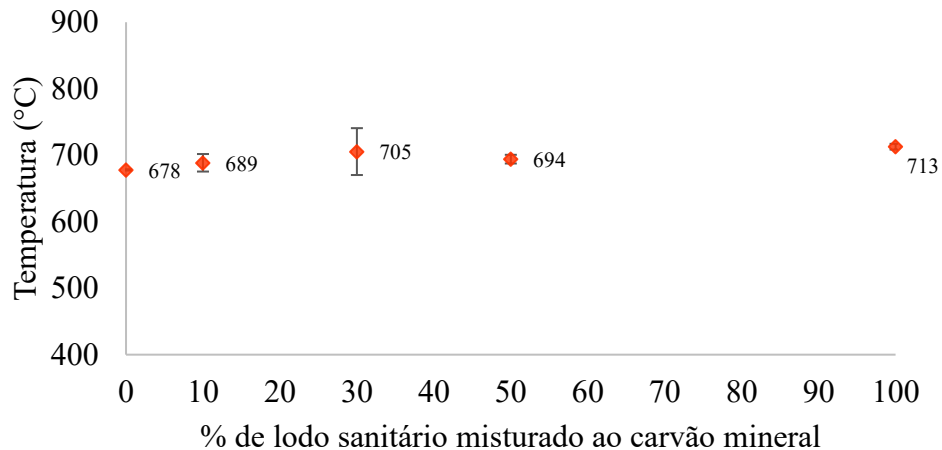
Fonte: Autora (2021)

A temperatura na zona de combustão apresentou comportamento semelhante ao encontrado no leito do combustor. Com a mistura de até 50% de lodo de esgoto sanitário a temperatura mantém-se quase constante levando em conta a incerteza de medição associada ao termopar do tipo K. Para o combustível L100C0 ocorreu pequena redução de temperatura.

Mesmo o combustível que possui apenas lodo em sua composição apresenta pouca redução na temperatura em relação ao combustível L0C100. Este comportamento pode estar relacionado às características do lodo de esgoto sanitário o qual possui o poder calorífico inferior de 16.276 kJ/kg, superior inclusive ao combustível formado apenas por carvão mineral.

As temperaturas encontradas durante os experimentos na região de *freeboard* são apresentadas na Figura 24.

Figura 24- Temperatura de *freeboard* (T6) em função do combustível.



Fonte: Autora (2021)

A temperatura de *freeboard* é a que apresenta maior variação entre os diferentes percentuais de mistura. O alto conteúdo de voláteis (67,09%) presente no combustível L100C0 pode ocasionar o aumento da temperatura nas zonas superiores do combustor. Além disso, a alimentação do combustível pela parte superior pode fazer com que os voláteis sejam liberados e queimados em arraste pelos gases de combustão.

O alto teor de material volátil presente no lodo de esgoto sanitário, em torno de 67,09% para L100C0, pode ter ocasionado temperatura mais elevada na região de *freeboard*, os quais continuaram reagindo nesta região.

A Tabela 12 mostra o compilado das temperaturas obtidas no processo de combustão.

Tabela 12- Compilado das temperaturas

Temperaturas			
Combustíveis	T3 (°C)	T4 (°C)	T6 (°C)
L100C0	770	772	713
L50C50	793	793	694
L30C70	800	800	705
L10C90	800	799	689
L0C100	795	793	678

Fonte: Autora (2021)

5.4 ANÁLISE DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS

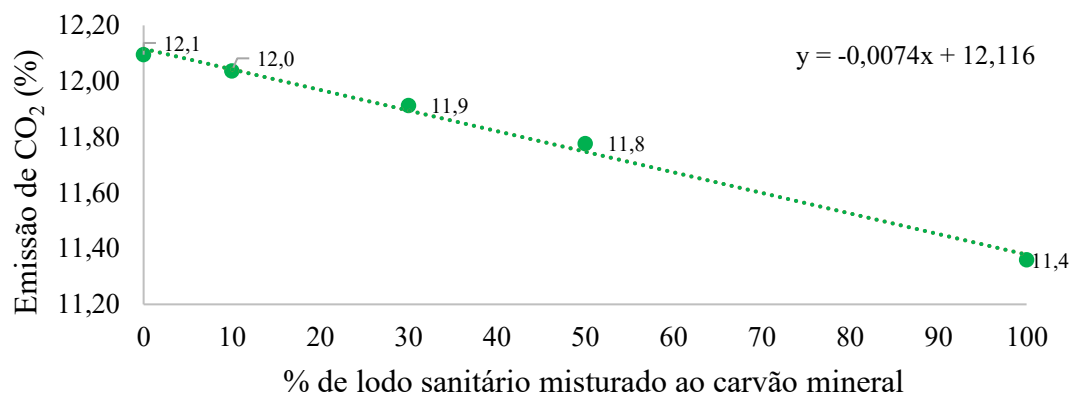
Os dados apresentados dos itens 5.4.1 ao item 5.4.4 estão na condição referencial de oxigênio de 7%, conforme exigido pela SEMA 016/14.

5.4.1 Emissões de dióxido de carbono (CO₂)

As emissões atmosféricas de CO₂ estão relacionadas à qualidade da combustão, pois são indícios de combustão completa, a qual está relacionada a parâmetros operacionais.

A Figura 25 apresenta os resultados obtidos durante a combustão de diferentes misturas de carvão mineral e lodo de esgoto sanitário (L0C100, L10C90, L30C70, L50C50, L100C0).

Figura 25 - Comportamento das emissões de CO₂ em função do combustível.



Fonte: Autora (2021)

Da análise da Figura 25 foi possível constatar tendência de redução na concentração de CO₂ nas emissões atmosféricas com a utilização de maiores percentuais de lodo de esgoto sanitário na mistura combustível. Comparando a emissão atmosférica de L0C100 e L100C0, a redução observada foi de aproximadamente 6%. A não oxidação do CO em CO₂ pode ter contribuído para a redução das emissões do dióxido de carbono.

Um fator importante a ser ressaltado é que as emissões atmosféricas de CO₂ oriundas do combustível formado por lodo não são provenientes de um combustível fóssil, mitigando a emissão CO₂ da combustão do carvão mineral.

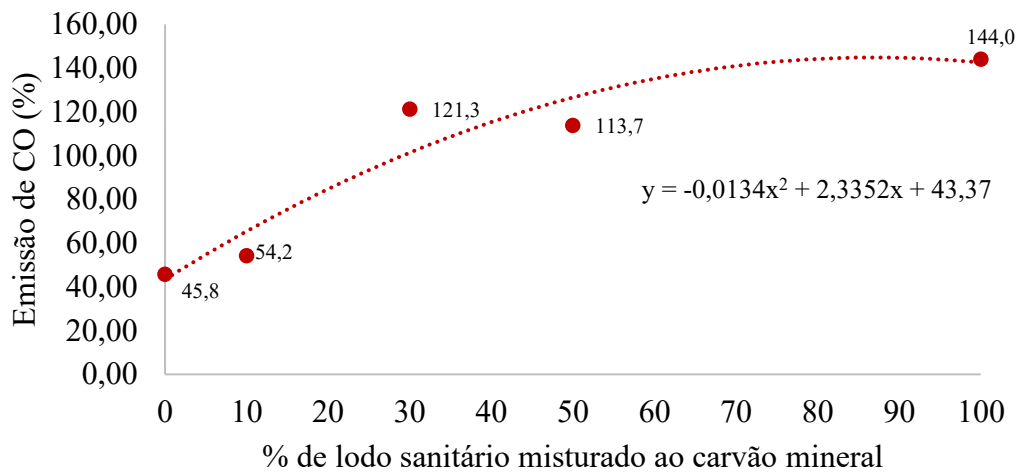
A adição de pequenas quantidades de lodo, 10% em massa, não refletiram significativamente para a redução de CO₂.

O comportamento linear possibilitou a determinação da equação de regressão, contida no gráfico da Figura 25, que a representa. Isso proporcionou encontrar previsões de emissões de CO₂ para outros valores de mistura dentro da faixa estudada.

5.4.2 Emissões de monóxido de carbono (CO)

Durante os experimentos, a segunda medição das emissões de CO dos combustíveis L50C50, L30C70 e L10C90 apresentaram emissões atmosféricas de CO zeradas, levando em conta que o equipamento de detecção possui uma faixa de medição que inicia em 1 ppm e pode existir erros sistemáticos os quais são capazes de subestimar ou superestimar os valores verdadeiros. O resultado das duplicatas para análise da emissão atmosférica de CO foi desconsiderada. Na Figura 26 pode ser observado o comportamento das emissões atmosféricas de CO em diferentes misturas.

Figura 26- Comportamento das emissões de CO em função do combustível.



Fonte: Autora (2021)

Para a mistura de até 10% de lodo de esgoto sanitário (L10C90), a emissão atmosférica de CO apresentou pouca variação. No entanto, há um aumento com o uso do combustível com maior percentual de lodo de esgoto sanitário, ao contrário do que ocorreu com o CO₂. Isso indica que não ocorreu a oxidação total do carbono em dióxido de carbono e combustão completa. Entretanto, os valores das emissões atmosféricas de monóxido de carbono estão relativamente abaixo. O atendimento a legislação será discutido no item 5.4.5.

Um dos fatores que pode interferir nas emissões de CO é o teor de oxigênio. Porém, neste caso, como o excesso de ar foi mantido praticamente constante, é improvável que esta seja uma das razões para a variação. Entretanto, se for levado em conta que o lodo de esgoto possui um percentual significativo oxigênio em sua composição, isto pode ter influenciado nas emissões de CO.

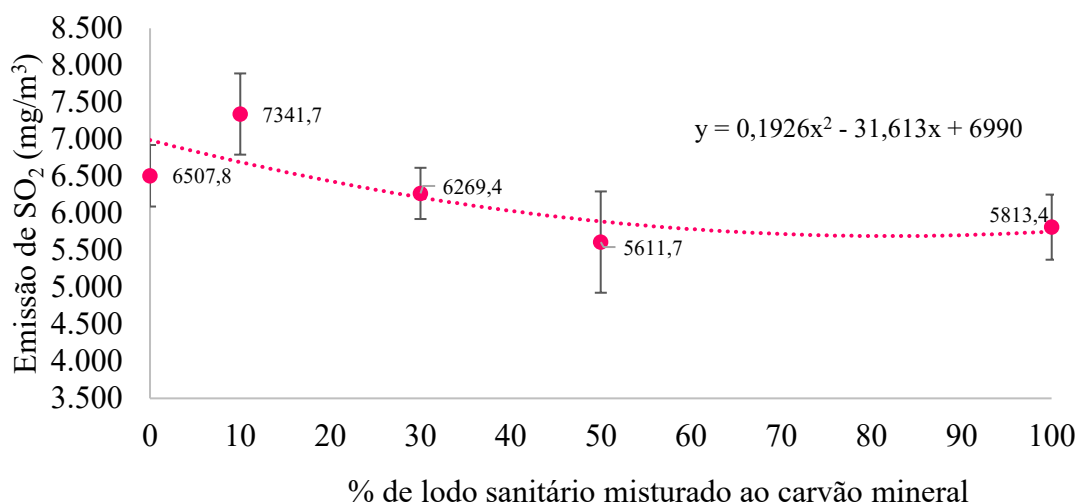
É possível perceber que as emissões atmosféricas de CO não se comportam de forma linear da mesma forma que ocorre nas emissões de CO₂ conforme visto na Figura 26.

A equação quadrática foi a que melhor representou a relação entre os percentuais de lodo de esgoto sanitário adicionado e as emissões de CO.

5.4.3 Emissões de dióxido de enxofre (SO₂)

A utilização de combustível com maiores quantidades de enxofre pode resultar em emissões atmosféricas mais significativas SO₂. O comportamento das emissões atmosféricas de SO₂ é apresentado na Figura 27.

Figura 27 - Comportamento das emissões de SO₂ em função do combustível.



Fonte: Autora (2021)

Com base na análise da Figura 27 é possível verificar que as emissões atmosféricas de SO₂ não apresentam redução significativa à medida que o combustível com percentuais de lodo de esgoto sanitário foi utilizado. Possivelmente, este comportamento foi resultado da composição do carvão mineral e do lodo de esgoto sanitário em termos de enxofre, pois estes apresentaram semelhança, de 2,6 % e 2,36% respectivamente.

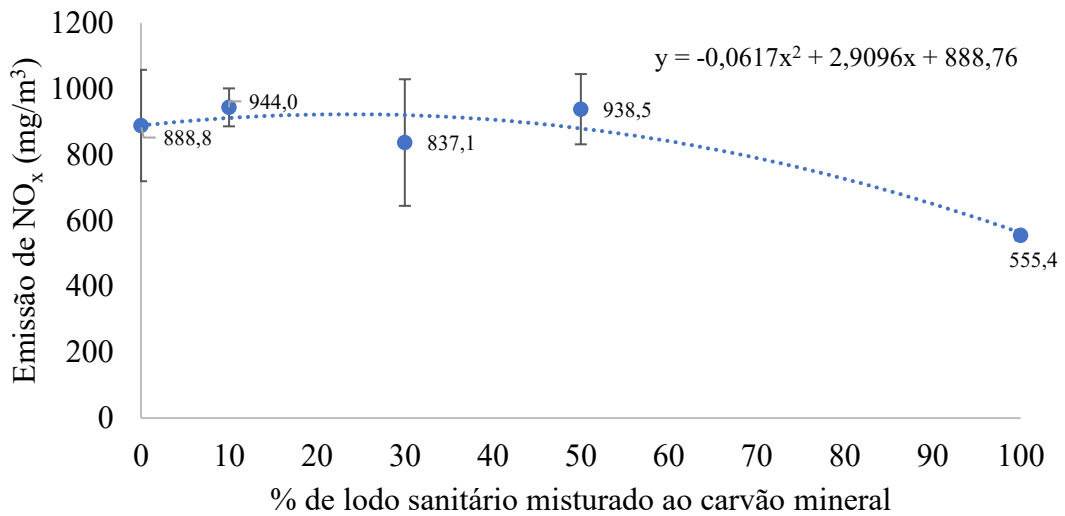
Assim como nas emissões atmosférica de CO, as emissões atmosféricas de SO₂ não apresentaram relação linear com a adição de lodo de esgoto sanitário. Caso a duplicata referente ao combustível L10C90 fosse desconsiderada, o valor da emissão atmosférica nesse ponto seria de 6.953,77 mg/m³, deixando-o mais próximo à curva.

5.4.4 Emissões de óxidos de nitrogênio (NO_x)

Os óxidos de nitrogênio formados durante o processo de combustão possuem três rotas de formação: NO-térmico, NO-imediato e NO-combustível. Levando em conta as temperaturas atingidas durante os testes, a formação de óxidos de nitrogênio pela rota NO-térmico pode ser descartada dado que essa não ocorre em temperaturas de até 1.100 °C.

As emissões atmosféricas foram medidas pelo equipamento em termos de NO e convertidas para NO₂ e foram apresentadas na Figura 28.

Figura 28 - Comportamento das emissões de NO_x em função do combustível.



Fonte: Autora (2021)

A Figura 28 permite verificar que apenas quando temos o combustível L100C0 há redução significativa da emissão de óxidos de Nitrogênio. Mesmo o lodo de esgoto sanitário apresentando, em sua caracterização elementar, maior percentual de nitrogênio (5,38%) comparado ao carvão mineral (0,83%) ocorreu a redução da emissão atmosférica de NO_x. Segundo Werther e Ogada (1999), esse comportamento pode ser influenciado pelo acondicionamento e estabilidade do lodo que levam à liberação parcial de amônia (NH₃), diminuindo o teor de nitrogênio e as emissões atmosféricas de NO_x. Além disso, experimentos citados por Werther e Ogada (1999, *apud* Kummer, 1989) mostraram que NH₃ pode ser uma espécie de nitrogênio dominante liberada durante a pirólise de lodo de esgoto.

A composição das cinzas do lodo de esgoto sanitário também pode ter influenciado a redução das emissões de NO_x, pois conforme a Tabela 10, o lodo apresenta valores significativos de Fe₂O₃ (23,205%) e CaO (9,244%), que caso tenham se acumulado podem ter proporcionado a formação de um leito reativo reduzindo a formação de NO_x. Segundo Werther e Ogada (1999) esse comportamento já foi relatado por outros autores.

Para todas as misturas de combustível, a emissão de NO_x foi considerável, indicando a necessidade de ações para a redução dessas emissões atmosféricas, mesmo os valores mínimos não constando na legislação vigente.

A recirculação de gases da combustão é um método indicado para o controle de emissão de NO_x, pois a disponibilidade de ar é limitada no interior do combustor e produz uma zona de baixo excesso de ar. Testes em escala piloto, realizados por Virmond et al. (2021), com

recirculação do gás de combustão apresentaram redução de aproximadamente 74% na concentração de NO_x quando comparado ao mesmo ensaio de combustão sem a recirculação.

Além do mais, na combustão de carvão mineral o uso de ureia pode ser uma técnica eficaz na redução de NO_x (WERTHER e OGADA, 1999). Para o tratamento dos gases efluentes com NO_x, podem ser usadas a decomposição catalítica e redução com NH₃ (BATISTELLA, 2015).

5.4.5 Comparativo entre emissões e legislação

As normas vigentes que foram analisadas, além da SEMA 016/14, não estabelecem parâmetros para combustíveis como o lodo de esgoto sanitário e não são aplicáveis para sistemas com potências inferiores a 1 MW.

Com base na potência nominal da planta piloto que é de aproximadamente 4,5 kW (0,0045 MW) foi realizado comparativo do estabelecido no item III (carvão mineral) e VI (mais de um tipo de combustível) da Resolução SEMA 016/14 com o resultado das emissões atmosféricas, os quais são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13- Comparativo das emissões atmosféricas e legislação.

	Combustíveis	Resultado das análises	Resolução SEMA 016/14 (PN ≤ 10)
CO⁽¹⁾	L0C100	45,8	500
	L10C90	54,2	500
	L30C70	121,3	500
	L50C50	113,7	500
	L100C0	144,0	500
NO_x⁽¹⁾	L0C100	888,8	NA
	L10C90	944,0	NA
	L30C70	837,1	NA
	L50C50	938,5	NA
	L100C0	555,4	NA
SO₂⁽¹⁾	L0C100	6.507,8	NA
	L10C90	7.341,7	NA
	L30C70	6.269,4	NA
	L50C50	5.611,7	NA
	L100C0	5.813,4	NA

⁽¹⁾ Os resultados são expressos em (mg/m³), em condições normais de temperatura e pressão, utilizando teor de O₂ de referência de 7%.

NA: Não aplicável

PN: Potência Térmica Nominal

Fonte: Autora (2021)

A Resolução 016/2014 da SEMA do Paraná, Brasil, não estabelece limites para controle de NO_x e SO_2 , em virtude da potência da instalação utilizada para esta pesquisa.

Quanto aos níveis de CO, mesmo com o aumento das emissões nos combustíveis com maior teor de lodo de esgoto sanitário, os valores das emissões ficaram dentro das faixas permitidas pela legislação, conforme a Tabela 13.

Para plantas industriais os processos de controle de emissões atmosféricas possuem tecnologias que viabilizam o tratamento e controle dos gases, o que permite o atendimento as legislações.

6 CONCLUSÃO

É possível afirmar que os objetivos deste trabalho foram atingidos com êxito, visto que ficou demonstrado através dos resultados o comportamento das emissões e das temperaturas nos testes de combustão em razão dos percentuais de mistura de lodo de esgoto sanitário e carvão mineral.

O carvão mineral e o lodo de esgoto sanitário apresentam características físicas, após o processo de preparação semelhantes, o que facilita a produção de um combustível homogêneo. Entretanto, para que o lodo de esgoto sanitário possa ser utilizado de forma adequada é necessária a redução da sua umidade a níveis em que este possa ser transportado pelo alimentador até a câmara de combustão.

A caracterização do lodo de esgoto sanitário possibilitou constatar que ele possui bom potencial energético, apresentando poder calorífico maior que o do carvão mineral estudado, de 16.276 kJ/kg e 15.486 kJ/kg, respectivamente. A mistura de lodo de esgoto sanitário com carvão mineral resulta em um combustível com maior poder calorífico quando comparado ao carvão mineral puro, indicando boa oportunidade para recuperação energética desse resíduo.

A adição de lodo sanitário ao carvão mineral reduziu o teor de cinzas em relação ao carvão mineral puro. Além disso, a mistura com carvão mineral faz com que um combustível com percentuais de carbono fixo próximos a carvões brasileiros, seja obtido.

Os traços de cloro presentes no lodo, comparando com pesquisas de outros autores, está dentro dos limites aceitáveis. Porém, sugere-se que para trabalhos futuros sejam analisadas as emissões atmosféricas com foco nos compostos de cloro.

A combustão em leito fluidizado borbulhante possibilita que trabalhar com temperaturas mais baixas, o que é positivo em virtude da baixa temperatura de início de fusão das cinzas do lodo de esgoto sanitário que, pelas análises visuais realizadas, fica na faixa entre 850 °C e 950 °C.

Não foi possível definir a influência do coagulante utilizado para o tratamento do esgoto sanitário sobre a composição das cinzas do lodo de esgoto sanitário. O produto indicado pela CASAN para o tratamento não apresenta em sua composição, segundo o fabricante, traços do conteúdo caracterizado nas cinzas (Fe_2O_3 , e Al_2O_3 , por exemplo).

A análise imediata demonstrou que o lodo de esgoto sanitário possui maior teor de voláteis que o carvão mineral, característica das biomassas, que são mais reativas do que esse combustível fóssil. Esse, por sua vez, apresenta maior teor de carbono fixo. Por isso, a co-

combustão de carvão mineral e lodo de esgoto sanitário em leito fluidizado borbulhante é promissora.

As temperaturas na região do leito e na região de combustão apresentaram comportamento semelhante para todos os combustíveis. Isso demonstra um excelente comportamento do lodo comparado ao carvão mineral brasileiro. Além do mais, é importante salientar que estas temperaturas foram obtidas sem pré-aquecimento do ar.

Na região de *freeboard*, a temperatura mais elevada ocorreu durante a combustão de apenas lodo de esgoto sanitário, podendo ser resultado do alto teor de voláteis os quais podem continuar reagindo na área de *freeboard*. Além disso, como a alimentação do combustível ocorre na parte superior do combustor, pode ocorrer o início da emissão dos voláteis antes de chegar na zona de combustão. Isso pode ser uma das causas do lodo apresentar temperaturas maiores que as misturas na zona de *freeboard*, pois possui maior conteúdo de voláteis comparado ao carvão mineral.

Quanto às emissões atmosféricas de CO₂, os combustíveis com maior percentual de lodo de esgoto sanitário possibilitaram a redução das emissões atmosféricas de forma linear. Entretanto, as emissões atmosféricas de CO aumentaram conforme combustível contendo lodo era queimado.

Combustível com percentuais de lodo superiores a 10% auxiliaram na redução das emissões atmosféricas de SO₂. A redução não foi tão acentuada em virtude da caracterização dos combustíveis indicar quantidade de enxofre similares na composição do carvão mineral e do lodo de esgoto sanitário. Para trabalhos futuros recomenda-se a utilização de calcário para auxiliar na redução das emissões atmosféricas de SO₂.

As emissões atmosféricas de óxidos de nitrogênio indicaram redução com a utilização do lodo, principalmente no combustível L100C0, contradizendo o indicado pela caracterização, a qual apresentou maiores teores de nitrogênio no lodo. Devido à composição das cinzas do lodo serem ricas em Fe₂O₃ e CaO, esses podem ter contribuído para a formação de um leito reativo que auxiliou na redução da concentração de NO_x emitida.

Comparando-se o teor de CO com os limites estabelecidos na Resolução SEMA 016/14, ficou evidente o atendimento à mesma. Entretanto, é visível a lacuna existente quanto a legislações específicas para o processo de combustão de lodo de esgoto sanitário, sendo necessárias ações rápidas para estabelecer limites de emissões atmosféricas para a recuperação energética desse resíduo, uma vez que o marco legal do saneamento traz metas arrojadas de tratamento de esgoto até 2033, aumentando o volume de lodo gerado pelos municípios que

necessitarão de destinação adequada. Conforme demonstrado neste estudo, a recuperação energética é uma opção interessante.

A co-combustão do lodo de esgoto sanitário pode ser considerada atrativa do ponto de vista de destinação e tratamento de resíduos, além da possibilidade da geração de energia térmica, que se assemelha à de muitos carvões brasileiros. Foi possível verificar que a combustão do lodo de esgoto sanitário sem a utilização de um combustível auxiliar (carvão mineral) é possível. Além disso, o lodo de esgoto sanitário, de forma geral, auxilia positivamente para a redução das emissões atmosféricas durante a co-combustão.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10004**: Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro: 2004.

AHN, H.; KIM, D.; LEE, C. Combustion characteristics of sewage sludge solid fuels produced by drying and hydrothermal carbonization in a fluidized bed. **Renewable Energy**, [s.l.], v. 147, p.957-968, mar. 2020. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2019.09.057>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960148119313874>>. Acesso em: 08 nov. 2019.

AKDAĞ, A. S. et al. Co-combustion of sewage sludge from different treatment processes and a lignite coal in a laboratory scale combustor. **Energy**, [s.l.], v. 158, p.417-426, set. 2018. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2018.06.040>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360544218311058>. Acesso em: 10 ago. 2019.

ALLONDA AMBIENTAL. **Desidratação e secagem do lodo: o que são e qual a importância?** Disponível em: <https://allonda.com/blog/gestao-de-residuo/desidratacao-e-secagem-do-lodo-o-que-sao-e-qual-a-importancia/>>. Acesso em: 15 dez. 2019.

ANEEL. **Atlas de energia elétrica do Brasil**. 3. ed. Brasília: Aneel, 2008. 236 p. Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br/arquivos/PDF/atlas3ed.pdf>>. Acesso em: 06 jan. 2020.

ASIK, B. B. et al. Effect of the application of various wastewater sludges on the properties of sandy soil. **Environmental monitoring and assessment**, [s.l.], v 187, 2015. Springer Link. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-015-4300-5>>. Acesso em 24 abr. 2021.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). **D4239-18**: Standard Test Method for Sulfur in the Analysis Sample of Coal and Coke Using High-Temperature Tube Furnace Combustion. West Conshohocken, 2018.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). **D5373-16**: Standard Test Methods for Determination of Carbon, Hydrogen and Nitrogen in Analysis Samples of Coal and Carbon in Analysis Samples of Coal and Coke. West Conshohocken, 2016.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). **D7582-15**: Standard Test Methods for Proximate Analysis of Coal and Coke by Macro Thermogravimetric Analysis. West Conshohocken, 2015.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). **D3172-13**: Standard Practice for Proximate Analysis of Coal and Coke. West Conshohocken, 2013.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). **D5865-13**: Standard Test Method for Gross Calorific Value of Coal and Coke. West Conshohocken, 2013.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). **D7348-07**: Standard Test Methods for Loss on Ignition (LOI) of Solid Combustion Residues. West Conshohocken, 2007.

BATISTA, L. F. **LODOS GERADOS NAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS NO DISTRITO FEDERAL: UM ESTUDO DE SUA APTIDÃO PARA O CONDICIONAMENTO, UTILIZAÇÃO E DISPOSIÇÃO FINAL**. 2015. Dissertação (Mestrado) - Curso de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2015. Disponível em: <http://ptarh.unb.br/wpcontent/uploads/2017/03/PUBLICA%C3%87%C3%83O-PTARH.DM-%E2%80%931682015.pdf>. Acesso em: 21 dez. 2019.

BATISTELLA, L. et al. Gaseous emissions from sewage sludge combustion in a moving bed combustor. **Waste Management**, [s.l.], v. 46, p.430-439, dez. 2015. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.039>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X15301069>. Acesso em: 09 set. 2019.

BATISTELLA, L. **AVALIAÇÃO DAS EMISSÕES GASOSAS GERADAS NA COMBUSTÃO DE LODO DE ESGOTO SANITÁRIO EM COMBUSTOR DE LEITO MÓVEL**. 2015. Tese (doutorado) - curso de Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015. Disponível em: <<http://tede.ufsc.br/teses/PENQ0578-T.pdf>>. Acesso em: 19 jun. 2020.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. de (ed.). **Lodo de Esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Embrapa Meio Ambiente, 2006. 350 p. Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/download/LivroLodoEsgoto.pdf>. Acesso em: 05 jan. 2020.

BIANCHI, F. M.. **ESTUDO DA COQUEIMA DE CARVÃO MINERAL BRASILEIRO E BIOMASSA UTILIZANDO LEITO FLUIDIZADO BORBULHANTE EM ESCALA DE BANCADA**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica), Universidade do Vale dos Sinos. São Leopoldo, RS, 71 f. 2018.

BGR. **BGR Energy Study 2018**: Data and Developments Concerning German and Global Energy Supplies. Hannover, 2018. 174 p. Disponível em: <https://www.bgr.bund.de/EN/Themen/Energie/Downloads/energiestudie_2018_en.pdf?__blob=publicationFile&v=3>. Acesso em: 21 jan. 2020.

BP. **BP Statistical Review of World Energy 2020**. 69. ed. London: Editora, 2020. 68 p. Disponível em: <<https://www.bp.com/content/dam/bp/business-sites/en/global/corporate/pdfs/energy-economics/statistical-review/bp-stats-review-2020-full-report.pdf>>. Acesso em: 23 set. 2021.

BRASIL. **Balanco Energético Nacional 2021**. Rio de Janeiro, 2021. Disponível em: https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-601/topico-588/BEN_S%C3%ADntese_2021_PT.pdf. Acesso em 07 nov. 2021.

BRASIL. **Balanco Energético Nacional 2020**. Rio de Janeiro, 2020a. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados->

abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-479/topico-528/BEN2020_sp.pdf. Acesso em: 25 abr. 2021.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. **Marco Legal do Saneamento Básico**. Brasília, 2020b. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/114026.htm. Acesso em: 13 set. 2021.

BRASIL. **Balanco Energético Nacional 2019**. Rio de Janeiro, 2019a. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-377/topico-470/Relatório Síntese BEN 2019 Ano Base 2018.pdf>. Acesso em: 20 out. 2019.

BRASIL. **Sistema Nacional de Informações: Diagnóstico de Serviços de Água e Esgoto - 2018**. Brasília, 2019b. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnosticos>. Acesso em: 06 jun. 2020.

BRASIL. **Lei 12.305- Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 14 ago. 2019.

CALADO, V. et al. **Planejamento de Experimentos usando o Statistica**. Rio de Janeiro: E-papers Serviços Editoriais, 2003. 260 p.

CARVALHO JÚNIOR, J. A. de; MCQUAY, Mardson Queiroz. **Princípios da Combustão Aplicada**. Florianópolis: Editora da UFSC, 2007. 176 p.

ÇENGEL, Y. A. et al. **Termodinâmica**. 7. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.

COMISSÃO MUNDIAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. **Nosso Futuro Comum**. 2. ed. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 1991.

CONAMA. **Resolução Conama Nº 436 de 26/12/2011**. Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas instaladas ou com pedido de licença de instalação anteriores a 02 de janeiro de 2007. Brasília: D.O.U. - Diário Oficial da República Federativa do Brasil, 26 dez. 2011. p. 304-311. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=660>. Acesso em: 05 mar. 2020.

CONAMA. **Resolução Conama Nº 375 de 29/08/2006**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>. Acesso em: 06 ago. 2019.

CORTEZ, L. A. B.; LORA, E. E. S.; GÓMES, E. O. (Org.). **Biomassa para Energia**. Campinas: Editora da Unicamp, 2008.

CREMASCO, M. A. **Operações unitárias em sistemas particulados e fluidomecânicos**. São Paulo: Blucher, 2012.

DAVIDSSON, K. O. et al. Effect of Cofiring Coal and Biofuel with Sewage Sludge on Alkali Problems in a Circulating Fluidized Bed Boiler. **Energy & Fuels**, [s.l.], v. 21, n. 6, p. 3180-

3188, nov. 2007. American Chemical Society (ACS). DOI: <http://dx.doi.org/10.1021/ef700384c>. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/ef700384c>. Acesso em: 10 nov. 2019.

DEPOI, F. S.; et al. Chemical characterization of feed coals and combustion-by-products from Brazilian power plants. **International Journal of Coal Geology**, [S.L.], v. 76, n. 3, p. 227-236, nov. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.coal.2008.07.013>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166516208001456>. Acesso em: 03 maio 2021.

DUCOLI, S. et al. Incineration of sewage sludge and recovery of residue ash as building material: a valuable option as a consequence of the covid-19 pandemic. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 282, p. 111966, mar. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111966>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479721000281>. Acesso em: 28 ago. 2021.

DOUNIT, S.; HEMATI, M.; ANDREUX, R..Modelling and experimental validation of a fluidized-bed reactor free board region: Application to natural gas combustion. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], v. 140, n. 1-3, p.457-465, jul. 2008. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2007.11.033>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894707007450>. Acesso em: 02 abr. 2020.

EMBRAPA. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997.

EPE. MME. **Plano Decenal de Expansão de Energia**. 2021. 453 p. Disponível em: https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-490/PDE%202030_RevisaoPosCP_rv2.pdf. Acesso em: 24 abr. 2021.

EPE. MME. **Anuário estatístico de energia elétrica 2019 ano base 2018**. [s.l.], [s.n] , 2019. 254 p. Disponível em: < http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-160/topico-168/Anu%C3%A1rio_2019_WEB_alterado.pdf>. Acesso em: 06 jun. 2020

EPE. MME. **Papel da Biomassa na Expansão da Geração de Energia Elétrica**: Documento de Apoio ao PNE 2050. [s.l.], [s.n] , 2018. 26 p. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-227/topico-457/Biomassa%20e%20Expans%C3%A3o%20de%20Energia.pdf>>. Acesso em: 22 jan. 2020.

FARKAS, K. et al. Wastewater and public health: the potential of wastewater surveillance for monitoring covid-19. **Current Opinion In Environmental Science & Health**, [S.L.], v. 17, p. 14-20, out. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.coesh.2020.06.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2468584420300404>. Acesso em: 10 jan. 2021.

FONTES, C. M. A. **UTILIZAÇÃO DAS CINZAS DE LODO DE ESGOTO E DE RESÍDUO SÓLIDO URBANO EM CONCRETOS DE ALTO DESEMPENHO**. 2008. 294 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Coppe, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008. Disponível em:

http://www.coc.ufrj.br/pt/component/docman/?task=doc_download&gid=948&Itemid=. Acesso em: 01 fev. 2021.

FONTES, C. M. A. et al. Sewage sludge ash (SSA) in high performance concrete: characterization and application. **Revista Ibracon de Estruturas e Materiais**, [S.L.], v. 9, n. 6, p. 989-1006, dez. 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1983-41952016000600009>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1983-41952016000600989&script=sci_arttext&tlng=pt. Acesso em: 16 maio 2021.

FU, B. et al. Co-combustion of industrial coals lurry and sewage sludge: thermo chemical and emission behavior of heavy metals. **Chemosphere**, [s.l.], v. 233, p.440-451, out. 2019. Elsevier BV. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.256>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653519311786>. Acesso em: 09 nov. 2019.

GARCIA, R. **Combustíveis e combustão industrial**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2013. 358 p.

GIL, A. C. **Como Elaborar Projetos de Pesquisa**. Atlas, Ed.São Paulo, 2002. Disponível em: http://www.urca.br/itec/images/pdfs/modulo_v_-_como_elaborar_projeto_de_pesquisa_-_antonio_carlos_gil.pdf. Acesso em: 25 ago. 2019.

HILSDORF, J. W. et al. **Química Tecnológica**. Cengage Learning, 2004. 348 p.

IBGE . **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. 2017. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/pesquisa/30/0>. Acesso em: 05 ago. 2021.

INCROPERA, F. P. et al. **Fundamentos de Transferência de Calor e Massa**. 5. ed. Rio de Janeiro: Ltc - Livros Técnicos e Científicos Editora S.A., 2003.

IEA (Paris). Global coal demand surpassed pre-Covid levels in late 2020, underlining the world's emissions challenge. 2021. Disponível em: <https://www.iea.org/commentaries/global-coal-demand-surpassed-pre-covid-levels-in-late-2020-underlining-the-world-s-emissions-challenge>. Acesso em: 14 nov. 2021.

IEA (Paris). **Coal information: overview**. 2020. Disponível em: <https://www.iea.org/reports/coal-information-overview#overview>. Acesso em: 17 ago. 2020.

IEA (Paris). **Coal 2019: Analysis and Forecasts to 2024**. 2019. Disponível em: <https://www.iea.org/reports/coal-2019>. Acesso em: 21 jan. 2020.

ISO. **ISO 11760: Classification of coals**. 2 ed. 2018. 9 p. Disponível em: <https://www.iso.org/obp/ui#iso:std:iso:11760:ed-2:v1:en>. Acesso em: 08 jan. 2019.

ISLAM, K.m. Nazmul. Municipal solid waste to energy generation: An approach for enhancing climate co-benefits in the urban areas of Bangladesh. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [s.l.], v. 81, p.2472-2486, jan. 2018. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.06.053>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032117309899>>. Acesso em: 10 jan. 2020.

JENKINS, B. M. et al. Combustion properties of biomass. **Fuel Processing Technology**, 54, 17-46 (1998).

JIA, L.; TAN, Y.; ANTHONY, E. J.. Emissions of SO₂ and NO_x during Oxy–Fuel CFB Combustion Tests in a Mini-Circulating Fluidized Bed Combustion Reactor. **Energy & Fuels**, [s.l.], v. 24, n. 2, p.910-915, 18 fev. 2010. American Chemical Society (ACS). DOI: <http://dx.doi.org/10.1021/ef901076g>. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/ef901076g>>. Acesso em: 08 fev. 2020.

JIN, Y.; LI, Y.; LIU, F. Combustion effects and emission characteristics of SO₂, CO, NO_x and heavy metals during co-combustion of coal and dewatered sludge. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, [s.l.], v. 10, jul. 2014. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11783-014-0739-9>. Disponível em: <<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s11783-014-0739-9.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2019.

KIJO-KLECZKOWSKA, A. et al. Experimental research of sewage sludge with coal and biomass co-combustion, in pellet form. **Waste Management**, [s.l.], v. 53, p.165-181, jul. 2016. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.04.021>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X16301842>>. Acesso em: 17 nov. 2019.

KOOK, J. W. et al. Gasification and tar removal characteristics of rice husk in a bubbling fluidized bed reactor. **Fuel**, [s.l.], v. 181, p.942-950, out. 2016. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2016.05.027>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016236116303428>>. Acesso em: 03 jan. 2020.

LAI, C. et al. Severe acute respiratory syndrome coronavirus 2 (SARS-CoV-2) and coronavirus disease-2019 (COVID-19): The epidemic and the challenges. **International Journal Of Antimicrobial Agents**, [s.l.], v. 55, n. 3, mar. 2020. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijantimicag.2020.105924>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924857920300674>. Acesso em: 23 mar. 2020.

LANGUER, M. P. et al. Insights into pyrolysis characteristics of Brazilian high-ash sewage sludges using thermogravimetric analysis and bench-scale experiments with GC-MS to evaluate their bioenergy potential. **Biomass and Bioenergy**, [s.l.], v. 138, jul. 2020. Elsevier BV. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105614>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953420301483>>. Acesso em: 18 jun. 2020.

LECKNER, B. et al. Gaseous emissions from co-combustion of sewage sludge and coal/wood in a fluidized bed. **Fuel**, [s.l.], v. 83, n. 4-5, p.477-486, mar. 2004. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2003.08.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016236103002977>>. Acesso em: 17 nov. 2019.

LECKNER, B. Co-combustion: A summary of technology. **Thermal Science**, [s.l.], v. 11, n. 4, p.5-40, 2007. National Library of Serbia. DOI: <http://dx.doi.org/10.2298/tsci07040051>. Disponível em: <https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-42049106641&origin=inward&txGid=3bfe06c91c255a1db25a00020a2dea86>>. Acesso em: 08 fev. 2020.

LI, M. et al. Consequences of sludge composition on combustion performance derived from thermogravimetry analysis. **Waste Management**, [S.L.], v. 35, p. 141-147, jan. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X14004887>. Acesso em: 23 fev. 2021.

LI, P. et al. Investigation of sulfur forms and transformation during the co-combustion of sewage sludge and coal using X-ray photoelectron spectroscopy. **Journal Of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 167, n. 1-3, p.1126-1132, 15 ago. 2009. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.01.115>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389409001460>. Acesso em: 03 set. 2019.

LINHARES, F. A. et al. Avaliação fluidodinâmica e co-combustão de resíduo de biomassa industrial em planta de bancada e planta piloto de leito fluidizado borbulhante. in: fórum internacional de resíduos sólidos, 7., 2016, Porto Alegre. **Anais 7º Fórum Internacional de Resíduos Sólidos**. Porto Alegre: Editora, 2016. p. 1 - 2. Disponível em: <http://www.institutoventuri.org.br/ojs/index.php/firs/article/view/11>>. Acesso em: 10 nov. 2019.

LIU, Q. et al. Co-firing of coal and biomass in oxy-fuel fluidized bed for CO₂ capture: A review of recent advances. **Chinese Journal Of Chemical Engineering**, [s.l.], v. 27, n. 10, p.2261-2272, out. 2019. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cjche.2019.07.013>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1004954119308092>>. Acesso em: 02 jan. 2020.

LOPES, M. H. et al. The behaviour of ashes and heavy metals during the co-combustion of sewage sludges in a fluidised bed. **Waste Management**, [S.L.], v. 23, n. 9, p. 859-870, jan. 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0956-053x\(03\)00025-4](http://dx.doi.org/10.1016/s0956-053x(03)00025-4). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X03000254>. Acesso em: 22 set. 2021.

LORA, E. E. S.; VENTURINI, O. J. (Org.). **Biocombustíveis**. v. 1. Rio de Janeiro: Interciência, 2012.

LU, S. et al. Atmospheric emission characterization of a novel sludge drying and co-combustion system. **Journal Of Environmental Sciences**, [s.l.], v. 25, n. 10, p.2088-2092,

out. 2013. Elsevier BV. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/s1001-0742\(12\)60272-1](http://dx.doi.org/10.1016/s1001-0742(12)60272-1). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074212602721>>. Acesso em: 23 jul. 2019.

LUPIÁÑEZ, C. et al. The role of limestone during fluidized bed oxy-combustion of coal and biomass. **Applied Energy**, [s.l.], v. 184, p.670-680, dez. 2016. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.11.018>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0306261916316038>>. Acesso em: 01 out. 2019.

MME. **Plano Nacional de Energia 2030: Carvão Mineral**. Brasília, 2006. 46 p. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-165/topico-175/PNE%202030%20-%20Carv%C3%A3o%20Mineral.pdf>>. Acesso em: 21 jan. 2020.

MME. **Plano Nacional de Energia 2030: Geração Termelétrica – Carvão Mineral**. Brasília, 2007. 146 p. Disponível em: [http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-165/topico-173/PNE%202030%20-%20Gera%C3%A7%C3%A3o%20Termel%C3%A9trica%20\(Carv%C3%A3o%20Mineral\).pdf](http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-165/topico-173/PNE%202030%20-%20Gera%C3%A7%C3%A3o%20Termel%C3%A9trica%20(Carv%C3%A3o%20Mineral).pdf)>. Acesso em: 08 fev. 2020.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Painel Coronavírus**. 2021. Disponível em: <https://covid.saude.gov.br/>>. Acesso em: 14 nov. 2021.

NETO, B. B. et al. **Como Fazer Experimentos: Pesquisa e Desenvolvimento na Ciência e na Indústria**. 2. ed. Campinas: Unicamp, 2001. 412 p.

NUNES, L.J.R.; CAUSER, T. P.; CIOLKOSZ, D. Biomass for energy: A review on supply chain management models. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [s.l.], v. 120, mar. 2020. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2019.109658>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032119308640>>. Acesso em: 15 jan. 2020.

OKA, S. N. **Fluidized Bed Combustion**. New York: Marcel Dekker, 2004.

PAUDEL, B.; FENG, Z.. Prediction of minimum fluidization velocity for binary mixtures of biomass and inert particles. **Powder Technology**, [s.l.], v. 237, p.134-140, mar. 2013. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.powtec.2013.01.031>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0032591013000594#s0050>. Acesso em: 03 abr. 2020.

OTERO, M. et al. Analysis of the co-combustion of sewage sludge and coal by TG-MS. **Biomass and Bioenergy**. [s.l.], v. 22, p. 319-329, abr. 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(02\)00012-0](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00012-0). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953402000120>. Acesso em: 18 jun. 2020.

PIRES, A. M. M. **Lodo de Esgoto**. 2020. Disponível em: https://ambientes.ambientebrasil.com.br/residuos/artigos/lodo_de_esgoto.html. Acesso em: 05 mar. 2020.

PRNOBIS, M.. The influence of biomass co-combustion on boiler fouling and efficiency. **Fuel**, [s.l.], v. 85, n. 4, p.474-480, mar. 2006. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2005.08.015>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016236105002772>>. Acesso em: 16 jan. 2020.

RUBIN, E. S. et al. Integrated environmental control modeling of coal-fired power systems. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 47, n. 11, p. 1180-1188, 1997.

RUPRECHT, T. **O coronavírus exige no mínimo 65 vezes mais hospitalizações que a gripe**. 2020. Elaborado por Revista Saúde. Disponível em: <https://saude.abril.com.br/medicina/o-coronavirus-exige-no-minimo-65-vezes-mais-hospitalizacoes-que-a-gripe/>. Acesso em: 21 mar. 2020.

SAJWAN, K. S.; PUNSHON, T.; SEAMAN, J. C.. Production of Coal Combustion Products and Their Potential Uses. **Coal Combustion By products And Environmental Issues**, Nova York, p.3-9, 2006. Springer-Verlag. DOI: http://dx.doi.org/10.1007/0-387-32177-2_1. Disponível em: https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2F0-387-32177-2_1.pdf>. Acesso em: 07 jan. 2020.

SAVI, V. G. **AValiação do potencial de geração de energia elétrica a partir de biogás produzido na estação de tratamento de esgoto (ETE) Santa Luzia (Criciúma/SC)**. 2019. 92 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Energia e Sustentabilidade, Universidade Federal de Santa Catarina, Araranguá, 2019.

SCARSI, M. C. **Análise experimental da queima combinada de carvão mineral e biomassa em leito fluidizado borbulhante**. Orientador: Flavio Michels Bianchi. 2019. 30 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Mecânica, Faculdade Satc, Criciúma, 2019.

SEMA - Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Governo do Paraná. **Resolução nº 016/14**, de 15 de abril de 2014. Dispõe sobre o controle da qualidade do ar. Disponível em: <https://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/listarAtosAno.do?action=exibir&codAto=117128&indice=1&totalRegistros=52&anoSpan=2015&anoSelecionado=2014&mesSelecionado=0&isPaginado=true>. Acesso em: 05 mar. 2020.

SENNECA, O. et al. Kinetics of pyrolysis, combustion and gasification of three biomass fuels. **Fuel Processing Technology**, [S.L.], v. 88, n. 1, p. 87-97, jan. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuproc.2006.09.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378382006001378>. Acesso em: 18 jun. 2021.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Carvão Mineral**. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/publique/Redes-Institucionais/Rede-de-Bibliotecas---Rede-Ametista/Carvao-Mineral-2558.html>>. Acesso em: 21 jan. 2020.

SHERWOOD, J. The significance of biomass in a circular economy. *Bioresource Technology*, [s.l.], jan. 2020. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122755>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852420300249>>. Acesso em: 15 jan. 2020.

SIECESC (Santa Catarina). **Dados Estatísticos Carvão Mineral**. 2020. Disponível em: http://www.siecesc.com.br/pdf/dados_estatisticos_ano_2020.pdf. Acesso em: 25 abr. 2021.

SILVA FILHO, V. F. et al. Evaluation of gaseous emissions from thermal conversion of a mixture of solid municipal waste and wood chips in a pilot-scale heat generator. *Renewable Energy*, [s.l.], v. 141, p.402-410, out. 2019. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2019.04.032>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960148119305154>>. Acesso em: 10 jan. 2020.

STELMACH, S.; WASIELEWSKI, R. Co-combustion of dried sewage sludge and coal in a pulverized coal boiler. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. [s.l.], v. 10, p.110-115, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10163-007-0206-9>. Disponível em: <<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10163-007-0206-9.pdf>>. Acesso em: 18 jun. 2020.

SUSIN, R. C. **AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE COMPOSTOS MONO E POLICÍCLICOS AROMÁTICOS DOS PROCESSOS DE CONVERSÃO TÉRMICA DE LODO SANITÁRIO PARA USO COMO FONTE ALTERNATIVA DE ENERGIA**. 2015. 161 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química)– Universidade Federal de Santa Catarina, 2015. Disponível em: <<http://tede.ufsc.br/teses/PENQ0553-T.pdf>>. Acesso em 17 jun. 2020.

SYED-HASSAN, S. S. A. et al. Thermochemical processing of sewage sludge to energy and fuel: Fundamentals, challenges and considerations. *Renewable And Sustainable Energy Reviews*, [s.l.], v. 80, p.888-913, dez. 2017. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.262>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032117309036>>. Acesso em: 03 fev. 2020.

URNS, S. R.. **Introdução à combustão: conceitos e aplicações**. Porto Alegre: Amgh, 2013. 404 p.

WANDER, P. R. et al. Cofiring low-rank coal and biomass in a bubbling fluidized bed with varying excess air ratio and fluidization velocity. *Energy*, [S.L.], v. 203, p. 117882, jul. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2020.117882>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0360544220309890>. Acesso em: 25 out. 2021.

WANG, L. et al. Sintering characteristics of sewage sludge ashes at elevated temperatures. **Fuel Processing Technology**, [S.L.], v. 96, p. 88-97, abr. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuproc.2011.12.022>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378382011004401>. Acesso em: 10 jul. 2021.

WORLD COAL ASSOCIATION. **Coal**. Disponível em: <<https://www.worldcoal.org/coal>>. Acesso em: 21 jan. 2020.

VELDEN, M. V. et al. The distribution of heavy metals during fluidized bed combustion of sludge (FBSC). **Journal of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 151, n. 1, p.96-102, fev. 2008. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.05.056>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389407007741>. Acesso em: 15 mar. 2020.

VIRMOND, E. **APROVEITAMENTO DO LODO DE TRATAMENTO PRIMÁRIO DE EFLUENTES DE UM FRIGORÍFICO COMO FONTE DE ENERGIA**. 2007. 137 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Santa Catarina, , 2007. Disponível em: <<https://core.ac.uk/download/pdf/30371898.pdf>>. Acesso em: 14 out. 2019.

VIRMOND, E. et al. Organic solid waste originating from the meat processing industry as an alternative energy source. **Energy**, [S.L.], v. 36, n. 6, p. 3897-3906, jun. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2010.08.026>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0360544210004627>. Acesso em: 05 set. 2021.

VIRMOND, E. et al. Characterisation of agroindustrial solid residues as biofuels and potential application in thermochemical processes. **Waste Management**, [s.l.], v. 32, n. 10, p.1952-1961, out. 2012. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.05.014>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X12002231#e0015>. Acesso em: 30 mar. 2020.

VIRMOND, E. et al. Valorization of agroindustrial solid residues and residues from biofuel production chains by thermochemical conversion: a review, citing Brazil as a case study. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, São Paulo, v. 30, n. 2, p.197-230, jun. 2013. FapUNIFESP (SciELO). DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s0104-66322013000200001>. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-66322013000200001>. Acesso em: 10 jan. 2020.

VIRMOND, E. et al. Gaseous emissions from co-combustion of biosolids from the meat processing industry with wood. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, [S.L.], v. 40, n. 5, p. 1-14, 9 mar. 2021. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/ep.13633>. Disponível em: <https://aiche.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ep.13633?af=R>. Acesso em: 22 out. 2021.

UNIÃO EUROPEIA. **Diretiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho**, de 19 de novembro de 2008. Relativa aos resíduos e que revoga certas diretivas. 22 nov. 2008. Disponível em: <

lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:312:0003:0030:PT:PDF>. Acesso em: 16 jan. 2020.

WERTHER, J.; OGADA, T.. Sewage sludge combustion. **Progress In Energy And Combustion Science**, [S.L.], v. 25, n. 1, p. 55-116, fev. 1999. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0360-1285\(98\)00020-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0360-1285(98)00020-3). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360128598000203>. Acesso em: 17 jan. 2021.

ZANELATO, V. G. **Estudo da utilização de combustível não convencional a partir do uso de lodo de efluentes e carvão mineral**. Orientador: Flavio Michels Bianchi. 2020. 27 f. TCC (Graduação) – Curso de Engenharia Mecânica, Faculdade SATC, Criciúma, 2020.

ZHANG, R. et al. Experimental and Thermodynamic Study of the Partition of Cr, Ni, Cu, Pb, and Mn during Co-combustion of Pickling Sludge and Bituminous Coal. **Energy & Fuels**, [s.l.], v. 30, n. 1, p.690-697, 28 dez. 2015. American Chemical Society (ACS). DOI: <http://dx.doi.org/10.1021/acs.energyfuels.5b02213>. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.energyfuels.5b02213>>. Acesso em: 08 fev. 2020.

ZHANG, Q. et al. Sludge treatment: Current research trends. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 243, p.1159-1172, nov. 2017. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.070>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852417311835>>. Acesso em: 02 fev. 2020.

ZHAO, Z. et al. Bottom ash characteristics and pollutant emission during the co-combustion of pulverized coal with high mass-percentage sewage sludge. **Energy**, [s.l.], v. 171, p. 809-818, mar. 2019. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2019.01.082>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360544219300842>. Acesso em: 10 abr. 2020.