

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOENERGIA**

LUIS CARLOS RIBEIRO FIGUEIREDO

**POTENCIAL ENERGÉTICO DE EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
ESGOTO**

PONTA GROSSA

2018

LUIS CARLOS RIBEIRO FIGUEIREDO

**POTENCIAL ENERGÉTICO DE EFLUENTE EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
ESGOTO**

Dissertação apresentada para a obtenção do
Título de mestre em Bioenergia na
Universidade Estadual de Ponta Grossa.
Área de concentração: Biocombustíveis

Orientadora: Prof.^a Dra. Sandra Regina
Masetto Antunes

Coorientador: Prof. Dr. Pedro Henrique
Weirich Neto

PONTA GROSSA

2018

F475 Figueiredo, Luis Carlos Ribeiro
Potencial energético de efluente de estação de tratamento de esgoto / Luis Carlos Ribeiro Figueiredo. Ponta Grossa, 2018.
75 f.

Dissertação (Mestrado em Bioenergia - Área de Concentração: Biocombustíveis), Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientadora: Profa. Dra. Sandra Regina Masetto Antunes.
Coorientador: Prof. Dr. Pedro Henrique Weirich Neto.

1. Lodo de esgoto. 2. Poder calorífico. 3. Teor de cinzas. 4. Energia alternativa. 5. Biomassa. I. Antunes, Sandra Regina Masetto. II. Weirich Neto, Pedro Henrique. III. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Biocombustíveis. IV.T.

CDD: 662.8



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIONERGIA
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO BIOCOMBUSTÍVEIS



TERMO DE APROVAÇÃO

LUIS CARLOS RIBEIRO FIGUEIREDO

“POTENCIAL ENERGÉTICO DO EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO”.

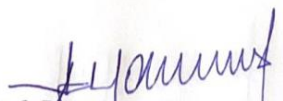
Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Bioenergia da Universidade Estadual de Ponta Grossa, pela seguinte banca examinadora.

Orientadora:


Prof^a. Dr.^a Sandra Regina Masetto Antunes
UEPG/PR



Dr. Bill Jorge Costa
TECPAR/PR



Prof. Dr. Jaime Alberti Gomes
UEPG/PR

Ponta Grossa, 5 de setembro de 2018.

Dedico à minha família e amigos, pelo incentivo, ajuda e paciência.

AGRADECIMENTOS

À minha esposa pelo incentivo.

À querida e amiga professora Sandra e ao professor Pedro pela orientação, apoio, auxílio e confiança.

À SANEPAR e sua equipe da ETE Verde – Ponta Grossa pela agilidade na firmação do convênio e disponibilização das amostras para trabalho.

Ao Professor Jaime Alberti Gomes pelas contribuições ao trabalho.

Aos meus colegas de mestrado pela constante ajuda e pelos momentos de descontração.

A todos do Laboratório de Biocombustíveis (LACBio) pela ajuda e valiosas discussões em especial ao Carlos Guilherme Murr e Lucas Lion kozlinskei.

RESUMO

O esgoto gerado nas grandes cidades cresce junto com o incremento da população urbana e, conseqüentemente, leva a um aumento dos subprodutos formados nas estações de tratamento de esgoto (ETE), em especial o lodo. Portanto, existe a necessidade de dar uma destinação a estes resíduos. Uma das alternativas é o uso deste material na geração de energia. Neste contexto esta pesquisa teve como objetivo estudar a viabilidade do uso do lodo gerado na ETE Rio Verde, situada em Ponta Grossa (PR), como combustível. As amostras foram coletadas em dois pontos da estação de tratamento: no leito de secagem (LS) e após decanter (DEC). O lodo foi caracterizado em relação ao potencial energético (poder calorífico superior), composição, teor de água e cinzas. Para a obtenção do poder calorífico superior (PCS) foi utilizada uma bomba calorimétrica. Os valores obtidos, em média, de PCS foram entre 13.560 (DEC) e 11.490 (LS) kJ kg^{-1} , dependendo do teor de água, que por sua vez apresentou valores numa faixa entre 52% (LS) a 75% (DEC) em massa. Para obtenção do teor de cinzas realizou-se pirólise do lodo nas temperaturas de 600°C e 900°C, resultando, em ambas as temperaturas, cerca de 15%, em massa, de cinzas. As cinzas apresentaram composição majoritária de óxidos de silício, alumínio e ferro. O teor de cinzas gerado na queima do LS e DEC, numa mesma temperatura, não variou significativamente. A partir dos resultados obtidos, conclui-se que a queima do lodo pode ser utilizado para a geração de energia como combustível.

Palavras-chave: lodo de esgoto, poder calorífico, teor de cinzas, energia alternativa, biomassa.

ABSTRACT

Sewage generate in the urban centers grows along with the increase in the urban population and, consequently, leads to an increase in the byproducts formed in the sewage treatment stations (STS), especially sludge. Therefore, there is a need to dispose of these residues. One of the alternatives is the use of this material in the generation of energy. In this context, the objective of this study is the investigated the feasibility of using sludge generated at the Rio Verde STE located in Ponta Grossa is fuel. The samples were collected in two points of the treatment station: in the drying bed (DB) and after the decanter (DEC). The sludge was characterized in relation to the upper energy potential (UEP), composition, water and ash contents. A calorimetric pump was used to obtain the higher heating value (HHV). The HHV mean values obtained were between 13.560 (DEC) and 11.490 (DB) kJ kg⁻¹ depending on the water content, which in turn presented values between 52%(DB) and 75% (DEC) m/m. To obtain the ash content, sludge pyrolysis was carried out at 600°C and 900°C, resulting in about 15% ash in mass, regardless of the temperature. The ash majority composition presented silicon, aluminum and iron oxides. The ash composition generated from the DB and DEC burning, at an equal temperature, did not vary significantly. The results obtained lead to the conclusion that the burning of the sludge can be used to generate energy, as well as fuel.

Keywords: calorific value; ash content; alternative energy; biomass.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1– Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbica (com redução de sulfato)-----	19
FIGURA 2– Reator Anaeróbico de Leito Fluidizado (RALF) -----	21
FIGURA 3– Ilustração do funcionamento de um reator tipo RALF -----	22
FIGURA 4– Etapas do processo de tratamento de esgoto -----	24
FIGURA 5– Esquema construtivo de uma centrífuga decanter -----	24
FIGURA 6– Estruturas químicas da poliacrilamida e suas modificações -----	25
FIGURA 7– Estruturas mais comuns observadas em reatores RALF -----	27
FIGURA 8– Grânulo formado por microrganismos e material particulado -----	29
FIGURA 9– Composição relativa do esgoto doméstico-----	30
FIGURA 10– Imagem aérea da ETE Verde, Ponta Grossa, Brasil (Google Earth) -----	43
FIGURA 11– Variação de valores de DQO na entrada (afluente) da ETE, nos RALFs e na lagoa de estabilização da ETE Rio Verde, Ponta Grossa (janeiro de 2017) (valores de DQO conforme apêndices 1 e 2)-----	44
FIGURA 12– Difratoograma de raios X das cinzas produzidas após a calcinação do lodo-----	53
FIGURA 13– Micrografias obtidas por Microscopia Eletrônica de Varredura por Efeito de Campo das cinzas geradas após calcinação do lodo-----	54
FIGURA 14– Microanálise por EDS das cinzas do lodo do leito de secagem queimado a 600°C-----	55
FIGURA 15– Microanálise por EDS das cinzas do lodo do leito de secagem queimado a 900°C -----	57
FIGURA 16– Imagem das cinzas geradas na queima do lodo coletado após o decanter-----	58
FIGURA 17– Microanálise por EDS das cinzas do lodo coletado após decanter queimado a 600°C-----	59
FIGURA 18– Microanálise por EDS das cinzas do lodo coletado após decanter queimado a 900°C-----	61

LISTA DE FOTOGRAFIAS

FOTOGRAFIA 1 – Processos preliminares ao tratamento em RALF: (a) grades grossas com limpeza manual; (b) grades finas com limpeza mecanizada; (c) desarenador-----	21
FOTOGRAFIA 2 – Amostra de lodo coletada do leito de secagem -----	42
FOTOGRAFIA 3 – (a) Grade para retirada de grosseiros; (b) material grosseiro retirado -----	43
FOTOGRAFIA 4 – Vazão de entrada de efluente na ETE Verde-----	44
FOTOGRAFIA 5 – Centrífuga do tipo decanter (ETE Verde/Ponta Grossa/Brasil)---	45
FOTOGRAFIA 6 – Leitos de secagem natural do lodo (ETE Verde/Ponta Grossa/Brasil) -----	45
FOTOGRAFIA 7 – (A) Lodo após decanter (já misturado com cal); (B) local de armazenamento de lodo do leito de secagem (já misturado com cal) (ETE Verde,Ponta Grossa-PR) -----	46
FOTOGRAFIA 8 – Resíduo inorgânico gerado após a queima do lodo obtido no leito de secagem da ETE verde -----	52

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – Etapas de um processo de tratamento de esgotos utilizando RALF e principais subprodutos gerados-----	31
QUADRO 2 – Níveis máximos admissíveis de microrganismos em lodos destinados à utilização agrícola -----	36

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Níveis de alerta e níveis máximos admissíveis de Metais pesados em biossólidos destinados à utilização agrícola-----	35
TABELA 2 – Geração anual de lodo nas 10 unidades de tratamento de Ponta Grossa -----	46
TABELA 3 – Teor de lipídios e de proteína no lodo de esgoto conforme processos de secagem. ETE Verde/Ponta Grossa/Brasil-----	50
TABELA 4 – Teor de água no lodo de esgoto conforme processos -----	51
TABELA 5 – Teor de cinzas de lodo de esgoto conforme processos de secagem e temperaturas de calcinação-----	52
TABELA 6 – EDS da composição das cinzas do lodo do leito de secagem queimado à 600°C-----	56
TABELA 7 – Composição das cinzas do lodo do leito de secagem-----	57
TABELA 8 – Composição das cinzas do lodo coletado após o decanter queimado à 600°C obtida por EDS-----	60
TABELA 9 – Composição das cinzas do lodo após o decanter queimado a 900°C -----	61
TABELA 10 – Poder calorífico superior do lodo de esgoto conforme processos-----	63

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ASTM	American Society for Testing Materials
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DEC	Decanter
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia
LS	Leito de Secagem
MME	Ministério de Minas e Energia
NBR	Norma Brasileira aprovada pela ABNT
PCI	Poder Calorífico Inferior
PCS	Poder Calorífico Superior
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RALF	Reator Anaeróbico de Leito Fluidizado
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
SGA	Sistema de Gestão Ambiental
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UGL	Unidade de Gerenciamento de Lodo

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	15
2.1 OBJETIVO GERAL	15
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1 ESGOTO E SUBPRODUTO	16
3.2 DIGESTÃO ANAERÓBICA	17
3.3 UASB (UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET) / RALF (REATOR ANAERÓBICO DE LEITO FLUIDIZADO)	20
3.3.1 Histórico	20
3.3.2 Funcionamento - ETE e RALF	20
3.3.3 Eficiências do RALF	26
3.4 EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO OU LODO	28
3.5 COMPOSIÇÃO DO ESGOTO	29
3.6 CONDIÇÕES PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTE	31
3.7 DESTINAÇÃO DO LODO	33
3.7.1 Logística Reversa e Logística Verde	33
3.7.2 Política Nacional de Resíduos Sólidos	33
3.8 FORMAS DE DESTINAÇÃO DO LODO DE ETES	34
3.9 APLICAÇÕES USUAIS DO LODO	37
3.10 BIOMASSA PARA A GERAÇÃO DE ENERGIA	38
4 MATERIAL E MÉTODOS	42
4.1 PROCEDÊNCIA E AMOSTRAGEM DO LODO SANITÁRIO	42
4.2 CARACTERIZAÇÃO DO LODO	47
4.2.1 Teor de Lipídios	47
4.2.2 Teor de Proteína	47
4.2.3 Conteúdo de Água	47
4.2.4 Teor de Cinzas	47
4.2.5 Poder Calorífico Superior	48
4.2.6 Caracterização das Cinzas por Difração de Raios X (DRX)	49
4.2.7 Composição das Cinzas	49

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
5.1 TEOR DE LIPÍDIOS E PROTEÍNAS	50
5.2 TEOR DE ÁGUA	50
5.3 TEOR DE CINZAS	51
5.4 CARACTERIZAÇÃO DAS CINZAS DO LODO	53
5.4.1 Leito de Secagem	53
5.4.2 Morfologia e Microanálise das Cinzas do Lodo Coletado do Leito de Secagem	54
5.4.2.1 Composição química das cinzas do lodo do leito de secagem queimado à 600°C	55
5.4.2.2 Composição química das cinzas do lodo do leito de secagem queimado à 900°C	56
5.4.3 Morfologia e Microanálise do Lodo Coletado Após Equipamento Decanter	58
5.4.3.1 Morfologia	58
5.4.3.2 Composição química das cinzas do lodo coletado após decanter queimado à 600°C	59
5.4.3.3 Composição química das cinzas do lodo coletado após decanter queimado à 900°C	60
5.5 PODER CALORÍFICO SUPERIOR	62
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	64
7 CONCLUSÃO	67
8 SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS	68
REFERÊNCIAS	69

1 INTRODUÇÃO

Extensa variedade de resíduos é gerada cotidianamente nos diversos processos necessários para a sobrevivência humana. Diferenciados em quantidade e qualidade, subprodutos são gerados em áreas de produção, como: alimentação, embalagens, transformação de madeira, construção civil, estações de tratamento de efluentes, entre outros (MAGANHA, 2006). Um destes resíduos tidos como subprodutos são os efluentes líquidos resultantes do crescimento urbano e industrial, que devem ser adequadamente tratados até níveis aceitáveis para poderem ser descartados (MAHMOUD; FREIRE, 2007).

Alguns desses efluentes vêm sendo tratados em estações de tratamento de esgoto (ETEs). No Paraná, este tratamento é realizado utilizando reatores anaeróbios de leito fluidizado (RALFs). Nesse sistema de tratamento, a água pode retornar à natureza, apresenta a geração de resíduo sólido, pastoso e de composição majoritariamente orgânica, denominado lodo (ANDRADE, 1999).

Este lodo vem sendo utilizado na agricultura como fertilizante e alguns casos combinado como substrato (BACKES et. al, 2009). O lodo gerado na ETE Verde Ponta Grossa é utilizado na produção de grama, contribui como substrato e nutrientes, desta maneira, favorecendo o desenvolvimento da planta e a reposição de solo exportado no momento da colheita. Entretanto, o uso do lodo é limitado pelo seu alto teor de impurezas físicas e a possível presença de metais pesados (COLLIER et al., 2004).

Uma alternativa de destinação final deste lodo é seu uso como biomassa para a geração de energia. Esta destinação, não só contribuiria para o problema ocasionado pela geração deste resíduo, como também para a geração de energia alternativa ao combustível fóssil.

De acordo com Sena (2005), para uma biomassa ser utilizada como fonte de energia são necessárias pesquisas para caracterização, e definição das condições seguras e eficazes de uso e rotas alternativas para a disposição destes resíduos.

Desta forma, o presente trabalho tem por objetivo avaliar o potencial do lodo gerado em estações de tratamento de esgoto para geração de energia.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Caracterizar o lodo de esgoto gerado na ETE Verde Ponta Grossa SANEPAR, situada em Ponta Grossa – PR, visando aproveitamento como fonte de energia.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Efetuar a caracterização física e química do lodo coletado (composição da matéria orgânica e inorgânica do lodo, teor de água e composição de cinzas geradas na combustão do lodo).
- Determinar o poder calorífico superior do lodo proveniente de dois sistemas da estação de tratamento de esgoto.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 ESGOTO E SUBPRODUTO

Ao longo das últimas décadas, o desenvolvimento acelerado ocasionou preocupações sobre a capacidade dos recursos naturais sustentarem o estilo de vida adotado e do meio ambiente em absorver os impactos produzidos pela atividade humana. O crescimento urbano e industrial resultou em aumentos na geração de efluentes, que devem ser adequadamente tratados até níveis aceitáveis para que possam ser descartados (MAHMOUD; FREIRE, 2007).

Os principais agentes poluidores de águas nas áreas urbanas são os esgotos, que na maioria das vezes são despejados nos corpos de água. Frente à degradação dos recursos hídricos, esses efluentes vêm sendo tratados em estações de tratamento de esgoto (ETEs), que, por sua vez, operam com diferentes tecnologias. Nesses sistemas de tratamento, a água retorna à natureza com grau regulamentado de pureza. Entretanto, nestes processos resíduos sólidos são gerados. Geralmente são pastosos e de composição majoritariamente orgânica, denominados de lodo (ANDRADE, 1999).

A destinação deste lodo gerado na ETE é problema para as empresas de saneamento, públicas ou privadas. O gerenciamento deste subproduto é atividade complexa e de custo elevado. Embora represente entre 1 e 2% do volume do esgoto tratado, esse resíduo é responsável por 20 a 60% dos custos de operação de uma ETE. A complexidade se dá por parte da destinação do resíduo, pois, se a taxa de produção supera a possibilidade de armazenamento, é necessário envolvimento de outros setores para consumi-lo. Vários estudos geraram informações para uso agrícola ou em última hipótese o aterramento (BETTIOL; CAMARGO, 2006).

O lodo de esgoto caracteriza-se como uma suspensão de material orgânico e inorgânico, cuja composição e quantidade dependem da constituição do esgoto e dos processos de tratamento empregados. Quanto maior a eficiência no tratamento, maior a produção de lodo e a concentração de contaminantes. No processo ocorre a precipitação de microrganismos patogênicos, metais pesados e compostos orgânicos complexos não degradados (CARVALHO, et al., 2015; AQUINO, et al., 2006).

O destino final do lodo se dá após a avaliação das características do esgoto a ser tratado, o tipo de tratamento adotado, taxa de produção de esgoto e lodo, a legislação ambiental vigente e o tipo de solo e a agricultura regional. Em geral, o destino final do lodo está associado às alternativas locais (ROSA, et al., 2016).

A quantidade de lodo de esgoto produzido aumenta proporcionalmente com a expansão dos serviços de coleta e tratamento, que, por sua vez, acompanha o crescimento populacional urbano. Em 2010, estimativas apontavam uma produção de lodo no Brasil entre 150 a 220 mil toneladas de lodo seco por ano, considerando que o tratamento de esgoto atingia 30% da população urbana (PEDROZA, et al., 2010). Segundo a Companhia de Saneamento do Paraná (2017), são gerados cerca de 2500 m³ de lodo de esgoto, à 5% de sólidos, por ano, na ETE Verde, situada no município de Ponta Grossa (PR) com 344.332 habitantes estimados pelo IBGE senso de 2017.

Em média, estima-se que são lançados diariamente cerca de 12g de sólidos secos por pessoa nas redes de esgoto. Quando livre de resíduos industriais, o esgoto é composto por 99,87% de água, 0,04% de sólidos sedimentáveis, 0,02% de sólidos não sedimentáveis e 0,07% de substâncias dissolvidas (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2001).

A perspectiva é que o volume de esgoto gerado aumente, juntamente com os resíduos do processo de tratamento do mesmo. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (IBGE, 2017), a população brasileira aumentará nas próximas décadas. Com esta perspectiva devem-se buscar novas tecnologias para o gerenciamento, disposição e aproveitamento de resíduos urbanos.

3.2 DIGESTÃO ANAERÓBICA

A despoluição da água residuária, doméstica ou industrial, tem sido motivo de preocupação devido aos impactos gerados. A decomposição anaeróbica da matéria orgânica é uma das mais antigas e eficazes tecnologias para estabilização e tratamento de efluentes orgânicos. Esse método de tratamento converte moléculas orgânicas, simples e complexas, presentes na água residuária, pequena quantidade de lodo e uma grande quantidade de biogás (RAJESHWARI, et al., 2000).

A degradação de moléculas orgânicas complexas por microrganismos ocorre em várias etapas, consistindo de vários processos bioquímicos com reação em cadeia, cada qual realizado por grupos de microrganismos distintos. Os intermediários são continuamente gerados e processados (RAJESHWARI, et al., 2000).

As etapas de degradação anaeróbica podem ser distinguidas em cinco passos gerais: hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese e sulfetogênese (Figura 1). (CHERNICHARO, 1997).

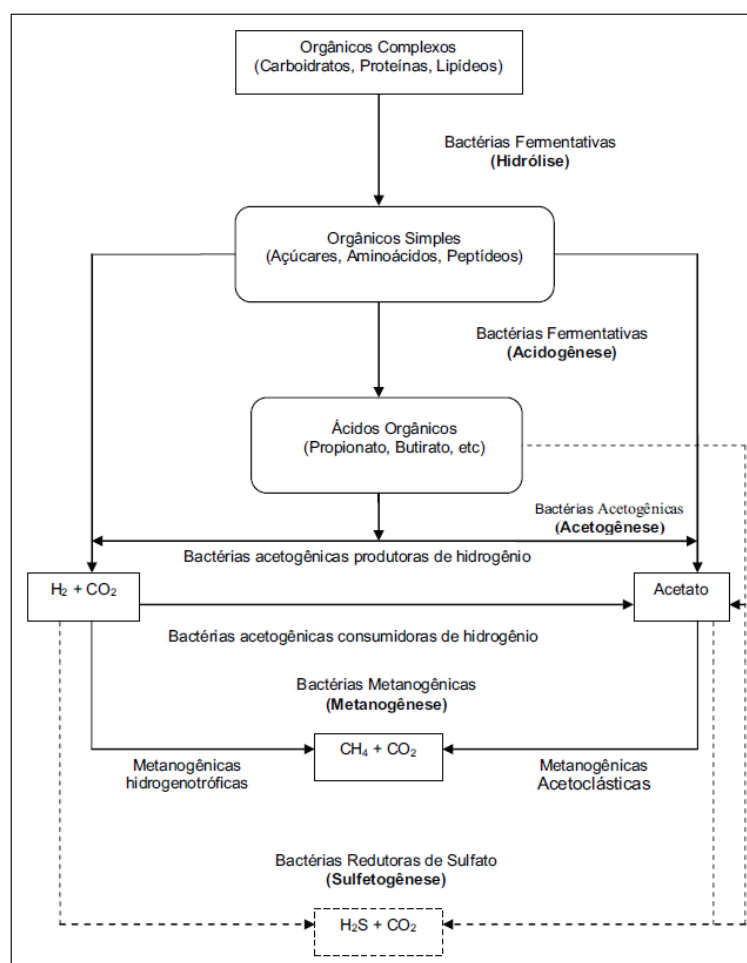
O processo de hidrólise consiste na quebra de ligações químicas de moléculas complexas (polímeros), resultando em moléculas menores que podem atravessar a parede celular dos microrganismos que farão a digestão. Esse processo ocorre devido a excreção de microrganismos fermentativos de enzimas hidrolíticas que irão reagir com essas moléculas complexas.

Na etapa de acidogênese as moléculas mais simples provenientes da hidrólise são absorvidas pelos microrganismos, estes são usualmente designados de bactérias fermentativas acidogênicas (exemplo, espécies *Clostridium* e *Bacteroids*) e metabolizadas para produção de energia pelas células, resultando em ácidos graxos voláteis, álcoois simples, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia, sulfeto de hidrogênio, entre outras, que são secretados. Posteriormente, os ácidos graxos voláteis são convertidos em acetato, gás carbônico e hidrogênio, no processo de acetogênese. Essa oxidação, realizada por bactérias acetogênicas, resulta na produção de acetato, que é substrato para as *arqueas* metanogênicas. A última etapa do processo de degradação anaeróbica consiste na conversão do acetato proveniente da acetogênese em metano. Em função da afinidade pelo substrato, as bactérias metanogênicas são divididas em dois grupos: acetoclásticas, responsáveis por cerca de 70% do metano total produzido, essa classe de microrganismos gera metano a partir de ácido acético ou metanol. (CHERNICHARO, 1997). Os gêneros mais encontrados em reatores anaeróbios são: *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter*.

Já a sulfetogênese é a formação de sulfetos a partir de sulfatos e outros compostos a base de enxofre, utilizados como aceptores de elétrons durante a oxidação de compostos orgânicos, pela ação de bactérias redutoras de sulfato. (MUYZER; STAMS, 2008).

Um dos métodos no tratamento de esgoto (águas residuais) é o denominado Reator Anaeróbico de Leito Fluidizado (RALF), este necessita de um inóculo rico em microrganismos próprios. Um certo volume de lodo de um reator ou lagoa anaeróbica pode ser empregado como inóculo para acelerar a partida do RALF. Controles de fluxo, temperatura e pH, microrganismos darão funcionalidade ao RALF (LOPES, et al., 2009; CHONG, et al., 2012).

FIGURA 1– Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbica (com redução de sulfato)



Fonte: CHERNICHARO, (1997)

Os microrganismos, presentes no RALF, obtêm pela degradação da matéria orgânica energia necessária para que se mantenham vivos e em constante reprodução (MUYZER; STAMS, 2008). Esta constante reprodução faz com que seja necessário controle na remoção da matéria sólida que se acumula no fundo do reator, que é chamada de lodo (CHONG, 2012).

3.3 UASB (UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET) / RALF (REATOR ANAERÓBICO DE LEITO FLUIDIZADO)

3.3.1 Histórico

O RALF foi desenvolvido na Holanda, nos anos 70, e chegou ao Brasil intitulado DAFA (Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente para tratamento de águas residuárias industriais concentradas (GRIN, et al., 1983).

A ideia de testar o processo RALF para tratamento de águas residuárias domésticas surgiu de discussões sobre tecnologias apropriadas para países em desenvolvimento. A primeira utilização foi em Cali, na Colômbia. O sucesso em Cali deu impulso e credibilidade da tecnologia de modo que este tipo de reator também foi levado para às condições indianas e unidades operacionais foram instaladas e estão em funcionamento desde 1989, em Kanpur e Mirzapur, cidades às margens do Rio Ganges (CHERNICHARO, et al., 2015).

Hoje este tipo de reator encontra-se bastante difundido e tem sido aplicado para tratamento de muitos tipos de águas residuárias, sendo o aspecto essencial do processo a natureza da biomassa ativa (ALMEIDA, et al., 2011).

3.3.2 Funcionamento – ETE e RALF

Várias configurações podem ser imaginadas para uma estação de tratamento de esgotos residuais. Em qualquer caso, deve haver armadilha de areia e grades para materiais grosseiros (tratamento preliminar) (Fotografia 1), decantação primária para remoção de óleos e graxas (tratamento primário), metabolização da matéria orgânica (tratamento secundário), que pode ser anaeróbica (na presença limitada de O_2), onde um dos métodos é do RALF, e/ou aeróbica (em presença de O_2 atmosférico), além do tratamento do resíduo sólido, em camas de secagem para lodo, centrífugas, e adição de cal. O lodo gerado no processo, retirado periodicamente, segue para secagem em leitos de secagem ou centrífuga decanter (ROSA, et al., 2016).

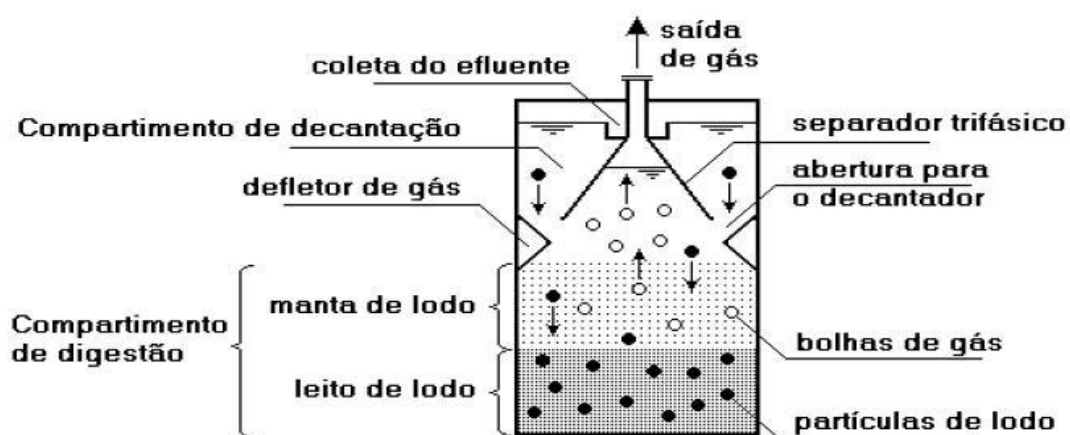
FOTOGRAFIA 1– Processos preliminares ao tratamento em RALF: (a) grades grossas com limpeza manual; (b) grades finas com limpeza mecanizada; (c) desarenador.



Fonte: O AUTOR

Uma ilustração esquemática do reator RALF é mostrada na Figura 2.

FIGURA 2 – Reator Anaeróbico de Leito Fluidizado (RALF).

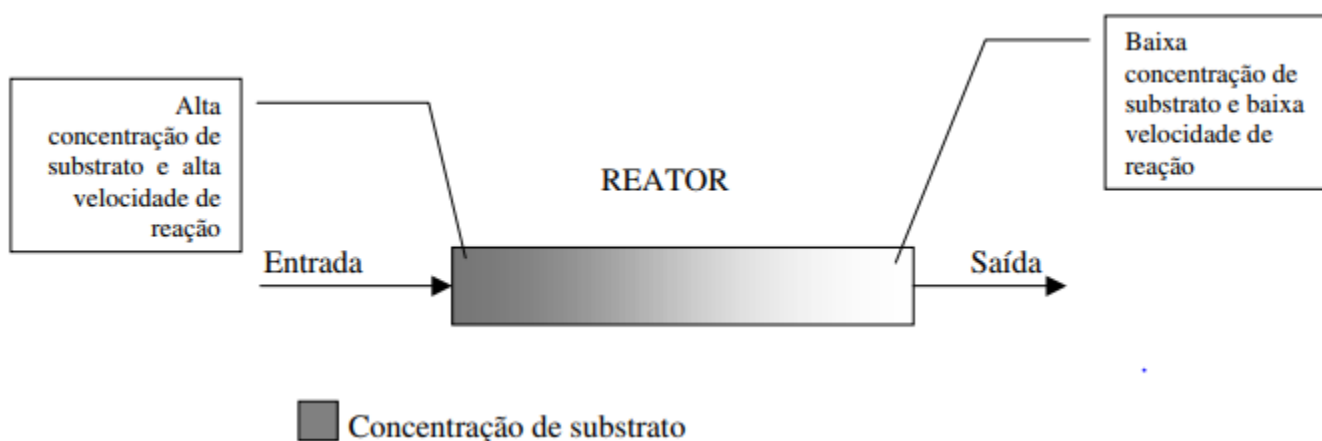


Fonte: Adaptado de CHONG, et. al, 2012

O reator, tipo RALF, contém um leito de lodo, uma zona de sedimentação e um separador de fase (Figura 3) (NARNOLI; MEHROTRA, 1996). A função do separador de fases é dividir a zona de digestão (parte inferior), onde se encontra a manta de lodo responsável pela digestão anaeróbia, e a zona de sedimentação (parte superior), onde se encontram particulados suspenso. A água residuária, que segue uma trajetória ascendente no interior do reator, atravessa a zona de digestão escoando pelas entradas do separador de fases, alcançando a zona de sedimentação (CHONG, 2012).

Após entrar e ser distribuída pelo fundo do reator RALF, a água residuária flui pela zona de digestão, onde se encontra o leito de lodo, ocorrendo à mistura do esgoto, contendo água, material orgânico, inorgânico etc com o lodo bioativo, contendo os microrganismos que serão responsáveis pela degradação. Durante o percurso dentro do reator, ligações químicas das moléculas orgânicas contidas nos sólidos suspensos são quebradas, biodegradadas e digeridas através de um processo biológico anaeróbico, de forma que a concentração do substrato forma um gradiente dentro do reator: mais concentrado na entrada e menos na saída (Figura 3).

FIGURA 3– Ilustração do funcionamento de um reator tipo RALF



Fonte: DE BRITO, 2006

Como os microrganismos utilizam a matéria orgânica como substrato para produção de energia e reprodução, há, naturalmente, crescimento bacteriano e aumento de massa e volume de lodo, que deve ser periodicamente retirado. O biogás, produto da decomposição, composto majoritariamente por metano, segue em

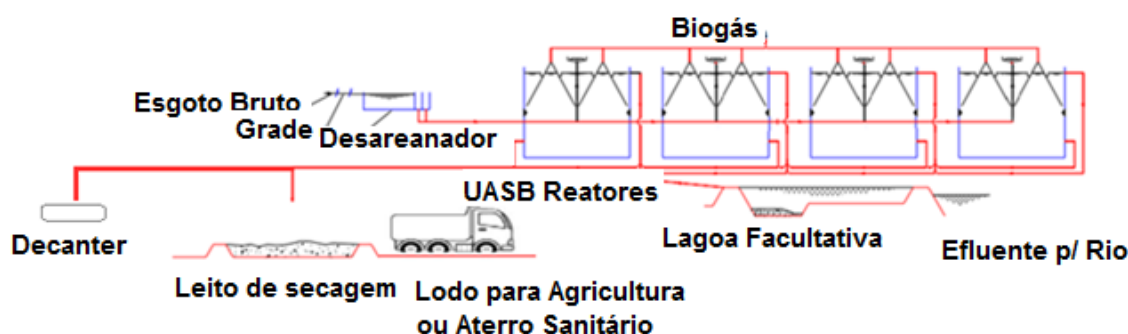
trajetória ascendente com o líquido, onde poderá ser coletado e armazenado para emprego na geração de energia, ou simplesmente é queimado (CHONG, 2012).

O acúmulo sucessivo de sólidos implicará, conseqüentemente, num aumento de peso desse material que, em um dado momento, tornar-se-á dominante sobre a força de atrito e, então, o sólido deslizará, voltando para a zona de digestão, na parte inferior do reator. Este processo dependerá das condições hidráulicas do escoamento. Logo, a presença de uma zona de sedimentação acima do nível do separador de fases resultará na retenção de lodo, tendo, então, um aumento de massa na zona de digestão, enquanto se descarrega um efluente livre de sólidos sedimentáveis (CHONG, 2012).

O projeto do RALF garante digestão anaeróbia eficiente, pois: a) através do escoamento ascendente do esgoto passando pela camada de lodo tem-se um contato intenso entre a matéria orgânica presente no esgoto e o lodo e b) há retenção de uma grande massa de lodo no reator (CHONG, 2012). O fluxo ascendente e o borbulhamento de gás gerado no processo de decomposição anaeróbica permite a estabilização da matéria orgânica na região da manta de lodo (OLIVA, 1997).

Após o efluente passar pelo reator RALF, este recebe tratamento adicional, a fim de remover matéria orgânica, nutrientes e patógenos remanescentes. Este pós-tratamento pode ser realizado em sistemas aeróbicos convencionais como lagoas de estabilização, plantas de lama ativada, etc. (PEDROZA, et al., 2010).

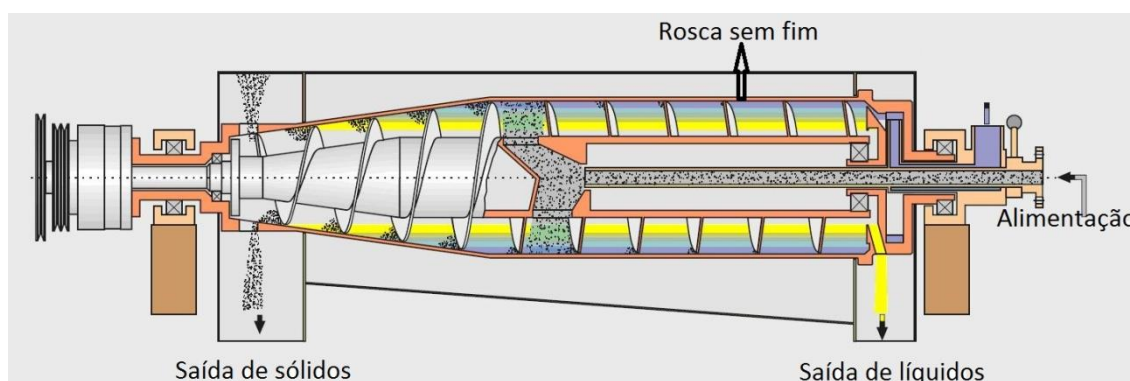
Um fluxograma típico resume-se da seguinte forma: uma tubulação principal, que é à entrada da ETE, que é a centralização de todos os ramais da cidade, no ponto mais baixo, aproveitando a gravidade. Após essa entrada principal, insere-se uma peneira, para retirada material grosseiro". Ainda, insere-se caixa com maiores dimensões, para que dê tempo de mais uma separação, neste caso por decantação. Após isso, por gravidade, o fluxo de água abastece os RALFs. O lodo gerado, mais pesado, desce, e se decanta no fundo do equipamento. Por um sistema de bombeamento mecânico esse lodo será transportado para os dois pontos de desagüe, ou seja, o leito de secagem, ou o decanter (Figura 4).

FIGURA 4– Etapas do processo de tratamento de esgoto

Fonte: O AUTOR

O lodo gerado no processo segue para secagem empregando métodos mecânicos e/ou em leitos de secagem. Um dos métodos mecânicos é utilização de centrífugas do tipo decanter. A centrífuga decanter vem sendo empregada em estações de tratamento em lodos com abrandamento de cal, pois lodo com cal desidrata mais facilmente nesse processo. Partindo de um teor de sólidos de 5%, o desaguamento do lodo de esgoto em centrífuga decanter pode gerar material contendo entre 15 a 35% de sólidos.

Os decaners comerciais são formados por um sistema de rosca sem fim, o qual gira no interior de um tambor, com uma velocidade menor que a do tambor, conduzindo a descarga de sólido para fora do equipamento (Figura 5).

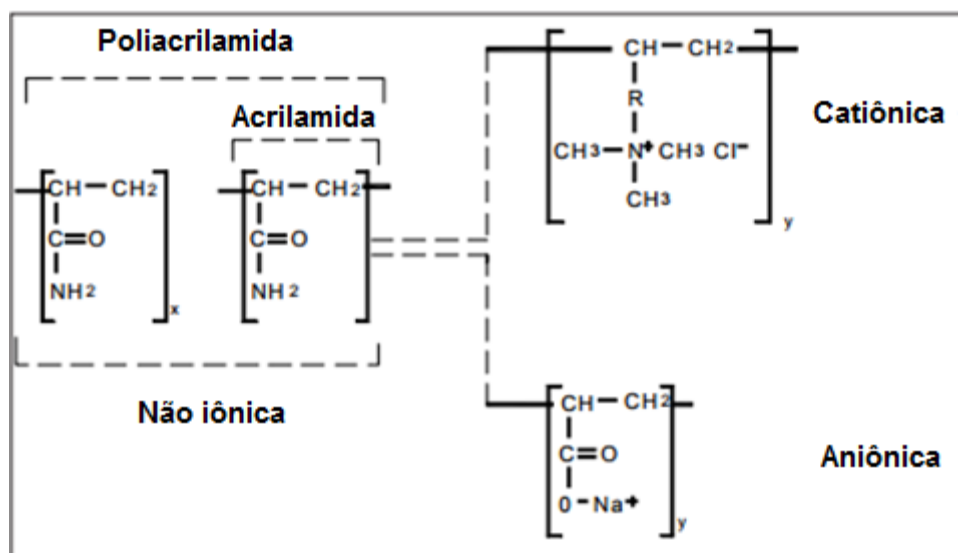
FIGURA 5 – Esquema construtivo de uma centrífuga decanter

Fonte: RECESA, 2008

O adensamento do lodo em centrífugas decanter pode ser maximizado empregando-se polímeros, sendo o mais comum o polímero de poliácridamida. A ação dos polímeros catiônicos está relacionada à força de adsorção com partículas

negativas resultando na agregação (MORETTI, 2001). Já os polímeros aniônicos e não iônicos atuam na formação de pontes partícula-polímero-partícula (AISSE, 2001) (Figura 6).

FIGURA 6– Estruturas químicas da poliacrilamida e suas modificações.



Fonte: DIAS, et al., 2004

O mecanismo de neutralização de carga ocorre com polímeros de densidade de carga elevada e com cargas contrárias às partículas. A caleação do lodo faz o pH passar de neutro à básico. A cal virgem é responsável por tornar as espécies do lodo carregadas negativamente, pois o hidróxido de cálcio, formado a partir da Cal e água contida no lodo, causará a desprotonação de espécies orgânicas contidas no lodo. A formação do coágulo entre o lodo, carregado negativamente, e o polímero catiônico, carregado positivamente, é consequência dessa sequência de reações (MADER NETTO, et al., 2003).

Em contrapartida aos processos mecânicos, os métodos naturais de desaguamento de lodo têm a vantagem de não envolverem gastos de energia. Contudo, há necessidade de áreas maiores para implementação. O desaguamento natural pode ser realizado por gravidade ou por evaporação. Alguns exemplos de métodos naturais de desaguamento de lodo são lagoas de desidratação, leitos de secagem, leito de secagem com manta geotêxtil e geotube. Os dois últimos são mais empregados em estações de tratamento de água, enquanto que o leito de secagem é mais comum em estações de tratamento de esgoto (RECESA, 2008).

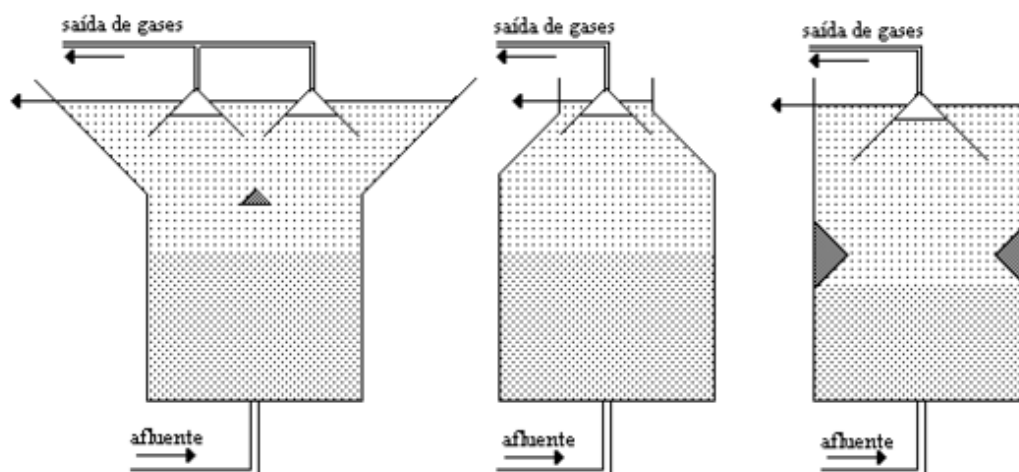
O leito de secagem é menos profundo do que a lagoa de desidratação. Normalmente, sua profundidade é da ordem de 60 cm, enquanto a lagoa chega a 1,80 m. No leito de secagem, o lodo é inserido no tanque, onde ocorre a decantação, a percolação e a evaporação. O tempo de desagramento depende do clima e do conteúdo de água final que se deseja no lodo, podendo chegar a tempos de secagem superiores a dois meses. A NBR 570 (Projeto de Estações de Tratamento de Esgoto), da ABNT (1989), regulamenta os projetos de leito de secagem.

3.3.3 Eficiências do Ralf

Os RALF foram inicialmente produzidos para aplicação no tratamento de efluentes industriais em estruturas de forma cilíndricas ou prismático-retangulares, onde os compartimentos de digestão e de decantação situavam-se no mesmo local (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

A adaptação destes reatores para tratamento de águas residuárias, onde a concentração de contaminantes é baixa, tem levado a novas configurações: A obrigatoriedade de que o reator tenha estrutura física favorável à imobilização em grânulos da biomassa ativa, e ao mesmo tempo haja retenção dos grânulos no interior é o principal fator a ser levado em conta para construção de um reator com configuração adequada. A desagregação e consequente perda de lodo já imobilizado é um dos principais motivos da perda de eficiência do reator. A degradação da matéria orgânica presente no efluente depende da formação de agregados contendo microrganismos e a sua estabilização no reator, que são favorecidas com a agitação promovida pela movimentação ascensional do biogás, porém esgotos domésticos são muito diluídos, e a agitação dependerá, sobretudo das condições hidráulicas do reator. A forma mais comum observada em reatores RALF é a circular, pois são mais econômicos do ponto de vista estrutural (Figura 7).

FIGURA 7 – Estruturas mais comuns observadas em reatores RALF



Fonte: VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994

O emprego de reator tipo RALF na remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão de esgoto é um método de custo relativamente baixo e eficaz na diminuição do potencial poluidor do efluente (BEZERRA, et al., 1998).

Enquanto o reator não estiver sobrecarregado de lodo, parte dele se acumulará no interior do reator. Uma parte do lodo será arrastada junto com o afluente já tratado. Esse arraste de material particulado torna-se maior com a tempos menores de retenção hidráulica. Para evitar que o lodo gerado seja arrastado com o efluente, são executadas descargas de lodo periódicas, a fim de diminuir o volume de lodo acumulado no interior do reator. De fato, a capacidade em digerir material orgânico do lodo acumulado no reator é muito maior que a própria carga de material orgânico, sendo que é possível realizar retiradas de grandes volumes de lodo do reator sem prejudicar a eficiência do mesmo. Segundo Medeiros et al. (1998), com tempos de detenção hidráulica entre 4 a 8 horas pode-se realizar retirada de 50 a 60% do lodo contido no reator sem prejudicar o desempenho do tratamento do efluente. Porém, para retiradas de volumes próximos a 80% do lodo culminam numa redução da eficiência no tratamento, temporariamente, mas sem afetar irreversivelmente a estabilidade do processo. Em todo caso, a retirada do lodo do reator é crucial para que o processo de degradação aconteça eficazmente, com o despejo de um efluente de qualidade aceitável em corpos de água.

O lodo retirado do reator conterá uma fração orgânica inerte originária da floculação e material não metabolizado, resultante de inadequadas condições

hidráulicas, estabilidade molecular, população microbiana baixa, dentre outros (RAJESHWARI, et al., 2000).

3.4 EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO OU LODO

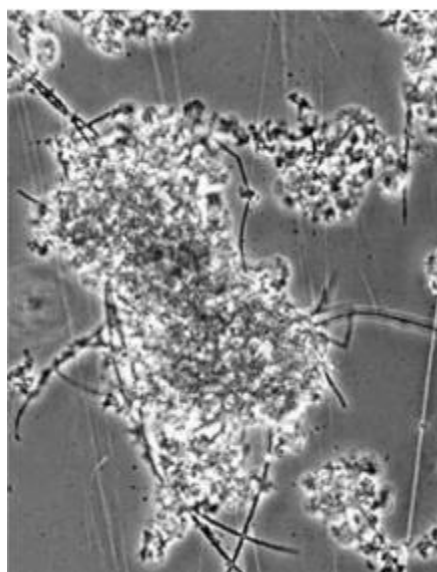
O termo “lodo” tem sido utilizado para designar subprodutos sólidos do tratamento de esgotos. Em processos de tratamento de efluentes biológicos, parte da matéria orgânica é absorvida e decomposta, fazendo parte da biomassa microbiana (PEREIRA; GARCIA, 2017).

O esgoto a ser tratado entra pelo fundo do reator em movimento ascendente, atravessa uma camada de lodo biológico que se encontra em sua parte inferior, e passa por um separador de fases a percolarem direção à superfície. Há formação de uma cama de lodo no fundo do reator, onde os processos bioquímicos ocorrem. Esta cama de lodo é basicamente formada por acumulação de sólidos suspensos e crescimento bacteriano com mobilidade limitada. (SINGH; NARVI; PANDEY, 2017).

A matéria orgânica presente no esgoto é utilizada como fonte de energia pelos microrganismos, que irão se reproduzir. Essa reprodução dos microrganismos é contínua, sendo então necessário controle para remoção da matéria sólida que se acumula no fundo do reator, denominada lodo (CHONG, 2012).

Sendo assim o lodo é formado pela sedimentação de grânulos compostos por microrganismos e matéria orgânica imobilizada (Figura 8). O material granular distribui-se ao longo da manta e pode apresentar homogeneidade (lodo mais disperso e com mobilidade) ou não (lodo mais granulado e com densidades variáveis). Quanto mais granula e não homogêneo, maior será a formação de lodo no fundo do RALF (DE BRITO, et al., 2006).

FIGURA 8 – Grânulo formado por microrganismos e material particulado



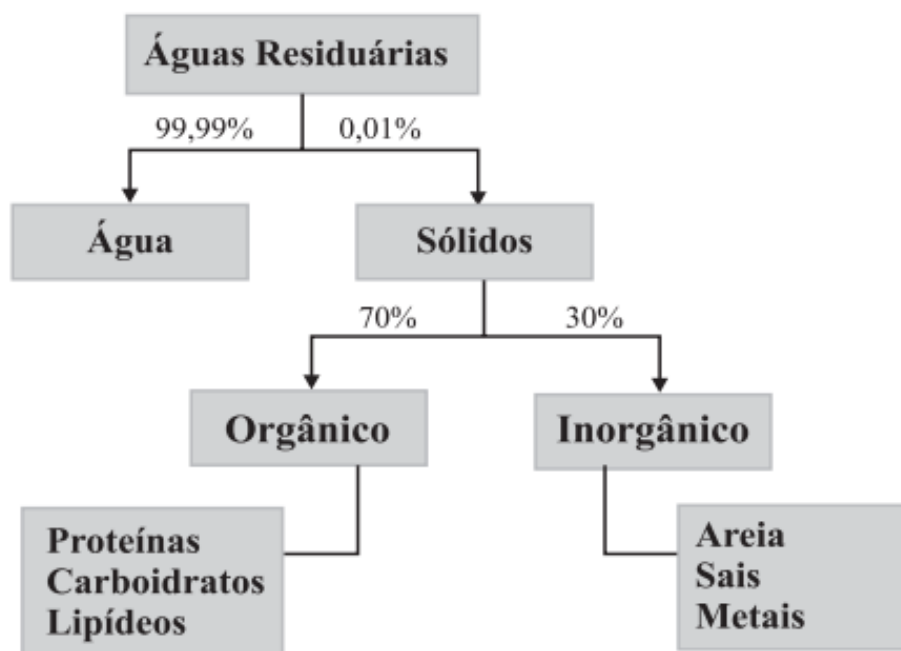
Fonte: DE BRITO, et al., (2006); BETTIOL; CAMARGO (2006)

Separação irregular das fases sólido-líquido resultará num excesso de lodo perdido através do efluente, resultando num tratamento ineficaz. O tempo de detenção hidráulica devem variar entre 6 e 10 horas, evitando-se que haja acúmulo de biomassa ao entorno do interior do reator devido a descartes não-periódicos (CAMPOS, 1999).

Esses agregados densos têm boas propriedades de sedimentação. A retenção de lodo ativo, tanto granular quanto floculante, dentro do reator RALF permite bom desempenho do tratamento com elevadas taxas de carga orgânica. Maiores cargas orgânicas podem ser aplicadas em sistemas RALF do que em processos aeróbicos (KATO, 1994). Por conseguinte, é necessário menos espaço, enquanto, ao mesmo tempo, energia é produzida como biogás.

3.5 COMPOSIÇÃO DO ESGOTO

O lodo gerado em ETE tem composição qualitativa semelhante ao do esgoto bruto (BETTIOL; CAMARGO, 2006) (Figura 9). Quantitativamente, há variação nas porcentagens dessas espécies devido a ação dos microrganismos vivos que, na decomposição da matéria orgânica, formam grânulos de biomassa viva, que sedimenta (DE BRITO, et al., 2006).

FIGURA 9 – Composição relativa do esgoto doméstico

Fonte: BETTIOL; CAMARGO, (2006)

As diferentes formas de agitação e a homogeneidade são condições essenciais para o desempenho no tratamento do efluente. A agitação definirá a expansão do leito de biomassa e a homogeneidade determinará se haverá ou não formação de camadas estacionárias no leito e no fundo do reator (BEZERRA, 1998).

O lodo granulado pode ser definido como a biomassa onde ocorre a metanogênese em RALF. Esses grânulos apresentam superfície definida e formato esférico de diâmetro próximo a 5 milímetros (BEZERRA, 1998). (CHERNICHARO, 1997) relata que a formação dos grânulos depende de fatores físicos, químicos e biológicos tais como:

- 1) porcentagem em carboidratos e ácidos graxos voláteis;
- 2) compressão das partículas de lodo pela ação da gravidade;
- 3) taxa de produção e liberação de biogás da decomposição anaeróbica;
- 4) condições favoráveis para a multiplicação de bactérias metanogênicas;
- 5) velocidade de ascensão do líquido através do RALF.

Devido menor passagem de bolhas de gás e ação gravitacional, as camadas inferiores de lodo em reatores RALF são mais densas que as superiores. Por esse motivo, é importante que a agitação hidráulica seja satisfatória para que não haja a formação de zonas mortas e o aparecimento de caminhos preferenciais ou curtos-circuitos hidráulicos (LEVENSPIEL, 2000).

O lodo terá em sua composição uma fração de material inorgânico em função da floculação de sólidos minerais presentes no efluente, sais insolúveis e hidróxidos. Essas espécies se encontram envolvidas num grânulo contendo bactérias e matéria orgânica. (LEVENSPIEL, 2000).

Embora o lodo biológico normalmente seja o resíduo produzido em maior quantidade em uma ETE, outros tipos de sólidos, como sólidos grosseiros, são resultados (subprodutos) de diferentes etapas nas estações de tratamento de esgotos (exemplo Quadro1).

Quadro 1 – Etapas de um processo de tratamento de esgotos utilizando RALF e principais subprodutos gerados.

Subproduto Sólido Gerado	Origem do Resíduo na ETE
Sólidos Grosseiros	Grade
Areia	Desarenador
Escuma	Desarenador, decantador primário, decantador secundário, reator anaeróbio e lagoa de estabilização
Lodo primário	Tanque séptico e decantador primário
Lodo biológico aeróbio (não estabilizado)	Lodos ativados convencional e reatores aeróbios com biofilme (alta carga)
Lodo biológico aeróbio (estabilizado)	Lodo ativado- aeração prolongada e reatores aeróbios com biofilme (baixa carga)
Lodo biológico anaeróbio (estabilizado)	Lagoa de estabilização, reatores UASB e filtros anaeróbios
Lodo químico	Decantador primário com precipitação química e lodo ativado com precipitação de fósforo.

Fonte: PEDROZA, et al., 2010

3.6 CONDIÇÕES PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTE

A demanda química de oxigênio (DQO) é um parâmetro empregado como indicador do conteúdo orgânico de águas residuárias, sendo bastante utilizado no monitoramento da qualidade do efluente de ETEs. A DQO é uma análise que visa determinar o teor de matéria orgânica através da concentração de oxigênio consumido para oxidar a matéria orgânica (VALENTE, et al., 1997). Embora a resolução CONAMA 357/05 publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63 não faça referência ao parâmetro DQO na classificação dos corpos d'água e nos padrões de lançamento de efluentes líquidos, algumas legislações ambientais estaduais estabelecem limites máximos para este parâmetro em seus padrões de lançamento.

A DQO mede os equivalentes redutores (espécies que estão nos menores estados de oxidação, ou seja, reduzidos) presentes no efluente. No caso de esgotos domésticos, a fração orgânica, em geral, é majoritária sobre a fração inorgânica reduzida, e, então, a DQO pode ser adotada como método para determinar diretamente a matéria orgânica oxidável contida no efluente (AQUINO, et al., 2006).

Quando lançados em corpos d'água, os efluentes estão sujeitos às determinações da Resolução CONAMA nº 430/11, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357/05 (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011).

O artigo 16, Seção II, da resolução CONAMA nº 430/11 define condições de lançamento como as "condições e padrões de emissão adotados para o controle de lançamentos de efluentes no corpo receptor". Já o artigo 3º determina:

Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis (BRASIL, 2011).

As condições para lançamento de efluentes, determinadas na Resolução CONAMA nº 430/11 (BRASIL, 2011), são:

- a) PH entre 5 a 9;
- b) Temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;
- c) Materiais sedimentáveis: até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone *Inmhoff*;
- d) Regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vez a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente;
- e) Óleos e graxas: óleos minerais: até 20 mg/L; óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg/L;
- f) Ausência de materiais flutuantes;
- g) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5 dias a 20°C): remoção mínima de 60% de DBO sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

3.7 DESTINAÇÃO DO LODO

3.7.1 Logística Reversa e Logística Verde

A logística reversa dá ênfase na preocupação do retorno dos resíduos de pós-consumo e pós-venda ao ciclo de produção, incorporando valor econômico, logístico e ambiental, buscando meios de reinserir ao ciclo de negócios os produtos já descartados. A logística verde, por sua vez, tem por intuito diminuir impactos ambientais da logística comum, adicionando a preocupação ecológica (RESENDE, 2004).

Ações imediatas e concretas devem ser tomadas para que haja crescimento econômico sustentável. Nesse cenário, surgiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que direciona a responsabilidade da destinação ambientalmente adequada dos resíduos aos seus geradores.

3.7.2 Política Nacional de Resíduos Sólidos

A Lei 12.305/10 instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que dispõe diretrizes quanto à gestão integrada e gerenciamento de resíduos sólidos. Esta lei, regulamentada pelo Decreto 7.404/10, traz as responsabilidades dos geradores de resíduos e do poder público (BRASIL, 2010). Os principais objetivos dessa lei são:

- Disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos;
- Não-geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos;
- A gestão integrada dos resíduos sólidos, responsabilizando todos os envolvidos da cadeia de produção, como fabricantes, distribuidores, consumidores e órgãos públicos pelo ciclo de vida dos produtos;
- Fomento do uso de matérias-primas e insumos provenientes de materiais recicláveis e reciclados;
- Incentivo ao desenvolvimento de sistemas de gestão ambiental (SGA) e empresarial voltados para a melhoria dos processos produtivos e ao reaproveitamento dos resíduos sólidos, incluindo a recuperação, reciclagem, aproveitamento energético;
- Proteção da saúde pública e qualidade ambiental;

- Estimular padrões sustentáveis de produção e aprimoramento de tecnológicas limpas.

Considerando que um dos objetivos principais dessa Lei é o reaproveitamento dos resíduos sólidos, um plano regional de aproveitamento energético do lodo, integrando ações de municípios limítrofes pode diminuir custos na destinação do lodo.

3.8 FORMAS DE DESTINAÇÃO DO LODO DE ETES

No Brasil, as formas de destinação do lodo ainda são poucas, sendo mais comum o envio para aterro sanitário. Outras opções de disposição final para os lodos de ETE são a incineração, o emprego do lodo na recuperação de área degradada, a disposição superficial no solo e a reciclagem agrícola, sendo esse último a forma atual de destinação do lodo gerado nas ETE da SANEPAR. A Resolução CONAMA nº 375/2006, define critérios e procedimentos a serem respeitados para o emprego de lodos de ETE na agricultura. Para isso, o lodo deve ser submetido a processos de redução de patógenos e de atratividade de vetores (BRASIL, 2006).

Os tratamentos necessários para viabilizar o emprego do lodo em tal finalidade envolvem processos de adensamento, desaguamento, estabilização e higienização. O adensamento e o desaguamento visam à redução do volume de água do lodo. Com a estabilização, a quantidade de patógenos é reduzida, elimina-se maus odores e consegue-se reduzir ou eliminar o potencial de putrefação. A higienização tem por função atingir um nível de patogenicidade que, ao ser disposto no solo, não cause riscos à população nem ao meio ambiente. O tempo para conclusão da higienização depende do tipo de processo adotado pela unidade de gerenciamento. Utilizando-se secagem térmica, a higienização dura menos de 1 dia, sendo um método mais rápido se comparado aos 30/60 dias necessários no processo de caleação. O processo de caleação consiste em misturar óxido de cálcio, cal virgem (CaO) em proporções que variam em função do peso do lodo, de modo a promover o aumento do pH e temperatura, numa reação exotérmica que atinge temperaturas de até 80°C, que inativa cerca de 90% dos organismos patogênicos (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2001).

Após a higienização o lodo tem que ser estocado em locais especiais geralmente denominados de Gerenciamento de Lodo (UGL), visando garantir a eficácia do tratamento sanitário. O período de estocagem é variável em função da

demanda do produto que varia com o contexto agrícola da região. O transporte do lodo deve ser realizado de modo a atender ao estabelecido na Norma NBR 13.221 – Transporte de Resíduos e na legislação vigente (ABNT, 2003).

O IAP, Instituto Ambiental do Paraná, define UGL como “Estação de Tratamento de Esgoto – ETE” que, por finalidade administrativa/operacional, realiza o gerenciamento do lodo gerado no sistema de tratamento da mesma ou de outras ETE’s em conjunto, para fins de reciclagem agrícola dos biossólidos produzidos. Quando esta unidade centraliza lodo de mais de uma ETE o processamento e disposição final do lodo obrigatoriamente devem ser precedidos de homogeneização do lodo em um lote único ou deverão ser processados e gerenciados em lotes individualizados (IAP, 2003).

A qualidade do lodo é avaliada de acordo com os seguintes parâmetros:

- Potencial Agrônômico: pH; teor de sólidos e teor de umidade (g/100g ou g Kg⁻¹); conteúdo de carbono orgânico (% ou g/100g de matéria seca); teor de nitrogênio total (% ou g/100g de matéria seca); teor de fósforo total e solúvel expresso em % ou g de P₂O₅/100g de matéria seca; teor de potássio total expresso em K₂O (% ou g de K₂O/100g de matéria seca); teor de cálcio total (% ou g de Ca/100g de matéria seca); teor de magnésio total (% ou g de Mg/100g de matéria seca); relação C/N e contaminação por metais pesados (Tabela 1).

TABELA 1 - Níveis de alerta e níveis máximos admissíveis de metais pesados em biossólidos destinados à utilização agrícola

Elemento	Níveis de alerta (mg kg ⁻¹ de matéria seca do lodo)	Níveis máximos admissíveis (mg kg ⁻¹ de matéria seca do lodo)
Cd	16	20
Cu	800	1000
Ni	240	300
Pb	600	750
Zn	2000	2500
Hg	13	16
Cr	800	1000

Fonte: IAP, 2003

- Estabilização: O grau de estabilidade que os biossólidos apresentam está associado à sua atratividade de insetos e vetores nos locais de aplicação e estocagem do produto no campo. Para fins de utilização agrícola, o grau de estabilidade dos

biossólidos deverá ser avaliado através do teor de cinzas (teor de Sólidos Fixos) do material, devendo ser superior a 29%.

- Sanidade: Para análise do perfil sanitário deverão ser avaliados como indicadores: ovos viáveis de helmintos; Coliformes termotolerantes ou *Escherichia coli* (Quadro 2). Uma vez controlados estes patógenos, os demais automaticamente estarão presentes no lodo em níveis que não proporcionam riscos aos usuários do produto, consumidores e ao meio ambiente.

Quadro2 - Níveis máximos admissíveis de microrganismos em lodos destinados à utilização agrícola

PARÂMETROS	MÁXIMO ADMISSÍVEL
Contagem de Ovos Viáveis de Helmintos	0,25 ovos g ⁻¹ MS
Coliformes Termotolerantes	10 ³ NMP g ⁻¹ MS
<i>Escherichia coli</i>	MP g ⁻¹ MS

Fonte: IAP, 2003

O que determina a destruição de cada microrganismo é a labilidade térmica de suas proteínas e ácidos nucleicos. A desestruturação irreversível dos arranjos protéicos acarretará na morte do microrganismo. A temperatura necessária para desestruturação é facilmente ultrapassada numa queima contínua (TEIXEIRA; VALLE, 2010), logo, uma das vantagens da queima do lodo com aproveitamento energético seria a desinfecção desse resíduo.

Estas análises devem ser realizadas por laboratórios oficiais ou credenciadas pelo IAP ou com certificado de qualidade emitido pelo INMETRO. Lotes de lodo cujos resultados da caracterização não sejam compatíveis com os critérios e limites estabelecidos nesta Instrução Normativa, não poderão ser utilizados para reciclagem agrícola, devendo receber destino adequado, previsto no processo de licenciamento (IAP, 2003).

Dada a escassez de métodos de destinação do lodo, e observando as dificuldades e exigências nos cuidados desse tipo de resíduo, pensou-se em empregar o lodo provenientes de ETE na geração de energia, num processo de aproveitamento energético, sendo que, além disso, tal forma de destinação acarreta simultaneamente na desinfecção de um resíduo potencialmente perigoso, redução de volume e massa e possível diminuição de custos em destinações mais caras, tal como envio para aterro sanitário.

3.9 APLICAÇÕES USUAIS DO LODO

A transformação do lodo de estações de tratamento de esgoto em coproduto já é uma realidade, uma das aplicações mais populares é seu emprego na construção civil, em blocos pré-moldados. Estes utilizam cinzas do lodo como matéria prima na composição do cimento *Portland* ou em argamassas. O uso das cinzas em determinadas porcentagens, na produção deste material, garante com utilização de materiais residuais a diminuição do uso de fontes não renováveis, reduz a quantidade de resíduo destinado ao aterro e ainda tem valor comercial, um produto ecologicamente correto e economicamente interessante (BAEZA-BROTONS, et al., 2014).

Estudando a viabilidade de adição relativa das cinzas ao cimento (5, 10, 15 e 20% em massa) foi observado que a substituição de 10% de areia por cinzas provenientes de lodo, foi o melhor desempenho em termos de densidade, absorção e capilaridade (BAEZA-BROTONS, et al., 2014).

Os resultados obtidos mostram que o produto obtido é um material pozolânico, de alta densidade, que pode ser utilizado nas lacunas entre os blocos de construção.

Outra aplicação das cinzas de lodo de ETEs é como pigmentos inorgânicos. Estes pigmentos de baixa toxicidade podem ser utilizados na coloração de polímeros, tintas e esmaltação de peças cerâmicas e pode ser alternativa para pigmentos de coloração laranja/vermelho que são produzidos com compostos tóxicos e/ou de valor elevado (FIUZA, et al., 2017).

O lodo também pode ser destinado para a utilização agrícola, o seu uso como fertilizante é favorecido não apenas pela presença de nutrientes em sua composição, como o nitrogênio, fósforo e micronutrientes, mas principalmente pelo seu teor de matéria orgânica. Na literatura, encontra-se que o uso de lodo aplicado nos tapetes de grama ou incorporados a superfície, causaram aumento do pH, quantidade de metais pesados abaixo do limite estabelecido pelas normas de utilização do lodo na agricultura, maior capacidade de troca catiônica, maior teor de matéria orgânica e maior retenção de água do solo. Em contraste, a densidade do solo e o peso dos tapetes por unidade de área diminuíram, o que é uma vantagem no transporte (BACKES, et al., 2009).

Outra aplicação é a adição de lodo de esgoto ao carvão fino visando a produção de briquetes. Alguns estudos indicam que a composição ideal para a produção de

briquetes pode chegar a 50% de carvão e 50% de lodo. Estes briquetes apresentaram um poder calorífico de $17,47 \text{ MJ kg}^{-1}$, com uma resistência à ruptura de 41,19 MPa. Estes resultados indicam a possibilidade do uso do lodo como substituinte parcial da madeira na produção de briquetes (OLIVEIRA, et al., 2017).

Estas alternativas surgem a partir do processo de incineração do lodo, um dos métodos de gestão escolhido para lidar com os volumes produzidos e elementos potencialmente inseguros que o lodo de esgoto contém. O processo de incineração pode reduzir os resíduos em até 70% em massa e 90% em volume (LYNN, et al., 2015).

3.10 BIOMASSA PARA A GERAÇÃO DE ENERGIA

O lodo gerado também pode ser considerado como biomassa, uma fonte energética alternativa que substitui a disposição deste resíduo no solo ou em aterros sanitários (MAIA; MORAIS, 2016).

As biomassas podem ser aplicadas como combustíveis sólidos e utilizadas para a produção de energia. Estas são usadas na geração de calor no setor industrial de caldeiraria e podem também, gerar energia elétrica quando esta energia na forma de calor é convertida em turbinas específicas. São caracterizadas por apresentarem um efeito exotérmico rápido entre o combustível e o oxidante, seguido da liberação de calor (SANTOS, et al., 2015). A produção de energia elétrica e térmica, a partir de biomassas, atualmente é uma alternativa importante para países em desenvolvimento. Este sistema de co-geração utiliza a biomassa como combustível o que permite produzir, simultaneamente, energia elétrica e calor útil (PASQUINI, 2014)

O poder calorífico é um dos parâmetros mais utilizados para verificar o potencial energético de combustíveis de biomassa. Sendo definido como a quantidade de energia liberada na combustão completa de uma unidade de massa do material combustível (PROTÁSSIO, et al., 2011).

Segundo as normas da ASTM nº D 407-44, D 271-58 e D 240-57 define-se poder Calorífico Superior sob Volume Constante (PCS_v) como a quantidade de calor produzida pela queima completa da unidade de massa de um combustível sólido ou líquido em volume constante, dentro de uma bomba calorimétrica contendo oxigênio nas seguintes condições: pressão inicial do oxigênio de 20 atm a 40 atm, temperatura final de 20 a 35°C.

O valor do poder calorífico é dito superior porque se recupera o calor de condensação da água. Com a bomba calorimétrica obtém-se o poder calorífico superior em volume constante. Na prática, entretanto, as combustões em queimadores e caldeiras se dão, em geral, sob pressão atmosférica e seus produtos escapam em temperatura tal que a água está em estado de vapor. Por isso, é necessário calcular, a partir do PCS_v obtido pela bomba, o PCI_P , poder calorífico inferior a pressão constante (CAMACHO, et al., 2014).

O Poder Calorífico Inferior sob Pressão Constante (PCI_P) é definido como poder calorífico para o caso da queima sob pressão constante e com toda a água contida no combustível e formada na combustão se encontrando, ao final, no estado de vapor. O poder calorífico é dito inferior porque a água está ao final do experimento no estado de vapor, e o calor latente de sua condensação não é recuperado. Alguns combustíveis como o carvão mineral, por exemplo, contêm água natural. Dentre os combustíveis líquidos, os derivados de petróleo (gasolina, óleo diesel, querosene) não contêm água (CAMACHO, et al., 2014).

As biomassas (matérias-primas) mais comuns para o uso em co-geração de energia pode ser obtida de vegetais lenhosos, como é o caso da madeira e seus resíduos, por exemplo, casca de pinus (PCS de $18,372 \text{ MJ kg}^{-1}$) (FERREIRA, et al., 2014), casca de eucalipto (PCS de $18,410 \text{ MJ kg}^{-1}$) (CANTIZANI, et al., 2016).

São comuns também uso e estudos de resíduos agrícolas, como matéria seca residual da colheita de milho (PCS $18,6 \text{ MJ kg}^{-1}$) e soja (PCS $18,4 \text{ MJ kg}^{-1}$) (DE PIERRI, et al., 2016) e bambu (PCS de $19,125 \text{ MJ kg}^{-1}$) (BALDUÍNO JUNIOR, et al., 2016).

O lodo, proveniente do processo de tratamento de efluentes, tem sido estudado por diversos autores, mas seu uso ainda não é bem difundido. Este possui um poder calorífico que varia de 11 - 23 MJ kg^{-1} em massa seca (depende do tipo de lodo e da concentração de sólidos voláteis) (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2001).

O lodo engloba qualquer resíduo decorrente do tratamento de esgoto, seja doméstico, industrial ou pertinente à agropecuária. A composição química e o poder calorífico variam de acordo com a origem do lodo. Como exemplo, podem-se citar os resultados obtidos por Pasquini (2014) de amostras de lodo do município Americana (SP). O autor obteve os seguintes resultados: PCS do lodo sanitário $22,19 \pm 0,6 (\text{MJ kg}^{-1})$, lodo têxtil $20,6 \pm 0,5 (\text{MJ kg}^{-1})$, lodo de frigorífico $21,6 \pm 0,7 (\text{MJ kg}^{-1})$ e do lodo

de galvanoplastia de $29,9 \pm 0,5$ (MJ kg⁻¹), sendo que as amostras apresentaram valores próximo de teor de água. Esses valores são superiores ao PCS da madeira (16,2 MJ kg⁻¹). (PASQUINI, 2014).

Visando substituir cavaco de madeira em caldeira foi avaliada a queima do lodo “verde”, proveniente da ETE de empresa de laticínio, com conteúdo de água média de 80%, sem secagem prévia, juntamente com paletes de madeira triturados e papelão proveniente de embalagens de matéria-prima e insumos. Constatou-se que o lodo, com grandes concentrações de gorduras, apresentou poder calorífico de 30,94 MJ kg⁻¹ (1,37% de conteúdo de água do composto). Os autores concluíram que o composto desses resíduos apresenta potencial para a geração de energia térmica, sendo alternativa de proteção do meio ambiente. (FELDER; AZZOLINI, 2013).

Outro estudo sobre lodos determinou o potencial de resíduo industrial gerado no processo de fabricação de papel e celulose, no qual o lodo secundário que possuía constituição orgânica superior à 50%, apresentou PCS de 17,0 MJ kg⁻¹ (GUAITOLINI, 2014). Este lodo em teste de queima de uma mistura de biomassa e lodo biológico em uma caldeira de leito fluidizado, quando comparado a um período controle (queima apenas de biomassa), obteve maiores teores de umidade das amostras, reduzido valor de poder calorífico, alta da vazão de ar primário, redução da vazão de ar recirculado na caldeira, e aumento das emissões de material particulado e TRS da caldeira (em valores aceitáveis, segundo resolução do Conama). Contudo, os autores concluíram que a queima, de lodo biológico da estação de tratamento, apresenta-se como uma prática atrativa à indústria de Celulose e Papel, contribuindo para a redução de ocupação do aterro sanitário.

Em escala real, o Brasil já possui usina de energia a partir da combinação entre resíduos orgânicos e lodo de esgoto. A CS Bioenergia, formada pela estatal Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) e pelo grupo Cattalini Bio Energia, recebeu Licença de Operação do Instituto Ambiental do Paraná (IAP) para geração de biogás, no estado a partir da utilização do lodo gerado na Estação de Tratamento de Esgoto Belém, em Curitiba. A usina gerará 2,8 MW de energia elétrica, o suficiente para abastecer duas mil residências populares e contribuirá ambientalmente com a retirada de 1.000 m³ de lodo de esgoto e 300 toneladas de resíduos orgânicos, que são descartados diariamente (OHDE, 2018).

Sendo assim, a biomassa pode contribuir de maneira significativa na produção de energia, porém suas características físicas e químicas e seu comportamento frente

a condições de combustão e pirólise devem ser estudados. Tanto para receber tratamento adequado, como para garantir o controle do processo e até mesmo na sua estocagem, garantindo a melhoria da qualidade do material, garantindo produtos aceitáveis na geração de energia. Necessitando de estudos e análises para a avaliação da potencialidade do lodo como biomassa para a geração de energia (BRAND, et al., 2014)

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 PROCEDÊNCIA E AMOSTRAGEM DO LODO SANITÁRIO

O lodo analisado foi coletado na Estação de Tratamento de Efluentes ETE VERDE, de Ponta Grossa PR, em fevereiro de 2017. Este sistema de tratamento utiliza o sistema de RALFS.

As amostras foram coletadas em dois lugares:

- a) Na saída do sistema de desagüe mecânico, que utiliza equipamento (centrífuga) denominado Decanter. Esse lodo foi coletado logo após a sua separação, antes da adição de cal.
- b) No leito de secagem onde estavam depositados os descartes de 15 dias, com 15 dias de secagem ao sol.

A escolha desses dois sistemas deve-se ao fato de não haver adição de óxido de cálcio, o que aumentaria o teor de cinzas, e por serem pontos onde o teor de água é o menor se comparados aos outros pontos. As amostras foram armazenadas em recipientes plásticos tampados e identificadas quanto a sua origem e data de coleta (Fotografia 2).

FOTOGRAFIA 2 – Amostra de lodo coletada do leito de secagem



Fonte: O AUTOR

A estação ETE Verde realiza o sistema completo de tratamento normalmente utilizado (Figura 10). O efluente que chega à ETE passa por separação (peneiras-grades), para remoção de sólidos (Fotografia 3), e por medidores de fluxo. Com auxílio de medidor de nível externo, pode-se obter leituras de vazão (Fotografia 4).

FIGURA 10– Imagem aérea da ETE Verde, Ponta Grossa, Brasil (Google Earth).



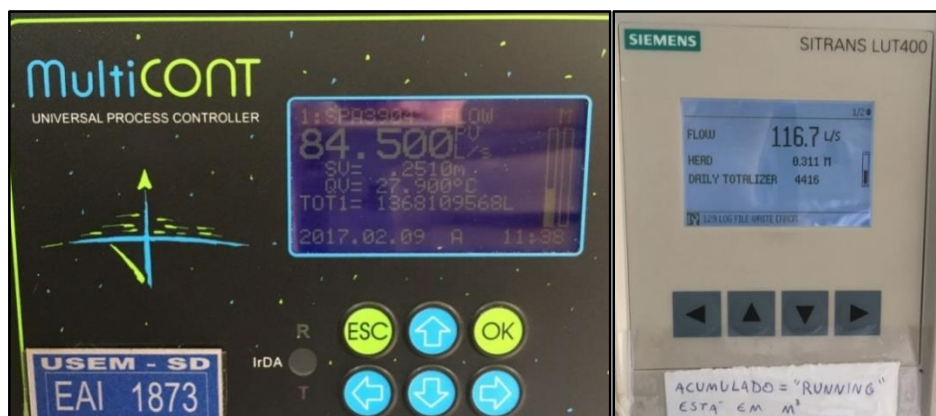
Fonte: ADAPTADO DE GOOGLE

FOTOGRAFIA 3 - (a) Grade para retirada de grosseiros; (b) material grosseiro retirado



Fonte: O AUTOR

FOTOGRAFIA 4 - Vazão de entrada de efluente na ETE Verde

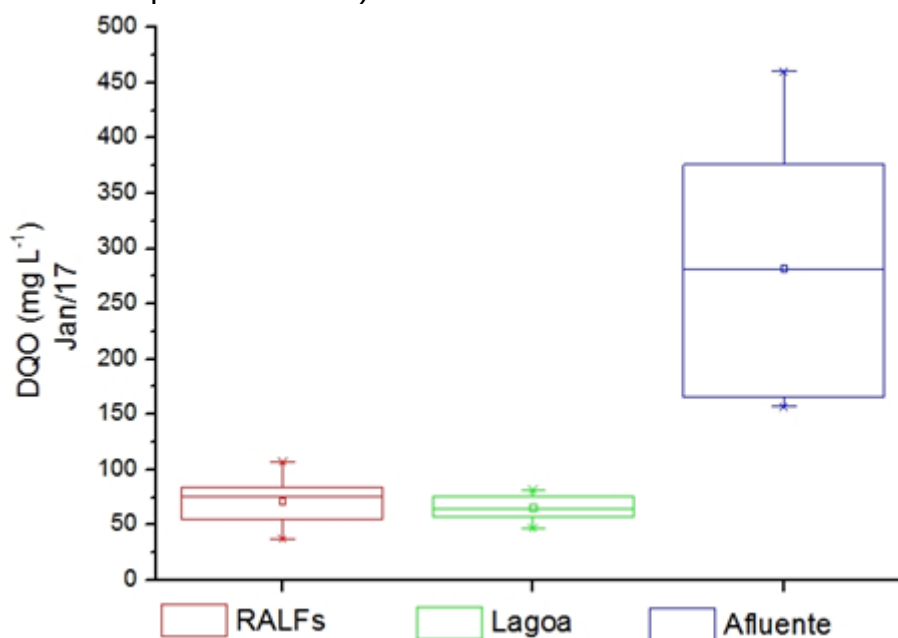


Legenda: Medição instantânea de 84,500 l s⁻¹ com constante 2, lê-se 169 l s⁻¹ (84,5 x 2) + 116,7 l s⁻¹, totalizando 285,7 l s⁻¹. Leitura registrada às 11:38 h do dia 09-02-2017.

Fonte: O Autor

Medindo o fluxo, o esgoto segue aos RALFs para tratamento anaeróbico. Os padrões médios de DQO encontrados nas diferentes etapas são representados na Figura 11.

FIGURA 11-Variação de valores de DQO na entrada (afluente) da ETE, nos RALFs e na lagoa de estabilização da ETE Rio Verde, Ponta Grossa (janeiro de 2017) (valores de DQO conforme apêndices 1 e 2)



Fonte: SANEPAR, 2017

O efluente tratado, separado nos RALFs, segue para a lagoa de estabilização antes de retornar ao ambiente. O lodo gerado no processo, pode ser submetido a dois processos para diminuir o conteúdo de água. Um dos processos, o lodo é separado, mecanicamente, do excesso de água por massa específica em centrifuga, neste caso denominado de decanter (Fotografia 5). Outro processo comumente utilizado é a secagem natural em leito de secagem (Fotografia 6).

FOTOGRAFIA 5 -Centrífuga do tipo decanter (ETE Verde/Ponta Grossa/Brasil)



Fonte: O AUTOR

FOTOGRAFIA 6- Leitos de secagem natural do lodo (ETE Verde / Ponta Grossa / Brasil)



Fonte: O AUTOR

Depois desses dois processos, o lodo é armazenado em local coberto (Fotografia 7).

FOTOGRAFIA 7 – (A) Lodo após decanter (já misturado com cal); (B) local de armazenamento de lodo do leito de secagem (já misturado com cal) (ETE Verde, Ponta Grossa-PR)



Fonte: O AUTOR

A geração anual de lodo em ponta grossa, considerando as 10 unidades de tratamento, conforme dados coletados no local (ETE VERDE), com base nos dados de 2017, é apresentada na tabela 2.

TABELA 2: Geração anual de lodo nas 10 unidades de tratamento de Ponta Grossa

Unidade	ETE	Capacidade de tratamento (L s ⁻¹)	Produção de Lodo ton ano ⁻¹
1	Verde	280	2500,00
2	Ronda	140	1250,00
3	Olarias	100	892,86
4	Tibagi	30	267,86
5	Cara-cara	30	267,86
6	Congonhas	30	267,86
7	Santa Barbara	5	44,64
8	Gertrudres	60	535,71
9	Taquari	3	26,79
10	Cristo Rei	2,5	22,32
Total			6075,89

Fonte: SANEPAR, 2017

4.2 CARACTERIZAÇÃO DO LODO

Ambos os lodos, do leito de secagem e após o decanter, foram caracterizados quanto ao teor de lipídeos, teor de proteínas e conteúdo de água de acordo com o Manual do Instituto Adolf Lutz (2008). Ainda foram determinados o poder calorífico e o teor de cinzas. As cinzas também foram caracterizadas quanto a morfologia e composição química.

4.2.1 Teor de Lipídios

A extração etérea de lipídios seguiu conforme metodologia 032 (IAL, 2008). A amostra seca foi submetida à extração utilizando éter de petróleo em Soxhlet previamente preparado e pesado. O procedimento de extração ocorreu durante 6 horas, e posteriormente, o material foi condicionado em estufa a 105°C, por uma hora, resfriado e pesado.

4.2.2 Teor de Proteína

O teor de proteínas foi determinado de acordo com a metodologia 036 das normas analíticas do Instituto Adolfo Lutz (IAL, 2008). O método basicamente consiste: digestão da amostra pelo processo Kjeldahl, destilação e titulação.

4.2.3 Conteúdo de Água

A determinação quantitativa de água realizou-se de acordo com a metodologia 012 das normas analíticas do Instituto Adolfo Lutz (IAL, 2008). A amostra foi aquecida durante 3 horas em estufa a 105°C e resfriada em dessecador até a temperatura ambiente; o procedimento foi repetido até massa constante.

4.2.4 Teor de Cinzas

O teor de cinzas foi determinado pelo método gravimétrico. As amostras foram calcinadas em mufla nas temperaturas de 600°C e 900°C, por 2h, e acondicionadas

em dessecador até o resfriamento. Posteriormente, as amostras foram pesadas em balança analítica (marca Acurácia).

4.2.5 Poder Calorífico Superior

O poder calorífico superior (PCS) do lodo, base seca (b.s.), foi determinado em laboratório com o uso de uma bomba calorimétrica de acordo com as seguintes normas ASTM número D 407-44, D 271-58 e D 240-57 T sugeridas pelas ABNT.

O poder calorífico de um combustível é a quantidade de calor liberada quando se queima completamente a unidade de massa desse combustível sob determinadas condições. Não é possível medir diretamente essa quantidade de calor desprendida, mas este calor provoca um aquecimento num certo sistema conhecido (recipiente calorimétrico) e fornece uma diferença de temperatura na água nele contida (ΔT) (PASQUINI, 2014).

Na bomba calorimétrica uma certa massa de combustível é queimada, obtendo-se a variação de temperatura (ΔT), demonstrada no calorímetro, que é proporcional ao calor liberado pela reação de combustão do material em teste (ATKINS; JONES, 2006). A constante de proporcionalidade (C), conhecida como constante do calorímetro, pode ser medida eletricamente pela passagem de corrente elétrica (I) de tensão conhecida, durante um tempo (t) ou determinada pela calibração do calorímetro mediante processo que liberte quantidade conhecida de energia. Desde que o calorímetro não sofra alterações, sua capacidade calorífica permanece constante e ela pode ser determinada pela combustão de uma substância de poder calorífico conhecido (normalmente utiliza-se ácido benzóico), medindo-se a elevação de temperatura da água do recipiente calorimétrico (equação 2).

Conhecido ΔT e a capacidade calorífica (C) do calorímetro (quantidade de calor necessária para aquecer o aparelho de 1°C) obtêm-se o poder calorífico. Sendo Q a quantidade de calor desprendida pela combustão da massa m:

$$Q = m.PC = C.\Delta T \dots\dots\dots \text{Eq.1}$$

$$PC = \text{Poder Calorífico} = C.\Delta T / m \dots\dots\dots \text{Eq.2}$$

4.2.6 Caracterização das Cinzas por Difração de Raios X (DRX)

O método de difração de raios X foi utilizado para a identificação das fases cristalinas presentes nas cinzas.

Para a análise de DRX utilizou-se o difratômetro Shimadzu XRD-6000, com fonte de radiação $K\alpha$ do cobre. As análises foram feitas pelo método do pó no modo de varredura contínua no intervalo 2θ de 3,0 a 100,0°, com velocidade de varredura de 2,0° por minuto, operando-se a 40 kV e 30 mA. As fendas de divergência e espalhamento utilizadas foram de 1,00° e a fenda de recepção de 0,30 mm.

4.2.7 Composição das Cinzas

A composição da cinza foi determinada por Espectroscopia de Dispersão de raios X acoplada a microscópio eletrônico de varredura por efeito de campo (FEG/EDS), modelo MIRA3/TESCAN. A energia do feixe utilizado foi de 20kV.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 TEOR DE LIPÍDIOS E PROTEÍNAS

O teor de matéria orgânica presente em determinada biomassa, a qual tem correlação direta com o potencial energético, pode ser estimado pelo conhecimento do teor de lipídios e de proteínas (RENDEIRO, 2008). Os resultados de teor de lipídios e proteínas obtidos para o lodo de esgoto são mostrados na Tabela 3.

TABELA 3-Teor de lipídios e de proteína no lodo de esgoto conforme processos de secagem. ETE Verde/Ponta Grossa/Brasil

Processo	Teor de lipídios (g kg ⁻¹)	CV* (%)	Teor de proteína (g kg ⁻¹)	CV* (%)
Lodo - após decanter	6,93	10,9	20,38	4,3
Lodo- leito de secagem	4,93	27,4	21,51	3,6

*CV= Coeficiente de Variação

Observa-se que o lodo após centrifugação possui teor de lipídio maior que do lodo do leito de secagem (Tabela 3). Aparentemente não se justifica esse acréscimo de lipídios, pois o lodo provém da mesma fonte – fundo do RALF, e em um determinado ponto se divide, uma parte vai para o leito e outra para o desagumecânico. Porém, o lodo analisado pode ter sido gerado em diferentes dias, com caracterização diferente do efluente da cidade.

Em relação ao teor de proteína os teores encontrados foram muito próximos (Tabela 3).

5.2 TEOR DE ÁGUA

O teor de água presente nas amostras está diretamente relacionado com o poder calorífico, influenciando na combustão. Uma vez que a reação de combustão é exotérmica, mas a evaporação da água é fortemente endotérmica, consumindo a energia liberada (GERALDO, et al., 2013).

O teor de água limite auto térmico para a maioria das biomassas combustíveis é próximo a 650 g kg⁻¹ (PASQUINI, 2014). Acima desse ponto, energia insuficiente é

liberada pela combustão para satisfazer a evaporação e a produção de calor. Em estudos realizados por Pasquini (2014) observou-se valores de calor de combustão para biomassas com teores de água de 96,8 g kg⁻¹ para lodo de galvanoplastia e 115,4 g kg⁻¹ para lodo de esgoto doméstico, sendo estes considerados adequados para utilizar tais biomassas como fonte de calor.

Os valores de teor de água determinados para a biomassa estudada são mostrados na Tabela 4.

TABELA 4-Teor de água no lodo de esgoto conforme processos

Processo	Teor de água (g kg ⁻¹)	CV* (%)
Lodo- após decanter	715,9	1,2
Lodo- leito de secagem	546,2	3,2

*CV= Coeficiente de Variação

O lodo submetido ao leito de secagem apresentou valor menor de água, ficando dentro da faixa recomendada para a combustão direta (Tabela 4). Porém, o lodo de esgoto submetido ao processo de centrifugação apresentou valor acima do recomendado (PASQUINI, 2014).

Os valores do teor de água para o lodo submetido a leito natural de secagem apresentaram valores semelhantes a madeiras tradicionalmente utilizadas para combustão direta, 590 g kg⁻¹ para *Pinus taeda* e 540 g kg⁻¹ para *Eucalyptus dunnii* Maiden (BRAND, et al., 2014) e 520 g kg⁻¹ para *Pinus taeda* (FURTADO, et al., 2012).

5.3 TEOR DE CINZAS

O teor de cinzas é indicativo da quantidade de material inorgânico presente na amostra. Quanto menor a geração de cinzas maior a eficiência energética, considerando a utilização da biomassa como combustível (BORGES, et al., 2008).

Na Fotografia 8 são mostrados os resíduos inorgânicos obtidos após o processo de secagem, e na Tabela 5 observa-se os teores de cinzas obtidos para as amostras utilizadas neste trabalho.

FOTOGRAFIA 8– Resíduo inorgânico gerado após a queima do lodo obtido no leito de secagem da ETE verde



Fonte: O AUTOR

TABELA 5 – Teor de cinzas de lodo de esgoto conforme processos de secagem e temperaturas de calcinação

Processo	temperatura de calcinação (°C)	teor de cinzas (g kg ⁻¹)	CV (%)
Lodo-após decanter	600	152,2	3,6
	900	138,0	2,2
Lodo-leito de secagem	600	156,6	4,8
	900	141,0	5,9

*CV= Coeficiente de Variação

Os valores de teor de cinza variando de 138 a 156,6 g kg⁻¹ são superiores aos encontrados na literatura (Tabela 4). Segundo Ferreira et al. (2014) o teor de cinzas de cascas de pinus é cerca de 10%, e o de *mix* de cavacos chips de pinus, com cascas, e serragem, aproximadamente 3,4%. relata um percentual de cinzas para o lodo de ETE próximo a 11,5%. Os teores de cinzas do lodo de esgoto podem ser considerados elevados. As tradicionais madeiras utilizadas para combustão direta tais como pinus e eucaliptos normalmente apresentam teores de cinzas menores que 10 g kg⁻¹ (MÁRQUEZ-MONTESINO, et al., 2001; SILVA, et al., 2015; FURTADO, et al., 2012).

Esta variável tem relação direta com o custo do transporte, pois para o uso do lodo em combustão direta, em torno de 150 g kg⁻¹ do transportado não seria transformado em energia. Porém, o subproduto a ser qualificado e avaliado, com

possíveis usos agrícolas ou como material inerte a ser incorporado em diversos segmentos deve ser considerado na viabilização do uso energético do lodo.

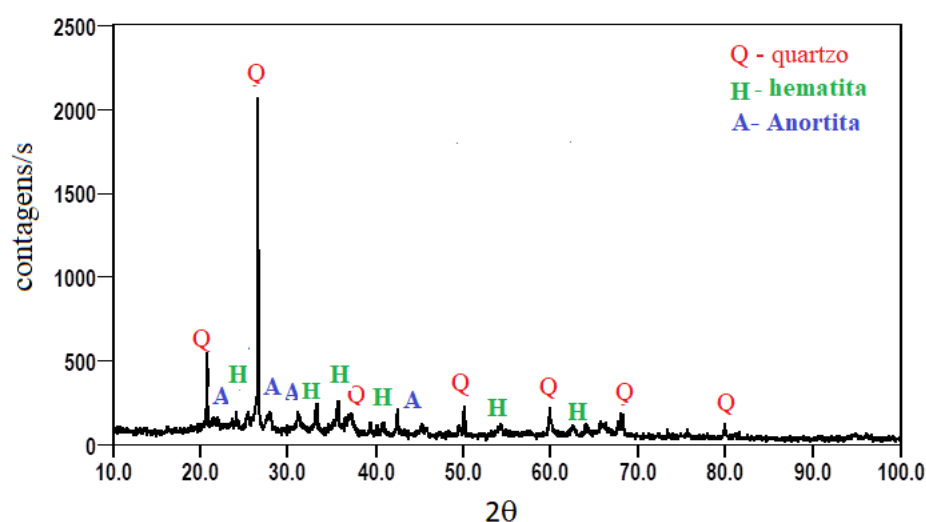
5.4 CARACTERIZAÇÃO DAS CINZAS DO LODO

As cinzas, resultantes da calcinação do lodo, são resíduos inorgânicos que permanecem após a queima de matéria orgânica presente neste tipo de material. A análise das cinzas fornece informações prévias sobre a quantidade de resíduos e composição que será produzida após a utilização do lodo. A destinação final destes resíduos é dependente de sua composição. Portanto, as cinzas provenientes da calcinação foram avaliadas em relação a composição e propriedade estrutural e morfológica.

5.4.1 Leito de Secagem

A caracterização estrutural da cinza gerada na queima do lodo foi realizada por difração de raios X. O difratograma de DRX é mostrado na Figura 12.

FIGURA 12: Difratograma de raios X das cinzas produzidas após a calcinação do lodo



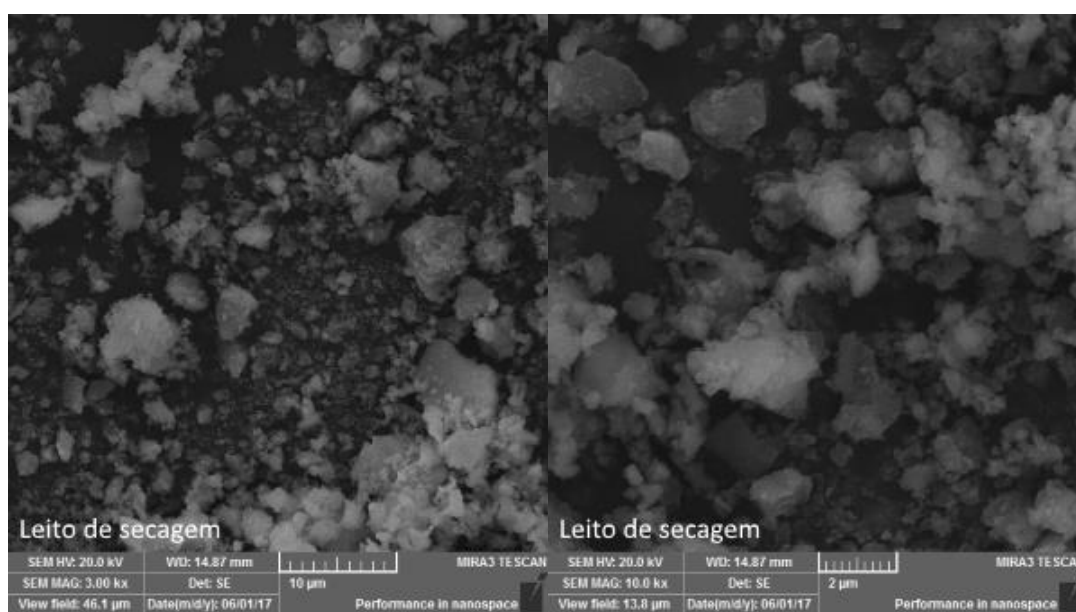
No difratograma de raios X das cinzas, apresentada na Figura 20, foram identificadas fases de quartzo (SiO_2), anortita ($\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$) e hematita (Fe_2O_3). Este resultado está de acordo com a microanálise realizada por EDS, Tabelas 6 e 7, onde

se verificou a predominância de óxido de silício e óxido de alumínio na composição das cinzas resultantes da calcinação do lodo. A fase majoritária de quartzo é proveniente do processo de higienização e estabilização do lodo. O processo consiste no esgoto bombeado do lodo para caixas de areia para a separação da matéria sólida grosseira. Entretanto, a presença da fase anortita, provavelmente, é devido ao sulfato de alumínio utilizado como agente floculante na estação de tratamento de água, cuja descarga ocorre no sistema de esgoto.

5.4.2 Morfologia e Microanálise das Cinzas do Lodo Coletado do Leito de Secagem

A morfologia das cinzas geradas na queima do lodo do leito de secagem é mostrada na Figura 13.

FIGURA 13 – Micrografias obtidas por Microscopia Eletrônica de Varredura por Efeito de Campo das cinzas geradas após calcinação do lodo.



Fonte: O AUTOR

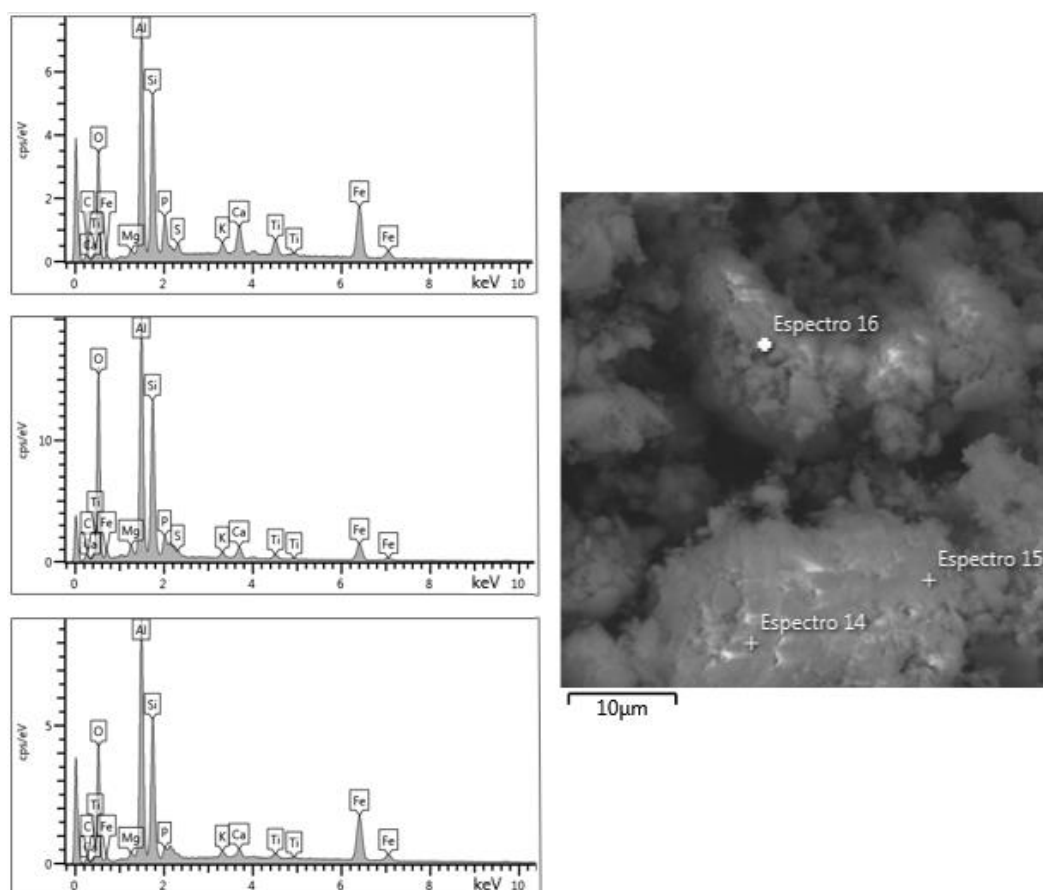
As cinzas obtidas apresentam distribuição granulométrica heterogênea, com aglomerados de diferentes formatos e tamanhos (Figura 13).

5.4.2.1 Composição química das cinzas do lodo do leito de secagem queimado à 600°C

Pela análise do EDS foi possível identificar as composições das partículas presentes nos aglomerados (Figuras 14 e 15). Através de EDS pontual, em três pontos, determinou-se a composição química das cinzas geradas na queima do lodo proveniente do leito de secagem. A Figura 14 mostra os três pontos escolhidos para realizar o EDS e as respectivas microanálises.

A Figura 14 mostra os espectros gerados por EDS das cinzas do lodo do leito de secagem queimado à 600°C.

FIGURA 14—Microanálise por EDS das cinzas do lodo do leito de secagem queimado a 600°C



Fonte: O AUTOR

Na tabela 6 se observar as porcentagem dos elementos determinados por EDS nas cinzas geradas após a calcinação a 600°C.

TABELA 6 – EDS da composição das cinzas do lodo do leito de secagem queimado à 600°C

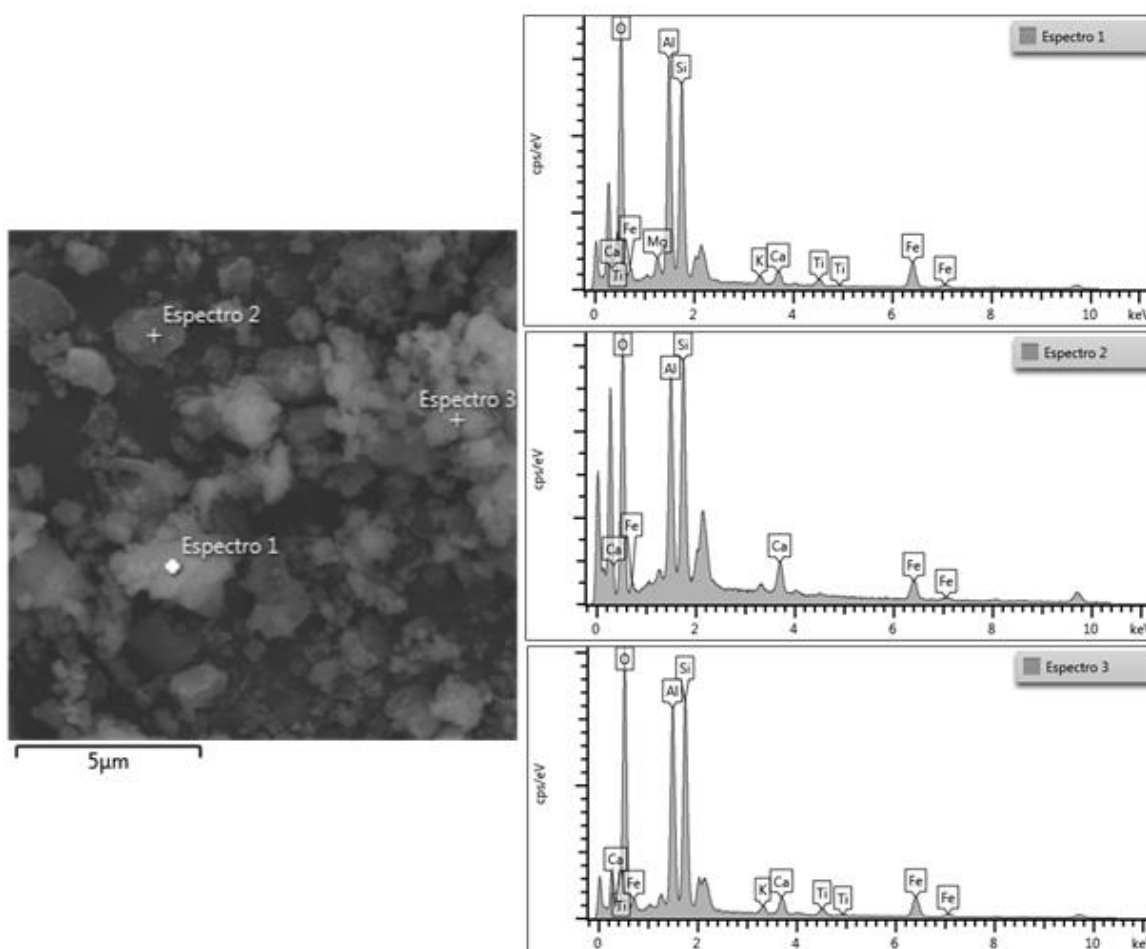
Elemento	% Média
Carbono	8,37
Oxigênio	62,23
Magnésio	0,43
Alumínio	11,64
Silício	7,61
Fósforo	1,13
Enxofre	0,28
Potássio	0,43
Cálcio	0,98
Titânio	0,60
Ferro	6,30
Total	100

Pela análise dos resultados, observa-se que a cinzas obtidas são compostas majoritariamente por compostos de alumínio, silício e ferro. Entretanto, nota-se a presença em menores porcentagens de cálcio. Estes resultados estão em concordância com a análise do difratograma de raios X, onde se observa fases com a presença de silício, alumínio, ferro e cálcio (Quartzo, Anortita e Hematita). A elevada concentração de alumínio, como discutido anteriormente, provavelmente, se deve ao sulfato de alumínio acrescentado na estação de tratamento de água.

5.4.2.2 Composição química das cinzas do lodo do leito de secagem queimado à 900°C

Na Figura 15 são mostradas a micrografia obtida por MEV e a microanálise por EDS acoplado ao MEV da amostra de cinzas calcinadas a 900°C.

FIGURA 15—Microanálise por EDS das cinzas do lodo do leito de secagem queimado a 900°C



A Tabela 7 apresenta os resultados da composição das cinzas dado em percentagem de elementos.

TABELA 7 – Composição das cinzas do lodo do leito de secagem

Elemento	% Média
Oxigênio	63,45
Magnésio	0,52
Alumínio	13,43
Silício	14,30
Potássio	0,46
Cálcio	1,94
Titânio	0,59
Ferro	5,30
Total	100

A caracterização das cinzas desse lodo mostra que os elementos inorgânicos presentes majoritariamente são constituídos por silício, alumínio e ferro, e, em menor quantidade, por metais alcalinos e alcalinos terrosos, como potássio, cálcio e magnésio.

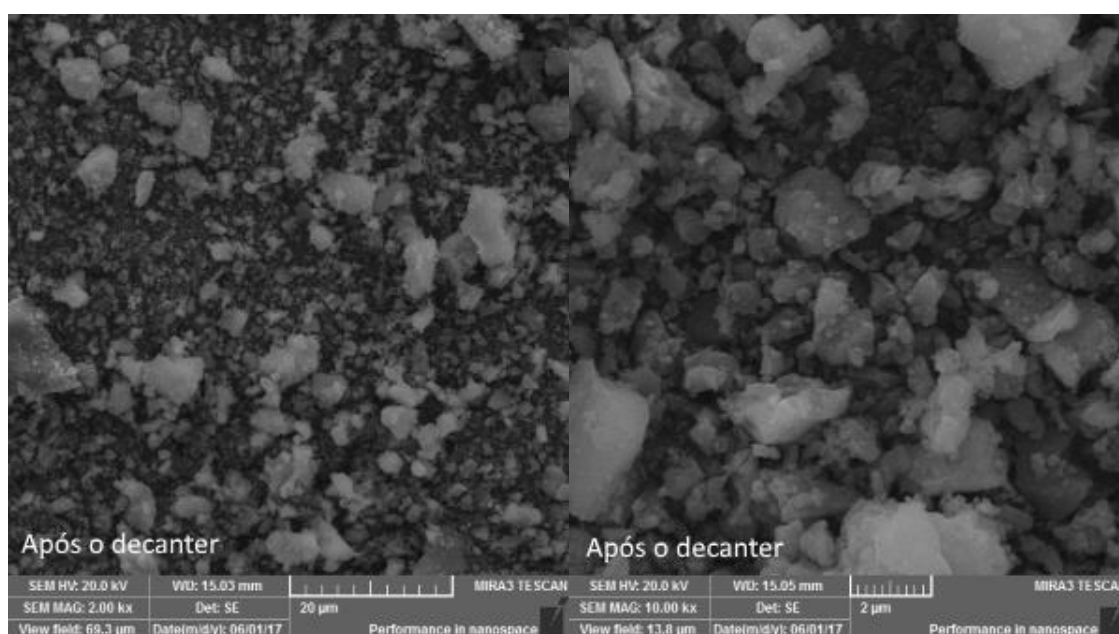
Como esperado as cinzas após tratamento térmico de 900°C (Tabela 6) apresenta os mesmos elementos das cinzas após calcinação a 600°C, com exceção do enxofre e fósforo que, provavelmente, foram volatilizados à 900°C.

5.4.3 Morfologia e Microanálise do Lodo Coletado Após Equipamento Decanter

5.4.3.1 Morfologia

A morfologia representativa das amostras de cinzas do lodo coletado após passar pelo equipamento decanter é mostrada na Figura 16.

FIGURA 16 – Imagem das cinzas geradas na queima do lodo coletado após o decanter



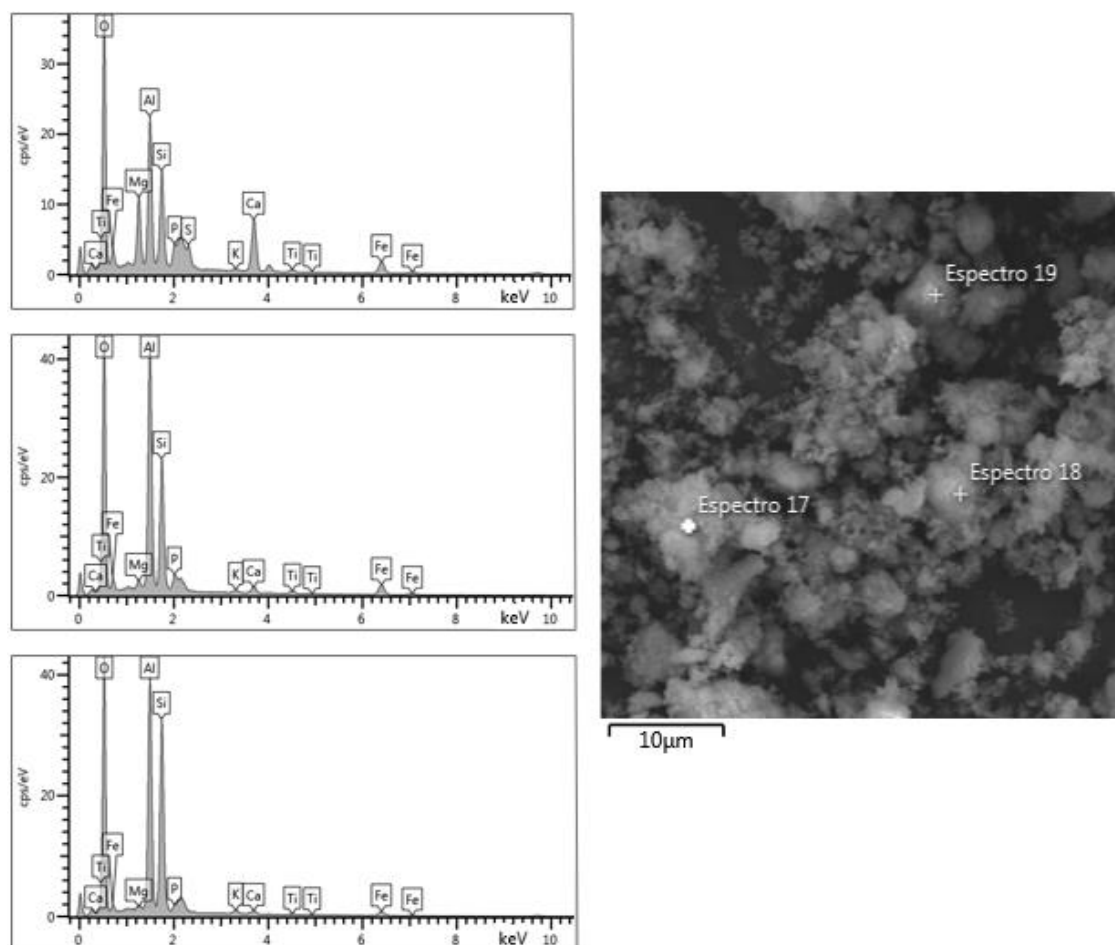
Fonte: O AUTOR

Como pode se observar nas duas imagens, Figura 16, os materiais que constituem as cinzas formam aglomerados, morfologia semelhante ao lodo do leito de secagem (Figura 14).

5.4.3.2 Composição química das cinzas do lodo coletado após decanter queimado à 600°C

A Figura 17 mostra a morfologia e a microanálise por EDS das cinzas do lodo coletado após decanter queimado à 600°C.

FIGURA 17 – Microanálise por EDS das cinzas do lodo coletado após decanter queimado a 600°C.



Fonte: O AUTOR

Assim como na queima do lodo do leito de secagem à 600°C (Figura 16), observa-se a presença de elementos como enxofre e fósforo que, na queima à 900°C, foram volatilizados.

A Tabela 8 abaixo mostra, em porcentagem, a composição elementar das cinzas geradas na queima à 600°C do lodo coletado após o decanter.

TABELA 8 – Composição das cinzas do lodo coletado após o decanter queimado à 600°C obtida por EDS

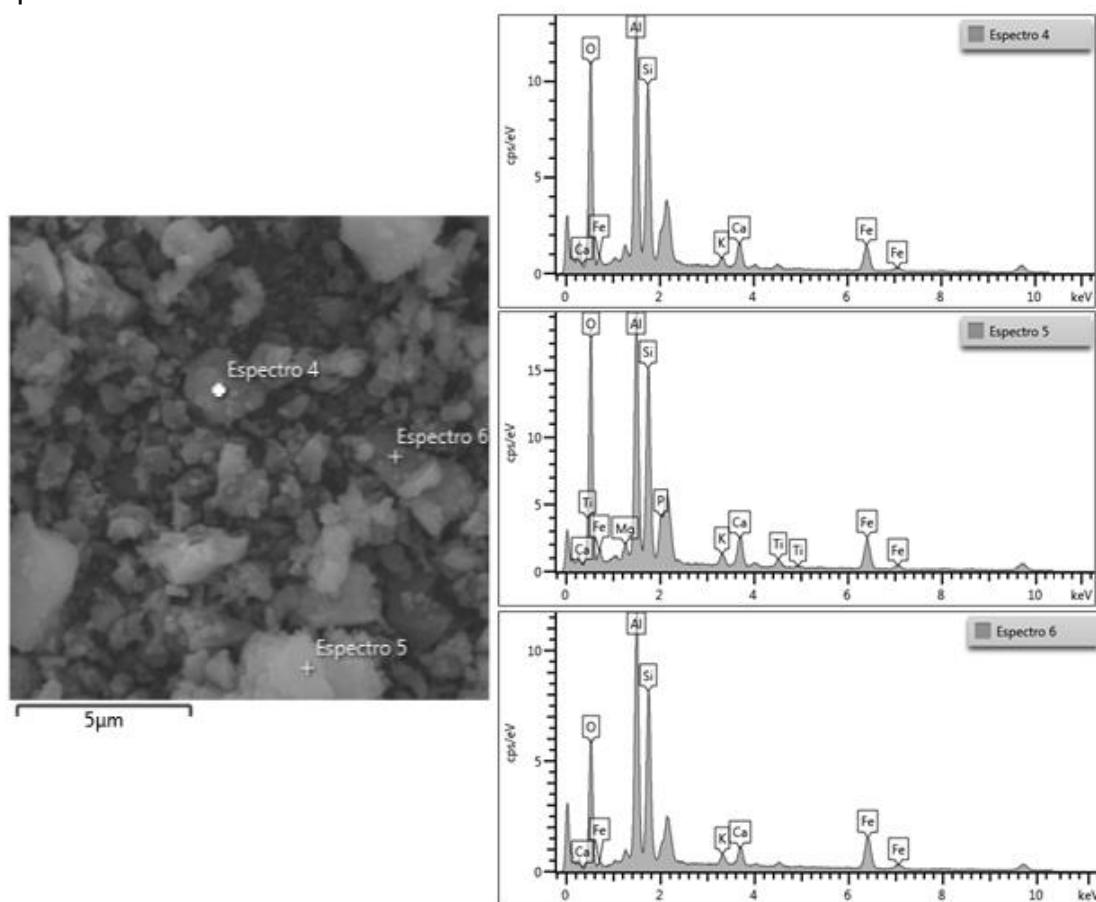
Elemento	% Média
Oxigênio	61,84
Magnésio	2,46
Alumínio	16,20
Silício	12,02
Fósforo	1,35
Enxofre	0,69
Potássio	0,28
Cálcio	2,36
Titânio	0,29
Ferro	2,48
Total	100

Observa-se que, diferentemente das cinzas do lodo do leito de secagem queimado a 600°C. O teor de cinzas, encontrado é maior do que os combustíveis usuais, mas isso não o inviabiliza como combustível, pois se entende que o propósito não é ter um combustível com baixos teores de cinzas, mas dar uma destinação mais nobre ao lodo.

5.4.3.3 Composição química das cinzas do lodo coletado após decanter queimado à 900°C

Assim como foi realizado para a amostra de lodo do leito de secagem, realizou-se um EDS pontual, em três diferentes pontos, a fim de determinar-se a composição química das cinzas geradas na queima do lodo após passar pelo decanter. A Figura 18 mostra os três pontos escolhidos para realizar o EDS.

FIGURA 18– Microanálise por EDS as cinzas do lodo coletado após decanter queimado a 900°C.



A Tabela 9 detalha, em porcentagem, os resultados da microanálise obtida por EDS.

TABELA 9 – Composição da cinzas do lodo após o decanter queimado a 900°C

Elemento	% Média
Oxigênio	55,49
Magnésio	0,41
Alumínio	17,69
Silício	14,34
Potássio	1,01
Cálcio	2,74
Titânio	0,31
Ferro	8,10
Total	100

A caracterização das cinzas do lodo após o decanter mostra que os elementos inorgânicos presentes majoritariamente foram os mesmos da amostra de lodo do leito de secagem, ou seja, silício, alumínio e ferro, e, em menor quantidade, por metais alcalinos e alcalinos terrosos. Observa-se também que provavelmente houve a volatilização de compostos de enxofre e fósforo.

Os resultados das microanálises obtidas neste trabalho estão de acordo com os encontrados por SILVA, et al., 2015, apresentando elevada concentração dos óxidos de silício, alumínio e ferro. Entretanto, diferenciam-se nas concentrações de óxido de cálcio e magnésio, pois os autores determinaram valores superiores a 10%, provavelmente, devido a coleta ser realizada após o processo de higienização.

O teor de cinzas, encontrado para todas as amostras coletadas, é maior do que os combustíveis usuais, mas isso não o inviabiliza como combustível, pois se entende que o propósito não é ter um combustível com baixos teores de cinzas, mas dar uma destinação mais nobre ao lodo.

O conhecimento dos elementos contidos nas cinzas é importante pois, já que sua formação é inevitável, deve-se pensar numa destinação apropriada para as mesmas. A não-detecção de metais tóxicos é um ponto positivo para o emprego do lodo na geração de energia, pois o resíduo de cinzas gerado na queima, provavelmente, não precisará ser disposto em aterro Classe I (aterro para produtos químicos perigosos), o que encareceria o processo.

5.5 PODER CALORÍFICO SUPERIOR

O poder calorífico médio resultante foi de 13,56 MJ kg⁻¹ para a amostra de lodo após decanter, com conteúdo de água médio de 715,9 g kg⁻¹. Quando a temperatura diminui, a água condensa no interior da bomba, sendo que o processo de condensação é um processo exotérmico, ou seja, libera energia, incrementando, em número, o poder calorífico.

Para o lodo do leito de secagem obteve-se poder calorífico superior médio de 11,49 MJ kg⁻¹, com conteúdo de água médio de 546,2 g kg⁻¹. Menores valores de PCS já eram esperados pois o teor de umidade da amostra do leito de secagem é de 10% a 15% menor que o lodo após decanter. O que era esperado uma vez que a desidratação do lodo é uma operação que diminui o volume do lodo em excesso por meio da redução de seu teor de água, melhoria das condições de manejo do lodo e

aumento do poder calorífico (GONÇALVES; LUDUVICE, 2000). O poder calorífico superior do lodo do esgoto é mostrado na tabela 10.

TABELA 10 – Poder calorífico superior do lodo de esgoto conforme processos

Processo	Poder calorífico superior (MJ kg ⁻¹)	CV (%)
Lodo-após decanter	13,56	2,1
Lodo-leito de secagem	11,49	8,9

*CV= Coeficiente de Variação

De acordo com dados da literatura os valores obtidos para o poder calorífico do lodo são inferiores aos encontrados para pinus e eucalipto. Os valores para estes materiais têm poder calorífico variando entre 19 a 22 MJ kg⁻¹ para o *pinus* e entre 18 a 21 MJ kg⁻¹ para o *Eucalyptus* Sp. (BRAND, et al., 2014; SILVA, et al., 2015 ; FURTADO, et al., 2012).

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Aponta-se em simulação a possibilidade do emprego do lodo estudado baseado em um caso específico, em caldeira existente na região, onde a estrutura baseia-se em transformação de subproduto da indústria madeireira em energia elétrica. Localizada a 15 km da ETE Verde. Marca H.Bremer (modelo Lignodin 25) com geração de 25.000 Kg de vapor super aquecido por hora, em uma pressão de trabalho de 4.118,8 kPa, e com capacidade de geração de energia elétrica de 5 MW h⁻¹ (suficiente para abastecer 24 mil residências conforme dados de consumo médio de energia elétrica residencial calculado por FIDRIGO, et al., 2009).

Esta caldeira consome atualmente como combustível um mix de biomassa com serragem, chips, e casca de pinus, com um poder calorífico de 7,3 MJ Kg⁻¹, e 20% de combustível de resíduo de petróleo (Combustível sólido a base de óleo carbonado, poder calorífico de 33,5 MJ kg⁻¹). Nesta caldeira em média a quantidade queimada diariamente do mix é de 10,5 toneladas, suficientes para gerar os 5,0 MW h⁻¹ ou três mil e seiscentas residências.

Neste caso seria possível fazer um mix acrescentando também lodo de efluentes, (poder calorífico de 11,5 MJ kg⁻¹ lodo do leito de secagem). Em uma simulação, no caso de queima única de lodo de esgoto (leito de secagem), somente ETE Verde, teria-se a mesma caldeira funcionando por 24 horas.

Após a queima têm-se resíduo inorgânico conforme mensurado e relatado nas tabelas 6,7,8 e 9. Com base na análise das cinzas observou-se a presença de elementos com potencial uso na agricultura.

Existem vários relatos na literatura de utilização de cinzas como fertilizantes. No caso da queima de lodo do leito de secagem a 600°C teria-se 156,6g kg⁻¹ (15%) de cinzas. Conforme já comentado valor elevado quando comparados com biomassas termicamente utilizadas.

No caso em estudo chama a atenção à presença do alumínio, o qual é elemento prejudicial ao desenvolvimento das raízes. Este elemento destaca-se em grande concentração nas cinzas (em média 11,64% da espécie ou em óxido 28% em massa). Considerando que as cinzas apresentam, também, quantidades de fósforo, potássio, cálcio e magnésio (macro nutrientes) benéficos as culturas agrícolas, e geralmente utilizados em larga escala junto as culturas comerciais, realizou-se simulação considerando a aplicação das cinzas. Utilizou-se como parâmetro a cultura do milho,

com estimativa de produção de 10 toneladas por hectare, conforme Manual de Adubação e Calagem para o Estado do Paraná (2017). Em paralelo realizou-se os cálculos para o acúmulo do elemento alumínio (SOUSA, et al., 2007).

Com relação ao elemento Fósforo, seriam necessários, regionalmente, 39 kg de fósforo ou 89,24 kg de P_2O_5 para a produção de 10 toneladas de milho. Para a mesma situação seriam necessários 171kg de potássio ou 239,16 kg de K_2O ; 24 kg de cálcio ou 33,57 kg de CaO ; 28 kg de magnésio ou 46,67 kg de MgO .

Para suprir essas necessidades somente com cinzas, seriam necessários para: fósforo 2.311,92 kg; potássio 25.174,73 kg; cálcio 1.119 kg de cinzas; e magnésio 6.511,62 kg de cinzas.

Considerando então, o elemento alumínio como tóxico para as plantas, verificou-se que para suprir o necessário de fósforo haverá inclusão de $0,3445 \text{ Cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ de alumínio valor pode ser considerado baixo, segundo RAIJ (1996); para suprir potássio inclusão de $3,75 \text{ Cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, neste caso considerado valor alto; para suprir cálcio inclusão de $0,1667 \text{ Cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, considerado valor baixo; para suprir o elemento magnésio, haverá inclusão de $0,97 \text{ Cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, valor considerado baixo.

O alumínio é um elemento de baixa mobilidade no solo. Com isso, a referida inserção de cinzas nos solos para a produção de milho pode ser tornar um fator a comprometer o rendimento, talvez não em uma primeira aplicação, mas sim caso se torne algo frequente.

Dessa forma, pode-se analisar os teores de alumínio na cinza de um outro ângulo, como elemento fundamental procurado em minério de bauxita, por exemplo. Para que a bauxita se torne viável, deve apresentar no mínimo 30% de Al_2O_3 . Nas cinzas esse teor é de 28%. Outro elemento presente nas cinzas que também se mostra interessante é o FeO com 21%, sendo que o teor viável para sua extração na bauxita deve ser de 25% (SAMPAIO, et al., 2005).

Neste caso não se considerou os custos negativos do passivo ambiental e não e do quantitativo de alumínio que é incorporado ao solo agrícola no caso do uso do lodo como fertilizante.

Existem alternativas provavelmente viáveis economicamente e ambientalmente, para utilização de cinzas com elevados teores em óxidos de ferro e alumínio, como por exemplo, em massas cerâmicas para obtenção de blocos, isolantes térmicos, na produção de catalisadores como a zeólitas, entre outras aplicações.

Outra possível alternativa é a remoção do ferro e do alumínio por métodos químicos. Um dos métodos utilizados consiste no tratamento ácido seguido de filtração e posterior alcalinização do filtrado até pH 8. Este procedimento visa a precipitação na forma de hidróxidos dos íons Alumínio e Ferro solubilizados. A fração não solúvel retirada na primeira etapa de filtração, provavelmente, poderá ser utilizada como fertilizante e o hidróxido de alumínio e hidróxido de ferro para outras finalidades, como por exemplo, na obtenção de pigmentos de coloração intensa laranja/vermelha para esmaltação de peças cerâmicas, na coloração de polimetilmetacrilato PMMA e como pigmento para tinta à base de água (FIUZA, et al., 2017).

7 CONCLUSÃO

Pela análise dos resultados obtidos da caracterização do lodo gerado na ETE Rio Verde, situada em Ponta Grossa (PR), verificou-se que o poder calorífico do lodo estudado é comparável àqueles observados para combustíveis convencionais. Determinou-se também o teor de água deste lodo e notou-se que o lodo do leito de secagem possui menos água que o lodo após o decanter, cerca de 10% menos. A queima destes lodos produz de 15% a 10% em massa de cinzas. Estes resíduos inorgânicos são majoritariamente de compostos a base de silício, alumínio e ferro, sendo que não foi detectada a presença de metais pesados. Conclui-se que a queima do lodo pode ser utilizada para a geração de energia.

8 SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

- Pesquisar por formas de destinação das cinzas geradas na queima do lodo;
- Avaliação prática da queima do lodo de ETE em etapa de processo industrial;
- Avaliação do potencial energético da associação do lodo com outras biomassas.

REFERÊNCIAS

- AISSE, M. M.; JURGENSEN, D.; REALI, M. A. P.; PENETRA, R.; FLORENCIO, L.; SOBRINHO, P. A. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de flotação**. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001. p. 333-376.
- ANDRADE, C. A.; MATTIAZZO, M. E. Nitratos e metais pesados no solo e nas árvores após aplicação de biossólidos (lodo de esgoto) em plantações florestais de *Eucalyptus grandis*. **Scientia Forestalis**, n. 58, p. 59-72, 1999.
- ANDREOLI, C. V.; SPERLING, M. V.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos**: tratamento e disposição final. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2001. 108p.
- AQUINO, S. F. DE.; SILVA, S. Q.; CHERNICHARO, C. A. L. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 11, n.4, p. 295-304, 2006.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NB 570** Projeto de Estação de Tratamento de Esgotos. Rio de Janeiro: ABNT, 1989.
- ATKINS, P. W.; JONES, L. **Princípios de química**: questionando a vida moderna e o meio ambiente. 3.ed. Porto Alegre: Bookman. 2006.
- BACKES, C.; BULL, L. T.; GODOY, L. J. G.; BOAS, R. L. V.; LIMA, C. P. DE.; PIRES, E. C. Uso de lodo de esgoto na produção de tapete esmeralda. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.39, n.4, p. 1045-1050, 2009.
- BAEZA-BROTONS, F.; GARCÉS, P.; PAYÁ, J.; SAVAL, J. M. Portland cement systems with addition of sewage sludge ash Application in concretes for the manufacture of blocks. **Journal of Cleaner Production**, v.82, p.112-124, 2014.
- BALDUÍNO JUNIOR, A. L.; BALDUINO, T. Y.; FRIEDERICHS, G.; DA CUNHA, A. B.; BRAND, M. A. Potencial energético de colmos de bambu para uso industrial e doméstico na região sul do Brasil. **Ciência Rural**, v.46, n.11, p.1963 -1968, 2016.
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Lodo de esgoto**: Impactos ambientais na agricultura. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 349 p.
- BEZERRA, S. M. C. **Influência do tempo de detenção hidráulica sobre a auto-inoculação na partida de um reator UASB tratando esgoto sanitário**. 1998. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1998.
- BORGES, F.; SELLIN, N.; MEDEIROS, S. H. W. Caracterização e avaliação de lodos de efluentes sanitário e industrial como biomassa na geração de energia. **Ciência & Engenharia Science & Engineering Journal**, n. 17, p. 27-32, 2008.

BRAND, M. A.; MUÑIZ, G. I. B.; BRITO, J. O.; QUIRINO, W. F. Influência das dimensões da biomassa estocada de *Pinus taeda* L. E *Eucalyptusdunnii* Maiden na qualidade do combustível para geração de energia. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.38, n.1, p.175-183, 2014.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>. Acesso em: 13 jul. 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Alterado pela Resolução Conama 397/2008. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 28 jun. 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 375, de 29 de agosto de 2006**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=506>. Acesso em: 13 jul. 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 28 jun. 2017.

CAMACHO, J. L. P.; MATAI, P. H. L. S.; GUEDES, I. C. **Determinação do Poder Calorífico de um combustível sólido ou líquido usando bomba calorimétrica**. São Paulo: Escola Politécnica da USP. Departamento de Engenharia Química, 2014. Apostila de Química Experimental. Disponível em: <http://sites.poli.usp.br/d/pqi2110/arquivos/apost-lab-qtg-2014.pdf>. Acesso em: 28 ago. 2018.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. PROSAB. Rio de Janeiro: Editora Abes, 1999. Disponível em: <https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosabcamposfinal.pdf>. Acesso em: 28 ago. 2018.

CANTIZANI, P. A. P.; MORELLI, A. L.; RIZZATTO, R. L.; SANTIAGO, R. L. S. Estudo comparativo do poder calorífico da biomassa adquirida de terceiros com a casca de *Eucalyptus* descartada nas florestas para geração de energia térmica e elétrica. **Revista Científica da FACOL-ISEOL**, v.3, n.1, p.240-251, 2016.

CARVALHO, C. S.; RIBEIRINHO, V. S.; ANDRADE, C. A.; GRUTZMACHER, P., PIRES, A. M. M. Composição química da matéria orgânica de lodos de esgoto. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.10, n.3, p.413-419, 2015.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: SEGRAC, 1997. 246p.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYOLA, A.; RIBEIRO, T. B. Anaerobic Sewage Treatment in Latin America. In: FANG, H. H. P.; ZHANG, T. **Anaerobic Biotechnology: Environmental Protection and Resource Recovery**. Londres: Imperial College Press, 2015. p. 263-296.

CHONG, S.; SEN, T. K.; KAYAALP, A; ANG. H.M. The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment - A State-of-the-art review. **Water Research**, v. 46, p. 3434-3470, 2012.

DE BRITO, M. F.; OLIVA, L. C. H. V. **Determinação das frações orgânicas de efluentes de reatores UASB**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária), Escola Politécnica de São Paulo, USP, 2006. Disponível em <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-23042007-212647/pt-br.php>. Acesso em: 28 ago. 2018.

DE PIERRI, L.; PAULETTI, V.; DA SILVA, D. A.; SCHERAIBER, C. F.; DE SOUZA, J. L. M.; MUNARO, F. C. Sazonalidade e potencial energético da biomassa residual agrícola na região dos campos gerais do Paraná. **Revista Ceres**, v.63, n.2, p.129-137, 2016.

DIAS, C. L. P.; SILVA, L. M. DA.; PERES, A. E. C.; VALADAO, G. E. S. Utilização de reagentes auxiliares na filtragem. **Rev. Esc. Minas**, v.57, n. 4, p. 221-234, 2004.

FEDRIGO, N. S.; GONÇALVES, G.; FIGUEIREDO, P.; GHISI, E. **Usos finais de energia elétrica no Setor Residencial Brasileiro**. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2009. Relatório de Iniciação Científica.

FERREIRA, I. T. M.; SCHIRMER, W. N.; MACHADO, G. O.; GUERI, M. V. D. Estimativa do potencial energético de resíduos celulósicos de fabricação de papel através de análise imediata. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v.3, p.284-297, 2014.

FIUZA, T. E. R.; DE SOUZA, E.C.F.; ANTUNES, S. R. M.; COSTA, W.; ARRÚA, M. E. P.; ANTUNES, A. C. Avaliação da utilização das cinzas da espuma gerada em Reator Anaeróbico de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente como pigmento inorgânico de coloração alaranjada. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 22, n.6, p.1163-1174, 2017.

FELDER, C.; AZZOLINI, J. C. Estudo de viabilidade de queima de resíduos originários da indústria de laticínio. **Unoesc & Ciência - ACET**, Joaçaba, v. 4, n. 1, p. 71-84, jan. / jun. 2013.

FURTADO, T. S.; FERREIRA, J. C.; BRAND, M. A.; NEVES, M.D. Correlação entre teor de umidade e eficiência energética de resíduos de pinus taeda em diferentes idades. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 36, n.3, p.577-582, 2012.

GERALDO, B. C. A. **Gaseificação da casca e da torta da mamona para produção de gás combustível**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

GRIN, P. C.; ROERSMA, R. E.; LETTINGA, G. Anaerobic treatment fraws ewagea tlower temperatures. *In*: PROCEEDINGS OF THE EUROPEAN SYMPOSIUM ON ANAEROBIC WASTE WATER TREATMENT, Noord Wijkherhout, 1983. **Anais [...]** Noord Wijkherhout, The Netherlands, 1983. p. 335-347.

GONÇALVES R. F.; LUDOVICE, M. Alternativas de minimização da produção e desaguamento de lodo de esgoto. *In*: EMBRAPA. **Impacto Ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA, 2000. p. 25-44.

IAP. **Utilização agrícola de lodo de ETE**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/CB5F6214/IAP-NormaLodo-121203.doc>. Acesso em: 17 jul. 2017.

IBGE. **Projeção da população do Brasil e das Unidades da Federação**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 14 jun. 2017.

KATO, M. T.; FIELD, J. A.; KLEEREBEZEM, R.; LETTINGA, G. Treatment of low strength soluble wastewater in UASB reactors. **Journal of Fermentation and Bioengineering**, v. 77, n. 6, p. 679-686, 1994.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das reações químicas**. 3. ed. São Paulo: Ed. Edgard Blücher, 2000. 563 p.

LOPES, B. C.; RODRIGUES, L. S.; SILVA, I. J.; PINTO, A. C. A. Partida de reator UASB compartimentado no tratamento de águas residuárias de um abatedouro agrícola. *In*: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS - SIGERA , 2., 2009, Foz do Iguaçu. **Anais [...]** Foz do Iguaçu, 2009.

MADER NETTO, O. S.; ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C.; TAMANINI, C. R.; FRANÇA, M. Estudo das variações de pH no lodo caçado em função de diferentes dosagens de óxido de cálcio e teores de umidade. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais [...]** Joinville, 2003.

MAGANHA, M. F. B. **Guia técnico ambiental da indústria de produtos lácteos**. São Paulo: CETESB, 2006. 95 p.

MAHMOUD, A.; FREIRE, R. S. Métodos emergentes para aumentar a eficiência do ozônio no tratamento de águas contaminadas. **Química Nova**, v.30, n.1, p.198-205, 2007.

MÁRQUEZ MONTESINO, F.; CORDERO ALCÁNTARA, T.; RODRÍGUEZ MIRASOL, J.; RODRÍGUEZ JIMÉNEZ, J. J. Estudio del potencial energético de biomassa Pinus Caribaea Morelet Var. Caribaea Pc Y Pinus Tropicalis Morelet Pt; Eucaliptus Saligna Smith Es, Eucalyptus Citriodora Hook Ec y Eucalytus. Revista Chapingo. **Serie Ciências Forestales y del Ambiente**, v. 7, n. 1, p. 83-89, 2001.

MEDEIROS FILHO, C. F.; VAN HAANDEL, A. C.; FEITOSA, P. F. F. Efeito da variação temporal da vazão sobre o desempenho de um reator UASB tratando esgoto sanitário. In: ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL; AIDIS. **Desafios para o saneamento ambiental no terceiro milênio**. Rio de Janeiro, ABES, 1999. p.1-9.

MORETTI, R. C. Aplicação da flotação para clarificação final do efluente de um sistema de tratamento de esgoto sanitário constituído de reatores anaeróbios (UASB) seguidos de lagoa aerada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2001, Paraíba. **Anais [...]** Paraíba: ABES, 2001.

MUYZER, G.; STAMS, A. J. The ecology and biotechnology of sulphate-reducing bacteria. **Nature Reviews Microbiology**, v. 6, n. 6, p. 441-454, 2008.

NARNOLI, S. K.; MEHROTRA, I. Sludge blanket of UASB reactor: mathematical simulation. **Wat. Res.**, v. 31, n. 4, p. 715-726, 1997.

SABESP. **NTS Norma Técnica 233**. Polímeros orgânicos base poliacrilamida para tratamento em ETAs e ETES. São Paulo, 2006. Disponível em: <http://www2.sabesp.com.br/normas/nts/NTS233.pdf>. Acesso em: 28 ago. 2018.

OLIVA, L. C. H. V. **Tratamento de esgotos sanitários com reator anaeróbio de manta de lodo (UASB)**. Protótipo: desempenho e respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas. 1997. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 1997.

OLIVEIRA, R. S.; PALÁCIO, S. M.; DA SILVA, E. A.; MARIANI, F. Q.; REINEHR, T. O. Briquettes production for use as power source for combustion using charcoal thin waste and sanitary sewage sludge. **Environ Sci Pollut Res**, n. 24, p. 10778–10785, 2017.

OHDE, M. Paraná terá a primeira usina do Brasil de produção de energia a partir do lodo de esgoto. **UOL**. 18 fev. 2018. Disponível em: <https://paranaportal.uol.com.br/cidades/482-usina-biodigestao-parana/>. Acesso em: 28 ago. 2018.

PASQUINI, N. C. Uso Potencial como fonte de energia de lodo proveniente de esgoto doméstico e industrial. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v.16, n. 1, jan./jun. 2014.

PEDROZA, M. M.; VIEIRA, G. E. G.; SOUSA, J. F.; PICKLER, A. DE C.; LEAL, E. R. M.; MILHOMEN, C. DA C. Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. **Revista Liberato**, v.11, n.16, p. 89-188, 2010.

PEREIRA, A. C. A.; GARCIA, M. L. Disposição de lodo de ETE de indústria alimentícia no solo: efeitos na água subterrânea. **Geociências**, v.36, n.2, p-275-283, 2017.

PROTÁSSIO, T. DE P.; BUFALINO, L.; TONOLI, G. H. D.; COUTO, A. M.; TRUGILHO, P. F.; GUIMARAES, J. M. Relação entre o poder calorífico superior e os componentes elementares e minerais da biomassa vegetal. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 31, n 6, p.113 -121, 2001.

QUARMBY, J.; FORSTER, C. F. An examination of the structure of uasb granules. **Water Science Tech**, v. 29, p. 2449-2454, 1995.

RAIJ, B. VAN.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1996. 285 p. (IAC. Boletim Técnico, 100).

RAJESHWARI, K. V.; BALAKRISHINAN, M.; KANSAL, A.; LATA, K.; KISHORE, V. V. N. State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. **Renew. Sustain. Energ. Rev**, v. 4, p. 135–156, 2000.

RENDEIRO, G. *et al.* **Combustão e gasificação de biomassa sólida soluções energéticas para a Amazônia**. Brasília: Ministério de Minas e Energias, 2008.

RECESA. **Guia do profissional em treinamento**: lodo gerado durante o tratamento de água e esgoto: Nível 2. Brasília: Ministério das Cidades, 2008. 90 p.

RESENDE, E. L. **Canal de distribuição reverso na reciclagem de pneus**: estudo de caso. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

ROSA, P. A.; LOBATO, L. C. DA S.; BORGES, J. M.; DE MELO, G. C. B.; CHERNICHARO, C. A. DE L. Potencial energético e alternativas para o aproveitamento do biogás e lodo de reatores UASB: estudo de caso estação de tratamento de efluentes Laboreaux - Itabira. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 21, n. 2, p. 315-328, 2016.

SAMPAIO, J. A.; ANDRADE, M. C.; DUTRA, A. J. B. **Bauxita**. Rochas e Minerais Industriais. Rio de Janeiro: CETEM. 2005.

SENA, R. F. DE. **Avaliação da biomassa obtida pela otimização da flotação de efluentes da indústria de carnes para geração de energia**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

SILVA, C. R. L.; CHINELATTO, A. L.; CHINELATTO, A. S. A. Viabilidade da incorporação do lodo de estação de tratamento de esgoto ETE em massa cerâmica para produção de blocos. **Cerâmica** v. 61, p. 31-40. 2015.

SILVA, D. A.; MÜLLER, B. V.; KUIASKI, E. C.; ELOY, E.; BEHLING, A.; COLAÇO, C. M. Propriedades da madeira de eucalyptus benthamii para produção de energia. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 35, n. 84, p. 481-485. 2015.

SINGH, V.; NARVI, S. S.; PANDEY, N. D. Influence of polymer addition on granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactor: a review. **International Journal of Applied Environmental Sciences**, v.12, n.8, p.1561-1573, 2017.

SOUSA, D. M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. *In*: NOVAIS, R. F. **Fertilidade do Solo**. Viçosa – MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007.

PAULETTI, V.; MOTTA, A. C. V. Calagem e adubação para as principais espécies de cereais cultivadas no estado do Paraná. *In*: MANUAL de adubação e calagem para o Estado do Paraná. Curitiba: SBCS, 2017.

TEIXEIRA, P.; VALLE, S. **Biossegurança**: uma abordagem multidisciplinar. 2. ed. São Paulo: FIOCRUZ, 2010. 442 p.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no Ribeirão Lavapés Botucatu - SP. **Eclet. Quím.**, São Paulo, v. 22, p. 49-66, 1997.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos**: um manual para regiões de clima quente. Campina Grande: EPGRAF, 1994. 240p.