



**UEPB**  
**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA**

CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA  
AMBIENTAL

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA E  
RESÍDUOS

**CARACTERIZAÇÃO E SOLUBILIZAÇÃO DE LODO ANAERÓBIO  
PROVENIENTE DE REATORES DE BAIXO TEMPO DE RETENÇÃO  
CELULAR**

YSA HELENA DINIZ MORAIS DE LUNA

CAMPINA GRANDE – PB  
Abril/2017

**YSA HELENA DINIZ MORAIS DE LUNA**

**CARACTERIZAÇÃO E SOLUBILIZAÇÃO DE LODO ANAERÓBIO  
PROVENIENTE DE REATORES DE BAIXO TEMPO DE RETENÇÃO  
CELULAR**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

**Orientador: José Tavares de Sousa**

CAMPINA GRANDE – PB  
Abril/2017

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação.

L961c Luna, Ysa Helena Diniz Morais de.  
Caracterização e solubilização de lodo anaeróbio provenientes de reatores de baixo tempo de retenção celular [manuscrito] / Ysa Helena Diniz Morais de Luna. - 2017.  
66 p. : il. color.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2017.

"Orientação: Prof. Dr. José Tavares de Sousa, Departamento de Engenharia Sanitária".

1. Lodo anaeróbio. 2. Tratamento de lodo. 3. Hidrólise alcalina. I. Título.

21. ed. CDD 628.354

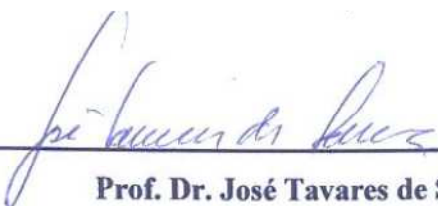
**YSA HELENA DINIZ MORAIS DE LUNA**

**CARACTERIZAÇÃO E SOLUBILIZAÇÃO DE LODO ANAERÓBIO  
PROVENIENTE DE REATORES DE BAIXO TEMPO DE RETENÇÃO  
CELULAR**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Dissertação Aprovada em: 11 / 04 / 2017


**BANCA EXAMINADORA**



---

**Prof. Dr. José Tavares de Sousa**

**(Orientador – Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)**



---

**Prof. Dr. Wilton Silva Lopes**

**(Examinador Interno – Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)**



---

**Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior**

**(Examinador Externo – Universidade Federal da Paraíba)**

CAMPINA GRANDE - PB  
Abril/2017



## AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e por ter me amparado todos os dias dessa caminhada.

Aos meus pais, **Iara e Gil**, que me apoiaram e mesmo de longe acompanharam e lutaram junto a mim em mais esta etapa da minha vida.

A minha irmã **Giliara** e cunhado **Ricardo**, por terem me incentivado a progredir nos meus estudos e amadurecimento profissional, sendo sempre exemplo de profissionais responsáveis e pesquisadores críticos, e ao meu sobrinho **Demétrio** pelos momentos de descontração.

A **Ciane e Guilherme** e meus primos-irmãos **Gabriela, Gustavo e George**, que me adotaram em Campina Grande, e por tantos momentos me acolheram e cuidaram de mim como se eu fosse da família, não há como agradecer tanto carinho!

Aos professores responsáveis pelo Laboratório da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários, onde foi realizada a etapa experimental do trabalho.

Às grandes amigas e laços criados no âmbito do mestrado e laboratório. Agradeço em especial a Elaine, Raquel, Renata, Suênia, Vanderley, Nathalia, Virginia, Edilma, Fernanda e em especial à minha “**chefa**” **Wilza**, com os quais a rotina de trabalho e estudos se tornou muito mais agradável e facilitada, graças à disponibilidade de auxílio nas análises e discussões de dúvidas, além claro, da descontração necessária pra sobreviver a tantas horas diárias de trabalho.

Ao meu ilustre Orientador Professor Dr. José Tavares, que durante esses anos me guiou diante de um assunto inovador para mim, confiou e incentivou meu crescimento no decorrer deste trabalho.

Aos ilustres professores membros da banca examinadora deste trabalho, pela presença e contribuições construtivas que apenas engrandecem o trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela disponibilidade de bolsa de mestrado.

A todos aqueles que, de alguma forma, estiveram e estão próximos a mim, fazendo este caminho valer a pena.

*“Isto nós sabemos – a Terra não pertence ao homem – o homem pertence à Terra.*

*Isto nós sabemos.*

*Todas as coisas estão ligadas como o sangue que une uma família.*

*Todas as coisas estão ligadas.*

*Tudo o que acontece à Terra – acontece aos filhos da Terra.*

*O homem não teceu a teia da vida – ele é meramente um fio dela.*

*O que quer que ele faça à teia, ele faz a si mesmo.”*

**Carta do Cacique Seattle ao presidente dos Estados Unidos, 1854.**

## RESUMO

LUNA, Ysa Helena Diniz Morais de. Caracterização e solubilização de lodo anaeróbio proveniente de reatores de baixo tempo de retenção celular. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2017.

O tratamento adequado do lodo biológico deve ocorrer visando tirar proveito dos produtos gerados durante o processo. No entanto o tratamento anaeróbio do lodo biológico é dificultado pela complexidade das substâncias formadoras dos flocos, grânulos e biofilmes, fazendo-se indispensável uma etapa de pré-tratamento empregada de modo a elevar a solubilização dos materiais. No presente trabalho foram caracterizados 6 lodos anaeróbios provenientes de reatores com baixo tempo de retenção celular (2, 4, 6, 8, 10 e 20 dias) e destes, os lodos de 2 e 8 dias (fase acidogênica) foram submetidos à solubilização a partir do pré-tratamento químico comumente chamado de hidrólise alcalina, consistindo na utilização de NaOH para alcançar pH 12, sob agitação por 48 horas em 28°C. Objetivou-se caracterizar os lodos anaeróbios de baixo tempo de retenção celular (TRC) e avaliar o aumento da solubilização dos materiais orgânicos nos lodos de 2 e 8 dias. Os resultados dos materiais orgânicos solúveis nos lodos de 2 e 8 dias, apresentaram incremento nas concentrações de 14 e 28 vezes para COD, 20 e 40 vezes para DQOS, 21 e 63 vezes para carboidratos e 31 e 60 vezes para proteínas respectivamente. Evidencia-se em todos os parâmetros analisados uma maior solubilização do lodo solubilizado de 8 dias em relação ao lodo de 2 dias, mostrando assim ser interessante a utilização de reatores anaeróbios de baixo TRC para gerar um lodo que após hidrolisado, se solubilize seus materiais e seja degradado mais rapidamente.

Plavras-Chave: Lodo anaeróbio. Tratamento de lodo. Hidrólise alcalina.



## ABSTRACT

LUNA, Ysa Helena Diniz Morais de. Characterization and solubilization of anaerobic sludge produced on short cellular retention time reactor. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2017.

The biological sludge appropriate treatment must be developed in order to take advantages of the products generated during the process. However, the anaerobic sludge treatment is arduous due to the complexity of the substances present in sludge flakes, granules and biofilms, becoming indispensable a pre-treatment step in order to raise the solubilization of the materials. At this study, anaerobic sludges produced by anaerobic reactors with low cell retention time (CRT) (2, 4, 6, 8, 10 and 20 days) were characterized and the 2 and 8 day sludge were submitted to solubilization from pre-treatment commonly called alkaline hydrolysis, consisting of the use of NaOH to reach pH 12, and subjected to stirring for 48 hours at room temperature. The objective of this study was to characterize the anaerobic sludges and evaluate the increase of organic materials solubilization, and make comparisons. The results of the soluble organic materials at 2 and 8 days, showed an increase in the concentrations of 14 and 28 times COD, 20 and 40 times to DQOS, 21 and 63 times to carbohydrates and 31 to 60 times to proteins respectively. The solubilization of the 8-day solubilized sludge showed higher solubilization than the 2-day sludge, showing that the use of anaerobic low-CRT reactor to generate sludge is interesting in order to produce a sludge that releases higher amounts of soluble materials after a hydrolysis process, be rapidly degraded by the anaerobic digestion.

Key Words: Anaerobic sludge. Sludge treatment. Alkaline hydrolysis.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Tratamento anaeróbio, recuperação e o reúso de seus subprodutos. _____	17
Figura 2. Fluxograma das etapas metodológicas. _____	34
Figura 3. Desenho esquemático do sistema utilizado. _____	36
Figura 4. Exemplo de descarte de lodo para reator de TRC de 8 dias. _____	38
Figura 5. Amostras filtradas antes (mais claras) e depois (mais escuras) da hidrólise. _____	42

## LISTA DE QUADRO

Quadro 1. Tipos de pré-tratamento de lodo. _____	31
Quadro 2. Principais características dos reatores. _____	35
Quadro 3. Análises realizadas para a caracterização dos lodos anaeróbios estudados. _____	38
Quadro 4. Preparação das amostras do lodo e respectivas análises. _____	39

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Quantidade de lodo gerado em sistemas de tratamento de esgoto. _____	28
Tabela 2. Conversão de Sólidos voláteis e DQO em Biomassa. _____	28
Tabela 3. Volumes de lodo descartado por reator. _____	37
Tabela 4. Valores gastos de NaOH e de HCL no processo de solubilização dos lodos. _____	41
Tabela 5. Valores Médios de pH, AGV e Alcalinidade (AT). _____	44
Tabela 6. Valores Médios de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). _____	45
Tabela 7. Valores Médios de Fósforo total. _____	46
Tabela 8. Relações NTK/ST e Fósforo/ST. _____	47
Tabela 9. Valores Médios de Proteínas e Carboidratos. _____	47
Tabela 10. Valores Médios de Sólidos Totais e Suspensos. _____	49
Tabela 11. ANOVA SSV todos os reatores. _____	50
Tabela 12. Valores Médios de DQO <sub>T</sub> dos lodos e DQO <sub>S</sub> dos efluentes. _____	50
Tabela 13. ANOVA DQO <sub>T</sub> para todos os lodos. _____	51
Tabela 14. ANOVA DQO <sub>S</sub> para todos os efluentes. _____	51
Tabela 15. Concentração inicial de Sólidos Totais e suas frações (LP, L2 e L8). _____	54
Tabela 16. Valores médios antes e depois da solubilização para frações de sólidos dissolvidos, COD e DQOs. _____	55
Tabela 17. Valores médios antes e depois da solubilização para Carboidratos e Proteínas. _____	57
Tabela 18. Comparativo da solubilização de Carboidratos, Proteínas e DQO <sub>S</sub> (g/KgST). _____	58
Tabela 19. Valores médios antes e depois da solubilização para NTK e Fósforo. _____	59

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Concentração de NTK e Fósforo total. _____	46
Gráfico 2. Valores de distribuição de Proteínas _____	48
Gráfico 3. Valores de distribuição de Carboidratos _____	48
Gráfico 4. Valores remoção da DQO solúvel por reator. _____	52
Gráfico 5. Solubilização de COD. _____	56
Gráfico 6. Solubilização de DQOs. _____	56
Gráfico 7. Solubilização de Proteínas. _____	58
Gráfico 8. Solubilização de Carboidratos. _____	58
Gráfico 9. Solubilização de Fósforo. _____	59
Gráfico 10. Solubilização de NTK. _____	59

## ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

$\mu 1$	Média 1
$\mu 2$	Média 2
$\mu m$	Micrômetro
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
ANOVA	Análise de Variância
APHA	American Public Health Association
Ca(OH) <sub>2</sub>	Hidróxido de cálcio
Cm	Centímetro
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DQO	Demanda Química de Oxinênio
DQO <sub>s</sub>	Demanda Química de Oxinênio Solúvel
DQO <sub>T</sub>	Demanda Química de Oxinênio Total
EDTA	Ácido Etilenodiamino Tetra-Acético
EPS	Substâncias Poliiméricas Extracelulares
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário
fcv	Fator de conversão
HCl	Ácido Clorídrico
KOH	Hidróxido de potássio
L	Litro
Mg(OH) <sub>2</sub>	Hidróxido de magnésio
mm	Milímetro
NaOH	Hidróxido de Sódio
NTK	Nitrogenio de kjeldahl Total
P	Fósforo
PB	Paraíba
pH	Potencial Hidrogeniônico
PVC	Policloreto de Polivinila
rpm	Rotações por Minuto
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SDV	Sólidos Dissolvidos Voláteis

ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TRC	Tempo de Retenção Celular
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blancket
Va	Velocidade Ascensional
Valor P	Valor da Probabilidade
Y	Coefficiente de Rendimento
Yae	Coefficiente de Rendimento Aeróbio
Yan	Coefficiente de Rendimento Anaeróbio
$\alpha$	Nível de Significância
$\Delta S_{met}$	Massa da DQO metabolizada
$\Delta X_v$	Massa bacteriana gerada

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b>	<b>16</b>
<b>2. OBJETIVOS</b>	<b>19</b>
2.1 Objetivo Geral	19
2.2 Objetivos Específicos	19
<b>3. REFERENCIAL TEÓRICO</b>	<b>20</b>
3.1 Sistemas anaeróbios	20
3.2 Fundamentos da Digestão Anaeróbia	20
3.3 Parâmetros operacionais	23
3.3.1 Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)	23
3.3.2 Tempo de retenção celular (TRC)	24
3.3.3 Temperatura	24
3.3.4 pH, Alcalinidade e Ácidos Voláteis	25
3.4 Nutrientes	25
3.5 Biomassa	26
3.6 Lodo Biológico	27
3.7 Solubilização do lodo	30
3.7.1 Hidrólise química	31
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>34</b>
4.1. Considerações Gerais	34
4.2. Etapa 1 – Caracterização do Lodo	35
4.2.1. Reatores anaeróbios - Descrição	35
4.1.1. Coleta e análises	37
4.2.2. Preparação das amostras de lodo	39
4.3. Etapa II – Solubilização do Lodo	40
4.3.1. Lodos	40



4.3.2.	Pré-Tratamento: Hidrólise Alcalina _____	40
4.3.3.	Preparação das amostras de lodo após solubilização _____	42
	Fonte: Autora, 2016. _____	42
4.3.4.	Análise dos dados _____	42
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES _____</b>	<b>44</b>
5.1.	Resultados da 1ª Etapa – Caracterização dos Lodos Anaeróbios. _____	44
5.1.1.	pH, Ácidos Graxos Voláteis (AGV) e Alcalinidade _____	44
5.1.2.	Fósforo e Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) _____	45
5.1.3.	Proteínas e Carboidratos – Fração Solúvel _____	47
5.1.4.	Sólidos e suas Frações _____	49
5.1.5.	Demanda Química de Oxigênio _____	50
5.1.6.	Escolha dos lodos para efetuar o processo de hidrólise _____	52
5.2	Resultados da 2ª Etapa – Solubilização _____	54
5.2.1.	Solubilização de Sólidos, COD e DQO <sub>s</sub> _____	54
5.2.2.	Solubilização de Carboidratos e Proteínas _____	56
5.2.3.	Solubilização do NTK e Fósforo Solúvel _____	59
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÕES _____</b>	<b>60</b>
<b>7.</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS _____</b>	<b>61</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A infraestrutura do saneamento básico no Brasil apresenta-se num panorama frágil, e no que diz respeito ao manejo dos esgotos sanitários, é de fundamental importância que a população compreenda a necessidade de aumentar a cobertura desse serviço uma vez que, a incorreta destinação do esgoto contribui para a poluição dos aquíferos superficiais e subterrâneos, poluição do solo, proliferação de vetores, odor desagradável, dentre outros, o que promove a insalubridade do ambiente.

A Lei nº 11.445 (BRASIL, 2007) surgiu de modo a estabelecer diretrizes nacionais para o saneamento básico e instituiu a Política Nacional de Saneamento Básico. Esta apresenta dentre os seus princípios fundamentais dos serviços públicos de saneamento, o sistema de esgotamento sanitário, que contempla desde a coleta ao tratamento, visando uma disposição adequada à legislação, à saúde pública e à proteção do meio ambiente. Para isso se faz necessária aplicação de tecnologias de tratamento de esgoto que garantam a qualidade dos efluentes, tanto para reúso como para lançamento em corpos d'água.

O esgoto doméstico tem características orgânicas que o torna propício a ser tratado por processos biológicos, de modo a tratar o esgoto e este não mais ser nocivo ao meio ambiente e as populações inseridas nele.

Os sistemas de tratamentos de esgotos sanitários devem conjugar baixos custos de implantação e operação, simplicidade operacional, índices mínimos de mecanização e sustentabilidade do sistema como um todo (CHERNICHARO, 1997).

Lettinga (1995) ressalta a necessidade de implementação de sistemas integrados de proteção ambiental, que concilie o tratamento de esgotos com a recuperação e a utilização de seus subprodutos, como pode ser observado na Figura 1, com a utilização do tratamento biológico anaeróbio.

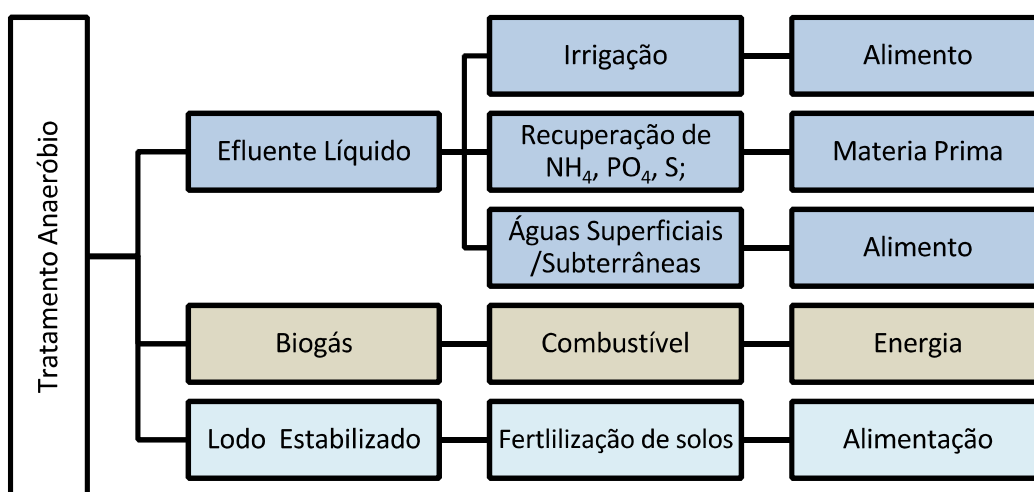
A produção de lodo no Brasil está estimada entre 150 mil e 220 mil toneladas de matéria seca por ano e a população urbana brasileira está estimada em 116 milhões de habitantes, e, caso o todo o esgoto fosse integralmente tratado, acarretaria uma produção de 325 mil a 473 mil toneladas por ano de lodo (ANDREOLI, 2001).

Dados do Ministério das Cidades (BRASIL, 2017) reportam que em 2015, uma parcela de 42,7% dos esgotos gerados teve tratamento e esse valor é superior ao que foi observado em 2014, dando continuidade à curva decrescimento do indicador. Ao observar o índice médio de tratamento dos esgotos coletados (que representa a parcela

do volume de esgotos tratado em relação ao volume de esgotos coletado) que apresentou valor de 74% em 2015, cabendo neste aspecto um alerta para a interpretação desse indicador, uma vez que esse valor pode mascarar a situação do tratamento dos esgotos em determinado local, pois a quantidade de esgoto tratado pode ser semelhante à quantidade de esgoto coletado, mas representar uma pequena parcela do total que é gerado no município.

Jordão e Pessoa (2005) afirmam que o destino final do lodo gerado nas estações de tratamento de esgoto (ETE) tem-se apresentado um dos principais problemas na cadeia “coleta - transporte -disposição final”. A grande quantidade de lodo gerado e os processos (técnicas) envolvidos para o adequado tratamento do lodo são onerosos, sendo necessária uma análise abrangente de modo a promover o tratamento a tirar proveito dos produtos gerados durante o processo.

**Figura 1.** Tratamento anaeróbio, recuperação e o reúso de seus subprodutos.



Fonte: Adaptado de Lettinga, 1995.

Os lodos gerados nas estações de tratamento do esgoto são o lodo primário, o qual é relativamente fácil de degradar, e o lodo secundário que é mais complexo e de difícil degradação, uma vez que possuem consideráveis quantidades de material microbiano, considerado refratário e de difícil degradação por meios biológicos (SPEECE, 2007).

A composição do lodo vai depender basicamente do tempo de retenção celular (idade de lodo) empregado no tratamento biológico e este deve ser adotado levando em

consideração a eficiência de remoção do material orgânico e os custos envolvidos na construção do reator. A cinética do tratamento anaeróbio, para substratos complexos como o esgoto, não é desenvolvida o suficiente para permitir uma estimativa teórica da relação entre a idade de lodo e a eficiência de tratamento, de maneira que é preciso recorrer ao empirismo.

A digestão anaeróbia é considerada como a opção mais sustentável para o tratamento lodo de esgoto, devido a opção de destinar o resíduo para fins mais ecológicos (biossólido), bem como pela possibilidade de obtenção de biogás, e ainda ter um custo relativamente baixo (RANI et al., 2012)

Geralmente, o lodo secundário (aeróbio ou anaeróbio) passa por um processo de pré-tratamento para facilitar sua degradação. Em comparação ao lodo aeróbio, o lodo anaeróbio é dito mais estabilizado, pois alcança um tempo de retenção celular elevado, é produzido em menores quantidades, isso decorrente da digestão anaeróbia. Tais características são consideradas vantajosas, quando comparados aos lodos aeróbios e lodo primário.

Nos casos de reatores anaeróbios operados com baixo tempo de retenção celular, funcionando mais como decantadores que surgem na tentativa de minimizar o volume de lodo a ser tratado (uma vez que é gerada uma menor quantidade de lodo do que nos decantadores primários), o lodo anaeróbio não tem uma característica tão estabilizada apresentando ainda grande quantidade de material orgânico biodegradável.

No tratamento dos lodos biológicos originados do tratamento secundário do esgoto diversos processos são utilizados, e dentre eles o pré-tratamento de hidrólise alcalina, que consiste em elevar o pH do lodo, tem sido amplamente estudada sendo reportados resultados satisfatórios.

Surge como alternativa e proposta deste trabalho, a utilização de lodo anaeróbio originado em reatores anaeróbios de baixo tempo de retenção celular, utilizados de modo a substituir decantadores primários, para produzir lodo de volume menor ou equivalente ao primário, no entanto com maior concentração de material orgânico complexo, que ao passar por pré-tratamento por hidrólise alcalina resulte em elevadas concentrações de material solúvel.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar a hidrólise alcalina de lodo anaeróbio oriundo de reatores operados com baixo tempo de retenção celular.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Operar reatores anaeróbios de diferentes tempos de retenção celular (2, 4, 6, 8, 10 e 20 dias);
- Quantificar os principais constituintes do lodo anaeróbio;
- Investigar o processo de hidrólise alcalina em lodos anaeróbios originados de reatores com tempo de retenção celular de 2 e 8 dias.

### **3. REFERENCIAL TEÓRICO**

#### **3.1 Sistemas anaeróbios**

Em decorrência da ampliação de conhecimento na área, os sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos, cresceram e passaram a ocupar uma posição de destaque, não só em nível mundial, mas principalmente em nosso país, face as nossas favoráveis condições ambientais de temperatura (CHERNICHARO,1997).

Diferentes sistemas anaeróbios têm sido aplicados para uma variedade de águas residuárias, sendo a experiência com esgotos domésticos mais aplicada ao uso do filtro anaeróbio e reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) e este último, o sistema mais utilizado para o tratamento anaeróbio de esgotos de alta taxa (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

O processo de digestão anaeróbia que realiza decomposição biológica da matéria orgânica na ausência de oxigênio livre molecular apresenta algumas vantagens, tais como: redução do volume de lodo pela retirada da água, transforma a matéria orgânica altamente putrescível em matéria orgânica relativamente mais inerte, ou em resíduo inorgânico, recupera energia na forma de metano, e finalmente promove uma condição para disposição adequada segundo as normas vigentes (APPELS et al., 2008; KIM et al., 2003; XU et al., 2014).

#### **3.2 Fundamentos da Digestão Anaeróbia**

A microbiologia da digestão anaeróbia é complexa, envolvendo vários grupos de microrganismos e quatro processos principais podem ser observados: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

A hidrólise é um processo relativamente lento, que pode limitar o processo de digestão anaeróbica. Nesse processo são secretadas por bactérias fermentativas exoenzimas que tem o objetivo de solubilizar as macromoléculas que são então convertidas a moléculas menores e solúveis em água, como: peptídeos, sacarídeos e ácidos graxos (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2012).

Em seguida, iniciando a acidogênese, aparecem os microrganismos acidogênicos, também chamados de fermentativos, e são os que mais se beneficiam energeticamente e por esse motivo possuem baixo tempo mínimo de geração e as mais

elevadas taxas de crescimento do consórcio microbiano. Estes microrganismos metabolizam açúcares, aminoácidos e ácidos graxos resultantes da hidrólise, e liberam como produtos ácidos orgânicos (principalmente acético, propiônico e butírico), álcoois (etanol), cetonas (acetona), entre outros (AQUINO e CHERNICHARO, 2005).

Na fase de acidogênese algumas espécies facultativas podem metabolizar o material orgânico por via aeróbia, isso é importante nos sistemas anaeróbios uma vez que o oxigênio dissolvido eventualmente presente no meio, poderia tornar-se tóxico para os microrganismos metanogênicos, se não fosse removido por estes microrganismos facultativos (FORESTI et al., 1999). Os gêneros desses tipos de bactérias encontrados são o *Clostridium*, o *Peptococcus*, o *Bifidobacterium*, o *Desulphovibrio*, o *Corynebacterium*, o *Lactobacillus*, o *Actinomyces*, o *Staphylococcus* e a *Escherichia* (METCALF & EDDY, 2003).

No terceiro estágio da digestão anaeróbia, acetogênese, os compostos orgânicos intermediários (propionato, butirato) são convertidos em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono por ação dos microrganismos sintróficos acetogênicos. Esses são assim denominados porque a existência deles depende da atividade de microrganismos consumidores de hidrogênio (APPELS et al., 2008 , AQUINO E CHERNICHARO, 2005).

Essa fase é termodinamicamente desfavorável, não ocorrendo espontaneamente, a menos que estes compostos estejam sendo rapidamente consumidos pela metanogênese, e sua baixa concentração favoreça a sua formação pelo deslocamento do equilíbrio da reação (FORESTI et al., 1999).

Aquino e Chernicharo (2005) relatam que nos reatores anaeróbios, pode haver problemas práticos associados à formação de propionato, butirato e outros compostos mais reduzidos que o acetato, pois tais compostos não são substratos diretos dos microrganismos metanogênicos, ou seja, a estabilidade de reatores anaeróbios passa a depender não somente da boa atividade dos microrganismos produtores de metano, mas também dos microrganismos sintróficos.

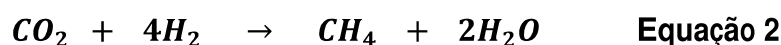
Para um bom desempenho dos reatores anaeróbios é de grande importância que os compostos orgânicos sejam devidamente transformados em precursores do metano, os quais acetato e hidrogênio. Caso não haja essa conversão, os produtos da fase da hidrólise e da fermentação se acumularão, não permitindo assim que ocorra a metanogênese (FORESTI et al., 1999).

A última fase da digestão anaeróbia é a metanogênese. Nesta fase, o ácido acético e o hidrogênio são convertidos em gás carbônico e metano por microrganismos metanogênicos. Segundo Chernicharo (1997), para a formação do metano, dois mecanismos básicos são observados:

**1-)** Pela clivagem do ácido acético, na ausência de hidrogênio (Equação 1). Isso ocorre na redução do grupo metil e na oxidação do grupo carboxílico, obtendo como produtos o metano e o gás carbônico, respectivamente. O grupo bacteriano envolvido nesse processo é denominado de “metanogênicas acetoclásticas”.



**2-)** Pela redução do gás carbônico na presença do hidrogênio (Equação 2), pois o gás carbônico funciona como aceptor de átomos de hidrogênio removidos da matéria orgânica no processo metabólico. O grupo bacteriano envolvido no processo é chamado de “metanogênicas hidrogenotróficas”.



Segundo Chernicharo (1997), as bactérias formadoras de metano predominantes em digestores anaeróbios operados na faixa mesófila de temperatura são as dos gêneros *Methanobacterium*, *Methanobrevibacter*, *Methanospirillum*, *Methanosarcina* e *Methanotrix*.

Microrganismos acetoclásticos são os mais importantes do consórcio microbiano, porque a remoção de DQO da fase líquida depende da conversão de acetato, composto no qual são canalizados cerca de 70% dos elétrons do substrato original, em gás metano (McCARTY, 1971, apud AQUINO e CHERNICHARO, 2005); e como crescem mais lentamente, estas geralmente limitam a velocidade de transformação do material orgânico complexo.

As metanogênicas acetoclásticas são de lento crescimento, com um tempo de geração mínimo de 2 a 3 dias e são extremamente dependentes da manutenção de condições ótimas de crescimento (MOSEY, 1983 apud AQUINO e CHERNICHARO, 2005).



Em contrapartida, os microrganismos metanogênicos hidrogenotróficos são de rápido crescimento, com tempo de geração mínimo de 6 horas, bem como contribuem com aproximadamente 30% do metano formado (FORESTI et al., 1999).

Um equilíbrio ecológico entre os tipos de microrganismos anaeróbios é essencial para a eficiência do sistema de tratamento. Aquino e Chernicharo (2005) explicaram algumas das principais causas de acúmulo de AGV em reatores anaeróbios partindo do pressuposto que as fases da digestão anaeróbia estão intrinsecamente relacionadas com a concentração de alguns produtos metabólicos, leis da termodinâmica e características de crescimento dos microrganismos, mostrando deste modo a complexidade dos processos envolvidos na digestão anaeróbia.

### 3.3 Parâmetros operacionais

#### 3.3.1 Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)

O TDH é considerado o tempo que a fase líquida passa em contato com a biomassa, desde a entrada até a saída do reator. Em sistemas nos quais o fluxo líquido que entra é igual ao fluxo que sai, pode-se descrever o THD como:

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

TDH = tempo de detenção hidráulica (h);

V = volume do reator (m<sup>3</sup>);

Q = Vazão de líquido (m<sup>3</sup>h<sup>-1</sup>).

O TDH é um dos mais importantes parâmetros que afetam o desempenho de um UASB. Segundo Rizvi et al. (2013) o TDH é fundamental no aprisionamento dos sólidos suspensos, e a velocidade ascensional (Va) está inversamente relacionada com este parâmetro, e deve ser cuidadosamente estipulada pois caso esteja muito elevada pode expulsar sólidos suspensos, afetando a eficiência do processo.

### 3.3.2 Tempo de retenção celular (TRC)

O TRC, também chamado de “idade do lodo”, representa a relação da quantidade total de biomassa presente no reator e a quantidade de biomassa que deixa o reator, ou seja, que é perdida naturalmente no efluente ou retirada do reator no descarte do lodo excedente. Cada vez que o lodo é retirado do reator, uma fração da população bacteriana é retirada e isso implica que o crescimento celular deve, pelo menos, compensar essa perda, de modo a assegurar uma condição de estado estacionário e evitar a falha do processo.

$$\text{TRC} = \frac{\text{Volume do reator}}{\text{Volume descartado}} \quad \text{Equação 4}$$

Segundo Chernicharo, (1997), em reatores anaeróbios que possuem mecanismos de retenção de biomassa, é possível controlar o TRC no sistema, até certos limites, independentemente do tempo de detenção hidráulica, conferindo a característica de alta taxa ao reator e produzindo um lodo mais estabilizado.

### 3.3.3 Temperatura

A temperatura se mostra importante, pois afeta diretamente o grau de dissociação de diversos compostos, bem como influencia na termodinâmica das reações, é responsável por determinar a velocidade de crescimento e a densidade de microrganismos da biomassa, sendo a temperatura ideal, aquela que possibilita o maior crescimento em um menor tempo.

Importante para o crescimento microbiano, a temperatura é fundamental na seleção das espécies. Três faixas de temperatura estão consagradas e são associadas ao crescimento microbiano e a maioria dos processos biológicos (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2005; CHERICHARO, 1997; VAN HANDEEL e LETTINGA, 1994):

- Faixa psicrófila: entre 0° e 20°C;
- Faixa mesófila: entre 20° e 45°C;
- Faixa termófila: entre 45° e 70°C, e acima;

O processo anaeróbio é considerado sensível a mudanças bruscas de temperatura, podendo provocar o desequilíbrio as populações microbianas necessárias para o processo de tratamento.

### 3.3.4 pH, Alcalinidade e Ácidos Voláteis

Estes três fatores estão inter-relacionados, sendo fundamentais para o controle e a operação adequada dos processos biológicos envolvidos nos reatores anaeróbios.

O pH pode afetar os processos biológicos diretamente, alterando a estrutura proteica de enzimas, e indiretamente afetando a toxicidade de compostos no meio.

As metanogênicas tem uma faixa de crescimento ótima no pH de 6,6 a 7,4 segundo Chernicharo (1997), e por sua vez, as bactérias acidogênicas são mais resistentes e suportam pHs mais baixos, entre 4,5 e 8,0 (APPELS, et al. 2008).

A inibição do processo anaeróbio está associada ao pH, isso porque a inibição dos microrganismos sintróficos acetogênicos acarretará em uma contínua acumulação de AGV, o que contribuirá para o consumo de alcalinidade e decréscimo do pH (PEREIRA et al., 2009) relatam que a queda do pH afetará principalmente o crescimento de microrganismos metanogênicos, podendo levar à falha do processo.

A alcalinidade em esgotos domésticos ajuda a tamponar o pH e evitar mudanças bruscas devido a entrada de ácidos ao meio. Bicarbonatos de cálcio e magnésio, boratos, fosfatos, silicatos e compostos similares podem contribuir com a alcalinidade (METCALF E EDDY, 2003).

Conclui-se assim que o controle do pH envolve os parâmetros de alcalinidade e AGV, que juntos, devem ser controlados para que o consórcio microbiano possa desenvolver adequadamente a degradação da matéria orgânica.

## 3.4 Nutrientes

Segundo Chernicharo (1997), em ordem decrescente de importância, os nutrientes necessários ao metabolismo das bactérias metanogênicas são: nitrogênio, enxofre, fósforo, ferro, cobalto, níquel, molibdênio, selênio, riboflavina e vitamina B12.

O nitrogênio é o nutriente inorgânico requerido em maiores concentrações para o crescimento e desenvolvimento dos microrganismos. A amônia e a fração de nitrogênio orgânico liberado durante a degradação são as principais fontes de nitrogênio utilizadas

pelos microrganismos, e as formas nitrito e nitrato, não se encontram disponíveis para assimilação, uma vez que estes são reduzidos e resultam em gás nitrogênio, que é liberado para a atmosfera.

Por sua vez o fósforo, menos essencial do que o nitrogênio, mas ainda assim importante para o metabolismo bacteriano, o fósforo é assimilado na digestão anaeróbia na proporção de 1/5 a 1/7 da assimilação de nitrogênio.

A presença de enxofre é requerida em quantidades relativamente pequenas, e em geral a concentração desse elemento, na forma de sulfeto, nos esgotos domésticos é suficiente para o desenvolvimento bacteriano. Os requisitos de enxofre para as metanogênicas fazem parte de um quadro complexo, pois, em parte, a presença de sulfatos pode limitar a metanogênese por conta da competição por hidrogênio e ácido acético das redutoras de sulfato, bem como, por outro lado, o crescimento das metanogênicas depende da presença de sulfetos.

### **3.5 Biomassa**

Em sistemas anaeróbios, a avaliação da quantidade de biomassa é geralmente feita através da determinação do perfil de sólidos, considerando-se que os sólidos voláteis sejam uma medida da biomassa presente nos reatores, sendo dessa forma expressas em termos de gramas de sólidos voláteis por litro (gSVT.L<sup>-1</sup>). (CHERNICHARO, 1997).

Os processos denominados de "alta taxa" trouxeram a condição de propiciar o crescimento de grande quantidade de biomassa ativa operando em baixo TDH. Diversos tipos de reatores anaeróbios de alta taxa são utilizados diferindo basicamente quanto ao tipo de crescimento da biomassa no sistema, sendo eles:

-Crescimento aderido: relaciona-se com o desenvolvimento de bactérias agregadas a materiais inertes, formando um biofilme, como é o caso de reatores de leito fixo, leito rotatório, leito expandido e leito fluidificado.

-Crescimento disperso: relacionado à presença de flocos ou grânulos de bactérias, inteiramente livres, como é o caso de reatores de dois estágios, reatores com chicanas e reatores de manta de lodo.

### 3.6 Lodo Biológico

Segundo a resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006), a produção de lodos de esgoto é uma característica intrínseca dos processos de tratamento de esgotos e seu crescimento tende a ser proporcional ao crescimento da população humana e a solução para sua disposição é medida que se impõe com urgência, uma vez que tal material corresponde a uma fonte potencial de riscos à saúde pública e ao ambiente, pois potencializam a proliferação de vetores, apresentam patógenos em concentrações nocivas e podem conter metais pesados, elementos químicos e compostos orgânicos persistentes.

Os lodos gerados no tratamento de esgotos são geralmente classificados conforme a fase do tratamento em que foram originados. Assim, são designados como lodo primário, o lodo originado no decantador primário, lodo secundário aquele originado nos processos de conversão biológica de tratamento, e o lodo terciário resultado de um processo terciário (biológico ou químico) de tratamento.

Van Haandel e Lettinga (1994) completam esse conceito chamando de “lodo de excesso” os sólidos que se acumulam no sistema, e que devem ser descartados com certa frequência. Esse lodo de excesso constitui-se de uma mistura de sólidos orgânicos (fração de massa bacteriana viva e resíduos endógeno) e sólidos inorgânicos (fração dos sólidos inorgânicos em suspensão).

Em 2001 Andreoli e colaboradores citou que a produção de lodo no Brasil estava estimada entre 150 mil e 220 mil toneladas de matéria seca por ano, mas há uma potencial tendência de ocorrer um incremento substancial na quantidade de lodo a ser disposto na década seguinte, e calculou que para a população urbana daquele ano (116 milhões de habitantes) caso o esgoto se fosse integralmente tratado acarretaria uma produção de 325 mil a 473 mil toneladas de lodo por ano (ANDREOLI, 2001).

A Tabela 1 informa a quantidade de lodo produzido nos sistemas de tratamento de esgoto mais aplicados atualmente, e observa-se que dentre eles, as lagoas facultativas e os reatores UASB são os que produzem menor quantidade, e os lodos ativados são os que produzem a maior quantidade de lodo.

Vários pesquisadores estabeleceram que há uma proporcionalidade entre a massa de lodo gerada (como Sólidos Voláteis em Suspensão “SVS”) e a massa de DQO metabolizada nas estações de tratamento de esgotos, conforme Equação 5 (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999)

Como a produção do lodo depende do metabolismo dos microrganismos que ocorre em função do consumo do substrato, foi sugerido um coeficiente de rendimento (Y) (Equação 5) para cada ambiente, o aeróbio (Y<sub>ae</sub>) e o anaeróbio (Y<sub>an</sub>), bem como um fator de conversão (fcv) da DQO em biomassa. Com esses valores, observamos na Tabela 2 a grande diferença da utilização da matéria orgânica nas duas principais rotas metabólicas presentes no tratamento dos esgotos.

**Tabela 1.** Quantidade de lodo gerado em sistemas de tratamento de esgoto.

Tipos de Sistemas	Volume de Lodo produzido (L/hab.dia)
<b>Lagoas Facultativas</b>	0,05 - 0,15
<b>Reator UASB</b>	0,2 - 0,6
<b>Lodos Ativados Convencional</b>	3,1 - 8,2
<b>Aeração Prolongada</b>	3,3 - 5,6
<b>Lagoa Anaeróbia</b>	0,1 - 0,3
<b>Filtro Biológico de Alta Carga</b>	1,4 - 5,2
<b>Lagoa Aeróbia Facultativa</b>	0,08 - 0,22

Fonte: Metcalf e Eddy (2003)

$$Y = - \frac{\Delta X_v}{\Delta S_{met}} \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

Y : coeficiente de rendimento;

$\Delta X_v$  : massa bacteriana gerada (massa de lodo volátil);

$\Delta S_{met}$  : massa de DQO metabolizada.

**Tabela 2.** Conversão de Sólidos voláteis e DQO em Biomassa.

Fator de Conversão (kg DQO do lodo/kg SVS)	fcv = 1,5	
<b>Coeficiente de Rendimento</b> (gSVS/gDQO <sub>met</sub> )	Aeróbio <b>Y<sub>ae</sub> = 0,45</b>	Anaeróbio <b>Y<sub>an</sub> = 0,04 a 0,06</b>
<b>Fração Anabolizada</b>	Y <sub>ae</sub> x fcv = <b>0,67</b>	Y <sub>an</sub> x fcv = <b>0,07</b>
<b>Fração Catabolizada</b>	1 - (Y <sub>ae</sub> x fcv) = <b>0,33</b>	1 - (Y <sub>an</sub> x fcv) = <b>0,93</b>

Fonte: Adaptada de Marais e Ekama (1976), apud Pedroza (2010).

Desta forma, observando os valores elevados de anabolismo do tratamento aeróbio em contrapartida baixos valores nos tratamentos anaeróbios, entende-se a razão pela qual, sistemas anaeróbios produzem uma menor quantidade de lodo biológico, bem como este se apresenta mais estabilizado.

As partículas do esgoto floculam e passaram a fazer parte do lodo. Essas partículas podem ser biodegradáveis, e são utilizadas em sua maioria pelos microrganismos para manutenção de sua população, ou podem ser partículas não biodegradáveis, que formam a porção inerte do lodo. O lodo volátil se compõe de três frações: lodo ativo (massa bacteriana ativa), lodo inerte e substrato orgânico biodegradável ainda não hidrolisado sendo que a proporção entre as três frações básicas do lodo depende da composição do material orgânico do afluyente (notadamente, da fração não biodegradável e particulada que forma o lodo inerte) e do tempo de permanência dos sólidos em suspensão ou da idade de lodo (ANDREOLI, 2001).

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), o lodo contém uma quantidade de fósforo (2,8-11,0 % de ST) e nitrogênio (2,4-5,0 % de ST), os quais se encontram principalmente na forma de material proteináceo. As EPS (substâncias poliméricas extracelulares) são substâncias de alto peso molecular que se acumulam na superfície das células formando uma camada protetora e que também serve de reserva de energia para períodos críticos (LIU et al., 2013). Essa camada é composta em sua maioria por carboidratos e proteínas secretadas por microrganismos, bem como por produtos da lise celular e hidrólise de macromoléculas (SHENG et al., 2010). Liu e Fang (2002) investigaram e compararam a eficiência de seis métodos de extração dos EPS, tanto de amostras de lodo aeróbio, quanto de amostras de lodo anaeróbio. Esse estudo mostrou que o resultado da quantificação de EPS vai depender do método de extração.

Para decidir qual o tempo de retenção celular (idade de lodo) deve ser adotado, é importante levar em consideração a eficiência de remoção do material orgânico e os custos envolvidos na construção do reator. Andreoli (2001) cita que a idade de lodo de 20 dias corresponde em boa aproximação ao valor mínimo estabelecido para digestores de lodo por vários pesquisadores (Lin et al., 1987; McCarty, 1964; WPCF, 1979). Van Haandel e Marais (1999), com base nos resultados desses pesquisadores, propuseram uma idade mínima de lodo, “ $R_{di}$ ”, dependente da temperatura (t), em sistemas anaeróbios de tratamento de lodo descrita na Equação 5:

$$R_{di} = 20 \times (1,1)^{(20-t)} + 5$$

**Equação 5**

Em idades reduzidas, pode haver falha nas etapas da digestão anaeróbia e gerar um lodo não estabilizado. A cinética do tratamento anaeróbio, para substratos complexos como o esgoto, não é desenvolvida o suficiente para permitir uma estimativa teórica da relação entre a idade de lodo e a eficiência de tratamento, de maneira que é preciso recorrer ao empirismo.

A digestão anaeróbia é considerada como a opção mais sustentável para o tratamento de resíduos sólidos do tratamento do esgoto e pode ser explicada devido a opção de destinar o resíduo para fins mais ecológicos (biossólido), pela possibilidade de obtenção de biogás e ter um custo relativamente baixo (RANI et al., 2012).

A liberação do material complexo da EPS em frações solúveis é importante uma vez que se torna viável para absorção rápida pelos microrganismos, acelerando as demais etapas do tratamento biológico.

### **3.7 Solubilização do lodo**

A hidrólise, citada anteriormente, é a primeira das fases da digestão anaeróbia, e simplificada pode ser entendida como a quebra das cadeias biomoleculares longas através das reações com a água.

Muitos autores afirmam que a hidrólise é o fator limitante dos demais processos na digestão anaeróbia (APPELS et al., 2008; GAVALA et al., 2003), isso se explica uma vez que é o processo que degrada tanto compostos insolúveis orgânicos quanto compostos de alto peso molecular, tais como os lipídios, polissacarídeos, proteínas e ácidos nucléicos, em substâncias orgânicas solúveis, os quais são utilizados como substrato na acidogênese e demais etapas da digestão anaeróbia, sendo facilmente convertidas em biogás.

No entanto, a hidrólise também pode representar um método de tratamento prévio, que visa à desintegração do lodo e a solubilização de seus materiais, acelerando assim a digestão anaeróbia, tendo como consequência o aumento na eficiência do tratamento do lodo (RANI et al., 2012).

Um elevado número de métodos de solubilização baseados em diferentes princípios operacionais de pré-tratamento vem sendo desenvolvidos e investigados de modo a aprimorar a desintegração e solubilização dos sólidos do lodo, dentre estes, os pré-tratamentos químicos, térmicos, biológicos, mecânicos, e a combinação destes, aumentando assim o material orgânico solúvel disponível para o processo de digestão



do lodo (APPELS, et al., 2008; CHEN et al., 2007; KIM et al., 2003; NEYENS et al. 2003; SCHIEDER et al., 2000; XU et al., 2014).

Carrerè et al. (2010) descreve em revisão sobre o tema dos métodos de pré-tratamento para melhorar a degradabilidade do lodo por vias anaeróbicas de modo amplo e detalhado, como pode-se observar no Quadro 1.

**Quadro 1.** Tipos de pré-tratamento de lodo.

<b>BIOLÓGICO</b>	Digestão Aeróbia Termofílica e Mesofílica Digestão Anaeróbia Termofílica e Mesofílica
<b>TÉRMICA</b>	Temperaturas de 160-180°C Injeção direta de calor ou aplicação de microondas ou autoclavagem.
<b>MECÂNICO</b>	Ultrasônico Centrifugação Agitação Moagem
<b>QUÍMICO</b>	Oxidação/Ozonização Alcalinização/Acidificação

Fonte: Adaptado de Carrerè et al., (2010).

Xu et al. (2014) estudaram a aplicação em lodo ativado, de diferentes pré-tratamentos, os quais: térmico, termo-alcalino, eletroquímico e alcalino, em condições de pH 10, por 8 dias, visando a solubilização de materiais e recuperação energética. Dados deste estudo demonstraram que houve aumento da solubilização de forma elevada com a aplicação dos pré-tratamentos termo-alcalino e alcalino, corroborando com Liu et al. (2013). Sendo deste modo, um processo simples e eficaz o pré-tratamento de amostras de lodo por meio da hidrólise química.

### 3.7.1 Hidrólise química

No pré-tratamento utilizando a hidrólise química, um ácido ou base é adicionado para variar o pH e assim solubilizar o lodo, sendo processos que ocorrem majoritariamente em temperatura ambiente, considerados eficientes, no entanto complexos, pois como o pH é extremo o lodo necessita ser posteriormente neutralizado (APPELS et al., 2008). Muitos estudos mostram a influencia do pH na solubilização do lodo, dentre eles:

Chen et al. (2007) analisaram a solubilização de lodo ativado, aplicando a hidrólise química com ampla variação da faixa de pH (de 4 a 11) utilizando NaOH e HCL. O experimento ocorreu em temperatura  $21\pm 1^\circ\text{C}$ , com tempo de reação de até 20 dias, onde foram coletadas amostras em diversos momentos. Verificaram que a solubilização da DQO, carboidratos e proteínas nos pHs alcalinos (9 a 11) foram significativamente maiores do que os resultados obtidos nos demais pHs estudados, no tempo de reação de 8 dias. Em oposição, eles observaram que as concentrações de nitrogênio e fósforo solúveis foram elevadas quando em condições ácidas (pH 4 e 5). Os autores concluíram com esse estudo que o desempenho da hidrólise é influenciada pelo pH.

Durante o pré-tratamento alcalino, as primeiras reações que ocorrem são a solvatação e a saponificação, que induzem uma intumescência dos sólidos, aumentando a superfície de contato, deixando os substratos facilmente acessíveis aos microrganismos anaeróbios (ARIUNBAATAR et al. 2014; NEYENS et al. 2003).

Por sua vez, Monte et al. (2016) investigaram o aumento da solubilização do lodo de esgoto gerado em um sistema de lodo ativado submetido ao pré-tratamento químico alcalino, utilizando o NaOH para elevar o pH a valores de 10, 11 e 12, em temperatura ambiente ( $28^\circ\text{C}$ ) variando também o tempo de reação (0,25h a 48h) de modo a identificar as melhores condições de solubilização. Verificaram que, dentre as combinações testadas, as melhores respostas foram obtidas nas condições de pH 12 em tempo de reação de 48 horas, os quais originaram a maior solubilização de DQO, carboidratos e proteínas no lodo.

Liu et al. (2013) verificaram o efeito da hidrólise alcalina de um lodo desidratado, variando o pH de 8 a 12 a partir da adição de NaOH e tempo de reação de 7 dias, sob condições mesofílica ( $35^\circ\text{C}$ ), termofílica ( $55^\circ\text{C}$ ) e extrema termofílica ( $70^\circ\text{C}$ ). Obtiveram como resultados principais dados da solubilização de proteínas, carboidratos e AGV bem como a produção de metano. Seus resultados mostraram que a solubilização foi elevada significativamente sob condições alcalinas, comparando com a hidrólise efetuada em pH não controlado, que foi a mais baixa de todas as condições. Em pH 12 sob condições mesofílicas e termofílicas obtiveram resultados semelhantes, enquanto em outros pHs a condição termofílica obteve resultados mais elevados, mostrando que a condição alcalina pode ser o parâmetro mais dominante afetando a hidrólise em pH 12.

Kim et al. (2003) em estudo com lodos aeróbios, aplicou vários métodos de pré-tratamento, dentre eles a hidrólise alcalina utilizando NaOH, KOH,  $Mg(OH)_2$  e  $Ca(OH)_2$ , para alcançar pH 12 e o processo ocorreu em temperatura ambiente da cidade de Seoul na Coreia. Os autores concluíram que NaOH, seguido do KOH, foi o reagente alcalinizante que obteve melhores resultados quanto a solubilização de DQO. Isso pode ser explicado, pois substâncias monobásicas resultam em maiores solubilizações do que as dibásicas provavelmente uma vez que estas são apenas parcialmente dissolvidas no processo.

A solubilização de lodos originados do tratamento de esgoto é um assunto amplamente estudado e discutido na literatura, e de fundamental importância para inovações nas técnicas aplicadas atualmente, e o processo de hidrólise alcalina em diversos trabalhos mostrou resultados satisfatórios dentre os demais processos de hidrólise estudados.

Diante da problemática envolvendo os lodos do tratamento biológico de esgotos devido à sua complexidade, o que torna o tratamento oneroso e demorado, duas preocupações são recorrentes: a elevada quantidade de lodo que é produzido nas ETEs e a necessidade de facilitar, através de tecnologias alternativas o tratamento do lodo visando não somente a sua disposição final adequada, mas também potencializar a produção de biogás, recuperação de nutrientes e obter um lodo mais estabilizado.

O pré-tratamento é uma técnica amplamente utilizada no tratamento de lodos aeróbios e primários, no entanto apresenta poucas informações sobre sua aplicação em lodos anaeróbios, os quais podem também ser submetidos a este processo.

A utilização do lodo anaeróbio de baixo TRC surge como alternativa uma vez que a produção de lodo anaeróbio é menor do que a produção de lodo primário, e estando o volume de lodo produzido diretamente ligado aos custos do seu tratamento, as respostas obtidas impactam também sob o ponto de vista econômico das ETEs.

Para elucidar estas questões, a presente pesquisa busca respostas relativas ao pré-tratamento dos lodos primário e lodo anaeróbio (originado nas fases iniciais da digestão anaeróbia, ou seja, de baixo TRC) e investigar a solubilização que ocorre ao empregar a hidrólise alcalina, buscando verificar se as solubilizações dos lodos é significativamente diferente.

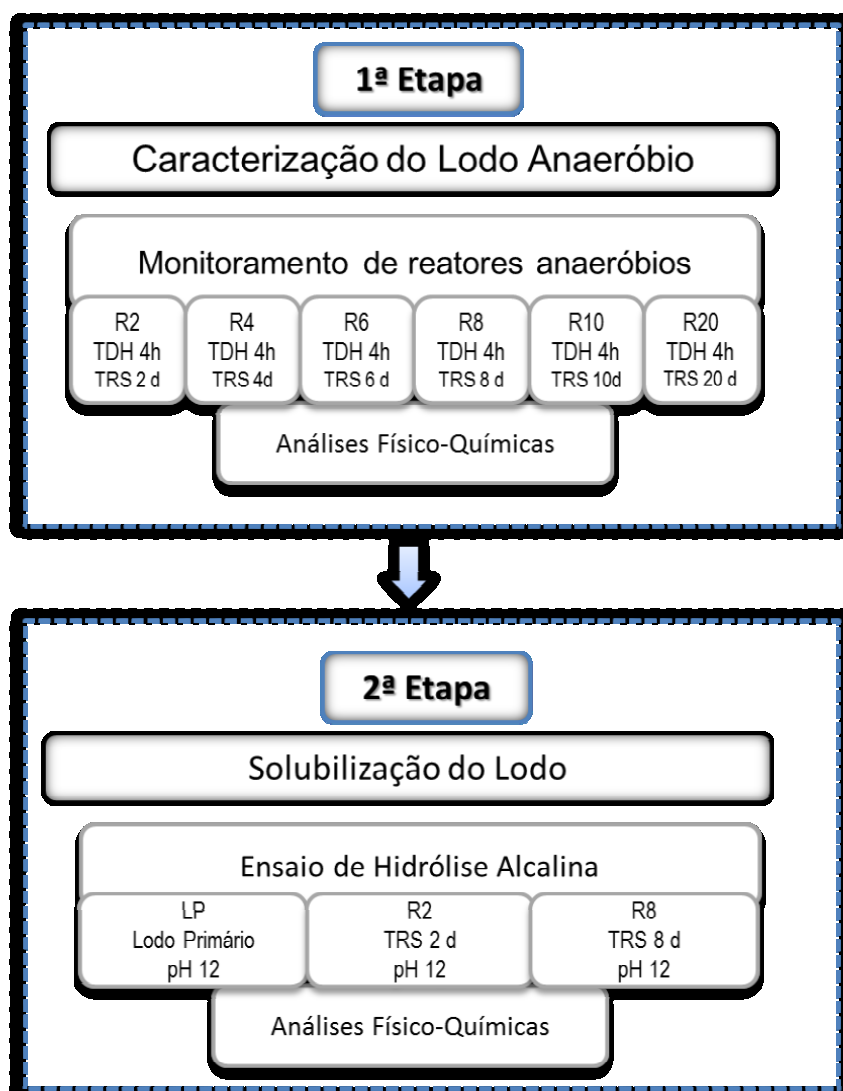
## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1. Considerações Gerais

Os reatores anaeróbios em escala de bancada utilizados neste trabalho foram operados nas dependências da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES), situada no Bairro do Tambor, na cidade de Campina Grande – PB, local pertencente à Universidade Estadual da Paraíba e onde são desenvolvidos sistemas pilotos para projetos e pesquisas em saneamento.

Para realização dessa pesquisa foram realizadas duas etapas metodológicas. A Figura 2 apresenta um fluxograma dessas etapas que serão detalhadas a seguir.

**Figura 2.** Fluxograma das etapas metodológicas.



## 4.2. Etapa 1 – Caracterização do Lodo

### 4.2.1. Reatores anaeróbios - Descrição

Na primeira etapa do estudo foram monitorados reatores anaeróbios de fluxo ascendente, com detalhes construtivos e operacionais descritos no Quadro 2. Os reatores foram monitorados com o objetivo de produzir lodo anaeróbio, em diferentes tempos de retenção celular, e caracterizar seus principais componentes, e de posse dos resultados selecionar dois lodos para proceder a etapa seguinte.

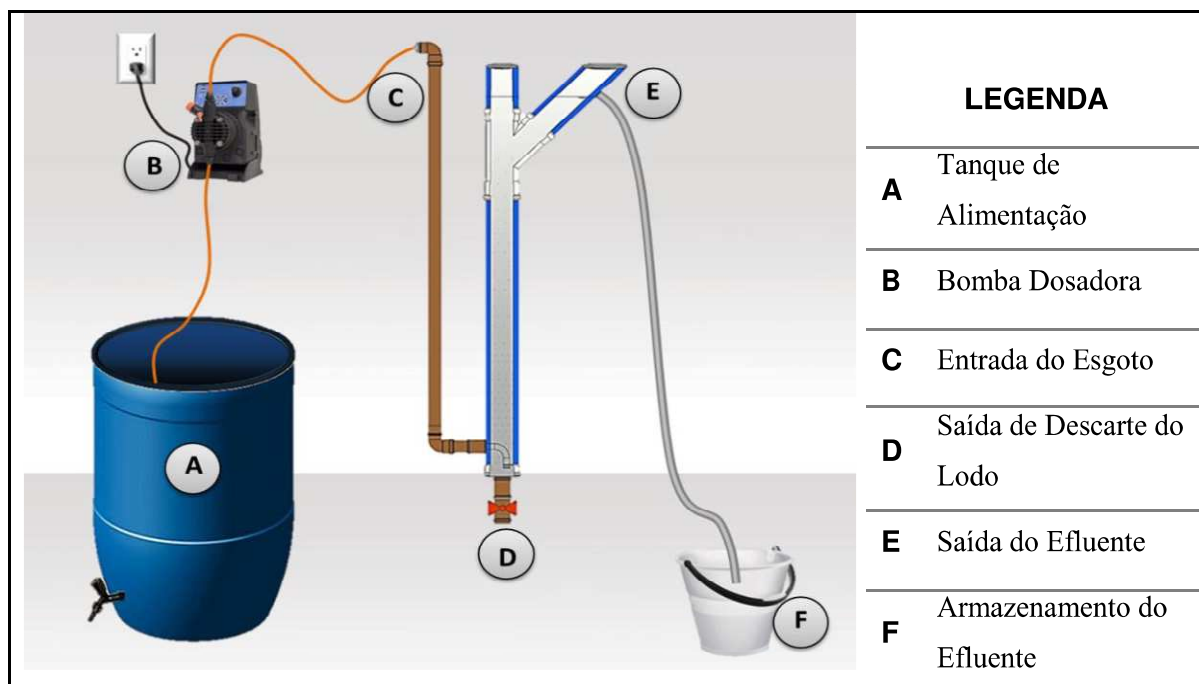
**Quadro 2.** Principais características dos reatores.

Material Constitutivo	PVC
Altura	90 cm
Diâmetro	50mm
Volume útil	2 L
Vazão	12 L.d <sup>-1</sup>
Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)	4 h
Tempo de Retenção Celular (TRC)	2, 4, 6, 8, 10 e 20 dias

O sistema foi alimentado diariamente no final da tarde, com esgoto sanitário proveniente do interceptor leste da rede coletora da cidade de Campina Grande que era conduzido por bombeamento para o tanque de alimentação com homogeneizador mecânico (A) no qual havia limpeza diária com esvaziamento do volume residual do dia anterior e enchimento com esgoto fresco, e a partir deste o esgoto era direcionado aos reatores através de bombas dosadoras (B) reguladas manualmente com vazões fixas. Os reatores recebiam o esgoto (C) na parte inferior e por fluxo ascendente o esgoto passava por tratamento anaeróbio saindo na porção superior do reator (E) o efluente tratado o qual era coletado e armazenado (F). Pode-se observar a Figura 3 com o esquema ilustrando os componentes do sistema utilizado.

Inicialmente foram monitorados 4 reatores, operados por 27 dias sem inóculo, com a vazão de esgoto fixa para que uma manta de lodo fosse criada em cada um dos sistemas. Posteriormente, após a realização dos descartes do lodo, os reatores passaram então a funcionar com TRC de 2, 4, 6 e 8 dias, com coletas e descartes semanais do lodo.

**Figura 3.** Desenho esquemático do sistema utilizado.



Fonte: Autora, 2016.

Após a realização da caracterização dos reatores com os quatro TRC iniciais, foram aplicados outros dois TRC, sendo 10 e 20 dias. Para iniciar esse segundo ciclo de monitoramento, ocorreu a mistura do lodo dos quatro reatores (TRC de 2, 4, 6 e 8 dias), totalizando um volume de 8 litros, o qual foi utilizado como inóculo para os demais reatores. Os reatores foram posteriormente alimentados com as mesmas condições anteriores, e após quinze dias foi realizado o descarte do lodo, com o objetivo de definir os TRC de 10 e 20 dias, dando prosseguimento ao monitoramento diário e coletas semanais.

A primeira etapa da pesquisa foi finalizada após operar os reatores anaeróbios no período de Setembro de 2015 a Abril de 2016. As amostras de lodo analisadas foram chamadas de R2, R4, R6, R8, R10 e R20 para os lodos com TRC de 2, 4, 6, 8, 10 e 20 dias, respectivamente. Os efluentes foram chamados de E2, E4, E6, E8, E10 e E20, para os efluentes coletados dos reatores com TRC de 2, 4, 6, 8, 10, e 20 dias, respectivamente.

#### 4.1.1. Coleta e análises

Os descartes aconteceram semanalmente, totalizando 6 coletas para os reatores de TRC de 2, 4, 6 e 8 dias e 5 coletas para os reatores de TRC de 10 e 20 dias. Uma alíquota desse volume de descarte se destinava às análises físico-químicas.

Para calcular o volume de lodo a ser descartado em cada um dos reatores, foi utilizado a Equação 4 do item 2.2.2 mostrado no referencial teórico, de modo a se estabelecer o TRC nos reatores. A Tabela 3 apresenta os volumes de descartes aplicados aos sistemas.

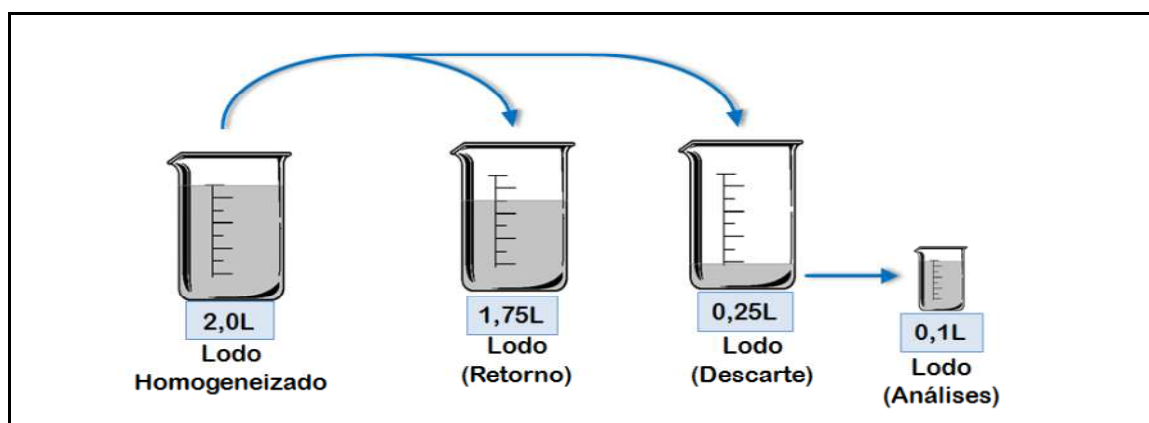
**Tabela 3.** Volumes de lodo descartado por reator.

TRC do reator (dias)	Volume de Descarte de lodo (L)	Volume de Retorno de lodo (L)
2	1,000	1,000
4	0,500	1,500
6	0,333	1,666
8	0,250	1,750
10	0,200	1,800
20	0,100	1,900

O método de descarte consistiu na retirada de todo o conteúdo do reator, seguida da homogeneização do mesmo, ou seja, lodo e sobrenadante, e em seguida efetuou-se a retirada do volume de descarte correspondente ao TRC do reator e o restante do material retornou para o reator. Do montante a ser descartado foi recolhida uma alíquota de 100mL da amostra de lodo para realização das análises. O efluente tratado também foi coletado para verificação da eficiência do tratamento.

Na Figura 4 observa-se um esquema indicando o procedimento de descarte e as alíquotas de lodos de retorno, descarte e o que segue para análise físico-química para um reator de TRC de 8 dias.

**Figura 4.** Exemplo de descarte de lodo para reator de TRC de 8 dias.



Fonte: Autora, 2017.

As análises realizadas na caracterização dos lodos anaeróbios, bem como a metodologia seguida, estão descritas no quadro 2.

**Quadro 3.** Análises realizadas para a caracterização dos lodos anaeróbios estudados.

<b>ANÁLISE</b>	<b>REFERÊNCIA</b>
<b>Sólidos e suas frações</b>	2540 G. (Sólidos Totais, Fixos e Voláteis em amostras sólidas e Semisólidas) APHA (2012)
<b>DQO total e solúvel</b>	5520 C (Refluxação Fechada) APHA (2012)
<b>Nitrogênio total</b>	4500-N <sub>org</sub> B (Método Macro Kjeldahl) APHA (2012)
<b>Fósforo total</b>	4500 – P E (Método do Ácido Ascórbico) APHA (2012)
<b>Alcalinidade</b>	2320 B (Método da Titulação) APHA (2012)
<b>pH</b>	APHA (2012)



<b>ANÁLISE</b>	<b>REFERÊNCIA</b>
<b>Carboidratos</b>	Dubois et al. (1956)
<b>Proteínas</b>	Lowry (mod. by <i>Frølund</i> et al. (1995)).
<b>AGV</b>	Kaap (1984)
<b>COD</b>	Método Combustão a alta temperatura APHA (2012)

#### 4.2.2. Preparação das amostras de lodo

Para realização das análises nas amostras de lodo, houve a necessidade de efetuar procedimentos prévios para então proceder as análises. A preparação das amostras ocorria de maneiras distintas e dependia da análise objetivada. Os métodos utilizados para o preparo das amostras encontra-se apresentado no Quadro 4

**Quadro 4.** Preparação das amostras do lodo e respectivas análises.

<b>PREPARO DAS AMOSTRAS</b>	<b>ANÁLISE</b>
<p><b>Licor misto</b></p> <p>O lodo <i>in natura</i>, foi coletado e utilizado diretamente, sendo realizadas diluições quando necessário.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• DQO total;</li> <li>• Fósforo total;</li> <li>• Nitrogênio Total Kejaldahl.</li> </ul>
<p><b>Sobrenadante</b></p> <p>Pesou-se 50 gramas do licor misto em tubo Falcon que foi levado a centrifuga a 3500 rpm por 15 minutos, em seguida separava-se o lodo do sobrenadante.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• pH;</li> <li>• AGV;</li> <li>• Alcalinidade</li> </ul>
<p><b>Sobrenadante Filtrado</b></p> <p>O sobrenadante do licor misto centrifugado foi submetido à filtração em membrana de fibra vidro (GF-2, diâmetro 47 mm) de poro de 0,45 µm.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• DQO solúvel;</li> <li>• Proteínas solúveis;</li> <li>• Carboidratos solúveis.</li> </ul>

### 4.3. Etapa II – Solubilização do Lodo

#### 4.3.1. Lodos

Os lodos submetidos ao processo de solubilização foram escolhidos levando em consideração os parâmetros de DQO e a fração volátil dos sólidos observados durante a Etapa 1 deste estudo, os quais, lodo de TRC de 2 e 8 dias. Optou-se por efetuar a solubilização também do lodo primário para comparar os resultados com os valores do lodos anaeróbios.

Os lodos anaeróbios de TRC de 2 e 8 dias foram obtidos seguindo a mesma metodologia empregada para obtenção dos lodos da Etapa 1. Para a obtenção do lodo primário, foi coletado 50 litros de esgoto, proveniente do interceptor leste da rede coletora da cidade de Campina Grande (PB), o qual foi deixado em repouso por 45 minutos, homogeneizado lentamente para que o material retido nas paredes do recipiente fosse colocado novamente em suspensão para que pudesse sedimentar, e após 15 minutos o sobrenadante foi retirado obtendo-se o lodo primário.

#### 4.3.2. Pré-Tratamento: Hidrólise Alcalina

Na segunda etapa deste estudo foi efetuado ensaio de pré-tratamento, o qual consistiu no processo de hidrólise alcalina, utilizando o NaOH para promover o aumento do pH de amostras de lodo para que ocorresse a solubilização de alguns de seus componentes.

O ensaio de solubilização foi realizado com amostras de 100 mL, em triplicata, por 48 horas, à aproximadamente 28°C e submetidos à agitação de 200 rotações por minuto (rpm) em mesa agitadora (New BrunswickScientific, mod. G 33).

As amostras de lodo (100 mL) foram colocadas em erlenmeyers receberam adição de Hidróxido de Sódio (NaOH) até alcançar pH 12, foram devidamente isoladas do meio externo, para que não houvesse demasiada perda de água nem a contaminação das amostras por componentes externos, e submetidas às condições do ensaio. Após o término do período de agitação foi necessário neutralizar as amostras com Ácido Clorídrico (HCl) para cessar a condição alcalina e então proceder as análises físico-químicas.

Há uma relação entre a massa de sólidos da amostra e a quantidade de agente alcalinizante a ser aplicado para elevar o pH. Deste modo, o pH não será sempre igual a 12 em todas as amostras após a adição do NaOH, sendo sempre um valor muito próximo, o mesmo se aplica à relação quantitativa de HCl para retornar o pH das amostras para próximo de 7,0.

Para determinar a quantidade de NaOH que seria adicionado às amostras de 100 mL de lodo, foi feita uma padronização utilizando 20 mL das amostras de cada um dos lodos estudados. Utilizando-se um medidor de pH, foi adicionado gradativamente uma solução de NaOH na concentração de 1N até a amostra atingir pH 12. Esse volume então foi transformado para peso seco de NaOH equivalente, e então a relação quantitativa direta foi feita para quantificar o valor de NaOH necessário para alcalinizar à pH 12 amostras de 100 mL (Equação 6). O mesmo procedimento foi feito para baixar o pH à 7, após a realização da hidrólise, utilizando o HCl (Equação 7).

➤ Cálculo da Massa de NaOH:

$$m(\text{NaOH}) = \text{Volume gasto} \times \frac{1 \text{ mmol}}{1 \text{ ml}} \times \frac{40 \text{ g}}{\text{mmol}}$$

$$(\text{NaOH}) = \frac{\text{massa de NaOH (g)}}{100 \text{ ml de lodo}} \quad \text{Equação 6}$$

➤ Cálculo do Volume de HCl:

$$\text{Vol (HCl)} = \text{Volume gasto} \times \frac{1 \text{ mmol}}{1 \text{ ml}} \times \frac{1 \text{ mol}}{1000 \text{ mmol}} \times \frac{1000 \text{ ml}}{11,96 \text{ mol}}$$

$$\text{Vol (HCl)} = \frac{\text{volume de HCl (ml)}}{100 \text{ ml de lodo}} \quad \text{Equação 7}$$

As dosagens de NaOH e de HCl para os lodos anaeróbios de TRC de 2 e 8, e para o lodo primário constam na **Erro! Fonte de referência não encontrada**. Tabela 4.

**Tabela 4.** Valores gastos de NaOH e de HCL no processo de solubilização dos lodos.

Lodo	Concentração de ST (g/L)	Massa de NaOH (g)	Massa de HCl (mg)
LP	15	0,24	0,82
R2	14	0,28	0,82
R8	19	0,32	0,98

#### 4.3.3. Preparação das amostras de lodo após solubilização

Para prosseguir as análises das frações solúveis dos lodos após o pré-tratamento foi efetuada a preparação das amostras consistindo na filtração das amostras em membrana de fibra de vidro (GF-2, diâmetro 47 mm) de poro de  $0,45\mu\text{m}$ , seguindo as metodologias das análises físico-químicas utilizadas na Etapa I (exceto AGV) descritas no Quadro 3. As amostras de lodo após o pré-tratamento alcalina foram chamadas de LP, L2 e L8 para o lodo primário e para os lodos com TRC de 2 e 8 dias respectivamente.

Para avaliar o processo de solubilização dos materiais contidos nas amostras de lodo, foram realizadas análises das concentrações solúveis antes e depois do pré-tratamento. Na Figura 5 pode-se observar amostras brutas filtradas antes da hidrólise (amostras mais claras) e amostras hidrolisadas depois da filtração (amostras mais escuras).

**Figura 5.** Amostras filtradas antes (mais claras) e depois (mais escuras) da hidrólise.



Fonte: Autora, 2016.

#### 4.3.4. Análise dos dados

Para auxiliar na análise dos dados de caracterização dos lodos anaeróbios de baixo TRC foram utilizados gráficos tipo “boxplot”, isso por que este tipo de gráfico permite identificar facilmente a mediana dos dados, bem como a tendência central dos valores e a sua dispersão, identificando possíveis valores discrepantes, os chamados “*outliers*”, sendo possível comparar seu comportamento.

Demais análises estatísticas, tais como cálculo de médias, desvios padrão, coeficiente de variação e as ilustrações em gráficos, foram utilizados com o objetivo de demonstrar as informações relevantes e direcionar as discussões.

Para verificar diferenças significantes dentre os resultados obtidos, foram efetuadas análises de variância (ANOVA) de único fator, com  $\alpha = 5\%$  (0,05), e por isso, com Valor-P < 0,05 considerado como sendo significativamente diferente, ou seja, rejeita o  $H_0 (\mu_1 = \mu_2)$

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1. Resultados da 1ª Etapa – Caracterização dos Lodos Anaeróbios.

De posse dos dados obtidos nas análises físico-químicas, observou-se o comportamento dos lodos em diferentes parâmetros realizando comparações entre os reatores, bem como informações da literatura que embasaram as discussões a cerca de suas características principais.

#### 5.1.1. pH, Ácidos Graxos Voláteis (AGV) e Alcalinidade

Os valores médios de pH, alcalinidade total e AGV são apresentados na Tabela 5.

**Tabela 5.** Valores Médios de pH, AGV e Alcalinidade (AT).

	pH		AGV (mgHÁc <sup>-</sup> /L)		AT (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	
	Média ± D.P.	C.V.	Média ± D.P.	C.V.	Média ± D.P.	C.V.
<b>R2</b>	7,55 ± 0,14	2%	46,26 ± 7,21	16%	540,07 ± 97,00	18%
<b>R4</b>	7,69 ± 0,12	2%	44,77 ± 19,01	42%	537,17 ± 103,16	19%
<b>R6</b>	7,50 ± 0,10	1%	109,75 ± 53,66	49%	563,80 ± 116,17	21%
<b>R8</b>	7,55 ± 0,15	2%	103,76 ± 23,77	23%	527,00 ± 123,91	24%
<b>R10</b>	8,06 ± 0,08	1%	58,97 ± 24,02	41%	471,85 ± 119,15	25%
<b>R20</b>	7,95 ± 0,19	2%	61,40 ± 22,00	36%	380,67 ± 219,03	58%
<b>ESG.</b>	7,62 ± 0,33	4%	152,77 ± 57,07	37%	454,82 ± 183,89	40%

D.P. – Desvio Padrão; C.V.- Coeficiente de Variação.

O pH apresentou valores médios (média geométrica) de  $7,50 \pm 0,14$  e  $8,06 \pm 0,08$ , mínimo e máximo respectivamente nos reatores R2 e R10, no entanto esses valores não apresentam diferenças significantes, demonstrando uma uniformidade do pH em todos os reatores.

Os valores de pH observados encontram-se dentro dos valores citados como condições ótimas para a digestão anaeróbia, sendo na faixa de pH 6,6 a 8,0 (CHERNICHARO, 1997), mostrando dessa forma, que os reatores estudados apresentaram uma faixa de pH adequada para que o processo anaeróbio ocorresse de maneira adequada e estável.

No presente estudo observou-se (Tabela 5) uma concentração média de AGV de  $152,77 \pm 57,0$  mgHÁc/L<sup>-1</sup> no esgoto, e os lodos do R6 e R8 apresentaram valores mais elevados,  $109,75 \pm 53$  e  $103,76 \pm 23$  mgHÁc/L<sup>-1</sup> respectivamente, e os demais reatores apresentaram valores na faixa de  $44,77 \pm 19,0$  a  $61,40 \pm 22,0$  mgHÁc/L<sup>-1</sup>, corroborando com Bouzas et al. (2007) que obtiveram dados de produções máximas de AGV em um TRC entre 6 e 8 dias.

Quanto aos valores de alcalinidade observados na tabela 5, os lodos dos reatores apresentaram concentrações médias que variaram de  $380,67 \pm 219,00$  a  $563,80 \pm 116,17$  mgCaCO<sub>3</sub>/L, no R20 e R6 respectivamente, mostrando uma suave diminuição após o R8.

A alcalinidade está diretamente relacionada ao pH, sendo esta a responsável pelo tamponamento dos sistemas impedindo variações bruscas do pH, visto que dentre os lodos analisados, apesar de terem valores distintos entre os reatores, esse efeito não afetou o pH e por isso pode-se afirmar que o sistema de tamponamento funcionou.

### 5.1.2. Fósforo e Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

Os valores médios das concentrações de fósforo e NTK são apresentados na Tabela 6 e 7, apresentam os dados também em termos da concentração em gramas por quilograma de Sólidos Totais, uma vez que essa análise quantifica efetivamente presente no licor misto englobando as partículas de lodo.

**Tabela 6.** Valores Médios de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK).

	NTK (mgL <sup>-1</sup> )			NTK (g(kgST) <sup>-1</sup> )		
	Média ± D.P.	C.V.		Média ± D.P.	C.V.	
<b>R2</b>	554,87 ± 96,08	17%		41,09 ± 1,75	4%	
<b>R4</b>	504,47 ± 158,30	31%		38,38 ± 3,75	10%	
<b>R6</b>	849,33 ± 341,33	40%		42,41 ± 2,41	6%	
<b>R8</b>	1046,27 ± 64,89	6%		46,22 ± 2,94	6%	
<b>R10</b>	1107,40 ± 84,36	8%		54,49 ± 1,87	3%	
<b>R20</b>	1087,80 ± 72,93	7%		52,63 ± 1,92	4%	
<b>ESG.</b>	87,74 ± 28,71	33%		49,62 ± 14,80	30%	

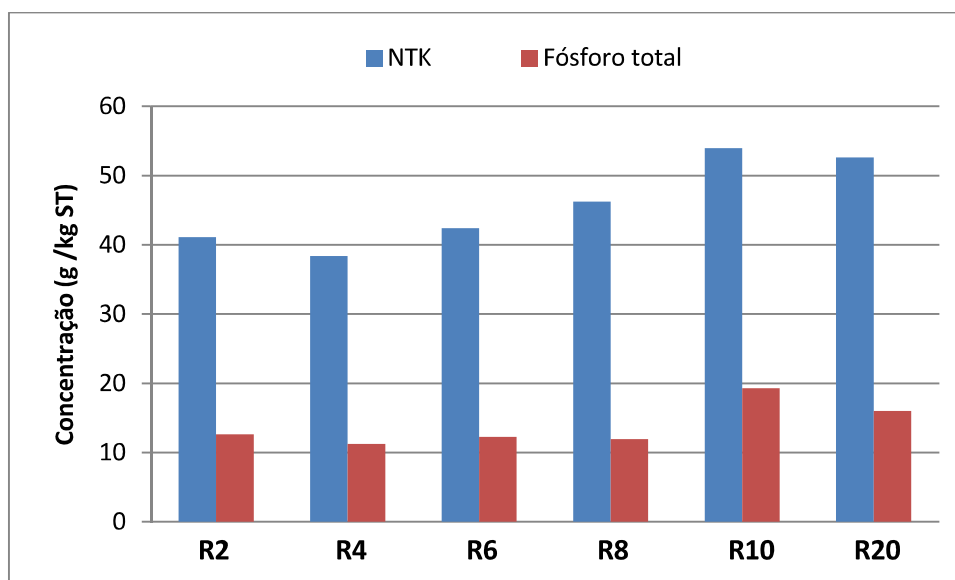
O valor médio de NTK encontrado no esgoto foi de  $87,74 \pm 28,71$  mgL<sup>-1</sup> e nos lodos os valores médios variaram de 38,38 a 54,49 g/kgST.

**Tabela 7.** Valores Médios de Fósforo total.

	Fósforo total ( $\text{mgL}^{-1}$ )			Fósforo total ( $\text{g}(\text{kgST})^{-1}$ )		
	Média $\pm$ D.P.	C.V.		Média $\pm$ D.P.	C.V.	
<b>R2</b>	167,82 $\pm$ 23,84	14%		12,62 $\pm$ 2,19	17%	
<b>R4</b>	140,48 $\pm$ 51,16	36%		11,22 $\pm$ 1,24	11%	
<b>R6</b>	246,14 $\pm$ 27,08	11%		12,24 $\pm$ 0,65	5%	
<b>R8</b>	269,28 $\pm$ 28,23	10%		11,94 $\pm$ 1,72	14%	
<b>R10</b>	350,80 $\pm$ 102,53	29%		19,31 $\pm$ 4,66	24%	
<b>R20</b>	335,02 $\pm$ 94,05	28%		16,00 $\pm$ 3,61	23%	
<b>ESG.</b>	14,51 $\pm$ 7,18	49%		10,19 $\pm$ 8,38	82%	

Quanto ao fósforo, o valor médio no esgoto foi de  $14,51 \pm 7,18 \text{ mgL}^{-1}$ , e nos lodos anaeróbios os valores médios variaram de 11,22 a  $19,31 \text{ g/kgST}$ .

Observou-se no Gráfico 1 que ocorreu um aumento das concentrações de NTK e fósforo com o aumento do TRC.

**Gráfico 1.** Concentração de NTK e Fósforo total.

É relevante observar que tanto as concentrações de nitrogênio quanto de fósforo tendem a aumentar com o aumento do TRC. Isso se explica devido à assimilação do nitrogênio e do fósforo presentes no esgoto, causada pelo anabolismo da biomassa de lodo que cresce dentro dos reatores e pela assimilação de compostos nitrogenados e fosforados pela camada de EPS formada nos flocos de lodo.



Segundo Metcalf e Eddy (1991), os valores percentuais de nitrogênio com relação aos sólidos totais (N, %-ST) para lodos digeridos, isto é, que passaram por processo de tratamento biológico, a faixa é de 1,6 a 6%. E para o fósforo a relação fósforo e sólidos totais (P, %-ST) deve aparecer dentro de uma faixa de 1,5 a 4,0%.

As relações obtidas podem ser observadas na Tabela 8, demonstraram que para todos os lodos a relação do nitrogênio com os ST apresentou valores dentro da faixa citada por Metcalf e Eddy (1991), no entanto, foram observados valores menores para a relação fósforo e ST, estando dentro da faixa de 1,5 a 4,0% apenas nos lodos R10 e R20.

**Tabela 8.** Relações NTK/ST e Fósforo/ST.

	R2	R4	R6	R8	R10	R20
<b>N/ST</b> (%)	4,1%	3,9%	5,5%	4,6%	5,4%	5,3%
<b>P/ST</b> (%)	1,2%	1,3%	1,1%	1,2%	1,7%	1,6%

N – Nitrogênio Total Kjeldahl; ST- Sólidos Totais; P- Fósforo total.

### 5.1.3. Proteínas e Carboidratos – Fração Solúvel

As proteínas e carboidratos presentes na fração solúvel são também chamados de produtos microbianos solúveis (SMP), e como observa-se na Tabela 9, a concentração de proteínas foi predominante em relação aos carboidratos no sobrenadante dos lodos estudados.

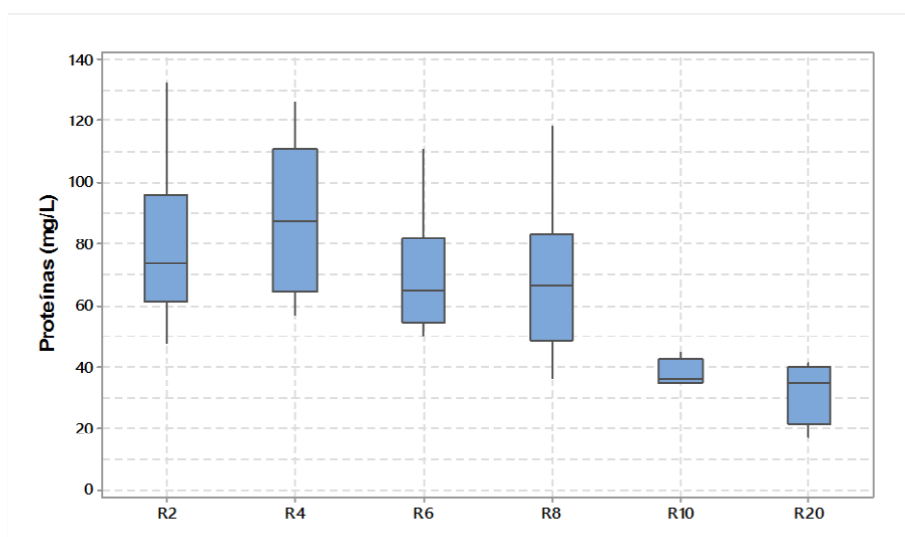
**Tabela 9.** Valores Médios de Proteínas e Carboidratos.

	Proteínas (mgL <sup>-1</sup> )		Carboidratos (mgL <sup>-1</sup> )	
	Média ± D.P.	C.V.	Média ± D.P.	C.V.
<b>R2</b>	79,56 ± 28,65	36%	10,34 ± 2,30	22%
<b>R4</b>	88,32 ± 26,69	30%	12,53 ± 4,27	34%
<b>R6</b>	69,84 ± 21,74	31%	11,19 ± 1,80	16%
<b>R8</b>	68,68 ± 27,52	40%	11,43 ± 3,15	28%
<b>R10</b>	38,16 ± 4,60	12%	8,11 ± 5,89	73%
<b>R20</b>	32,19 ± 10,44	32%	5,11 ± 3,52	69%

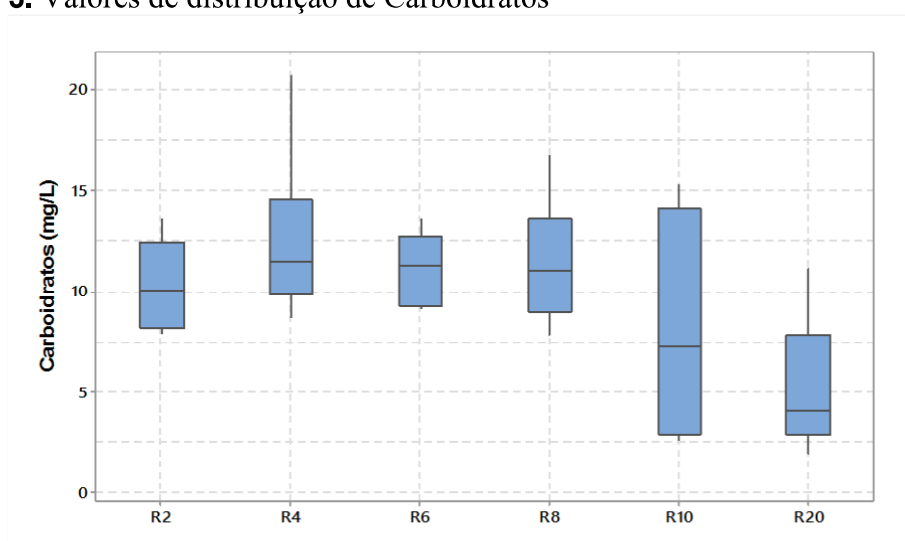
Laspidou e Rittmann (2002) afirmam que as proteínas e ácidos nucleicos aparecem em maior quantidade, advindos de várias fontes, podendo justificar as concentrações maiores de proteínas uma vez que o lodo é formado por aglomerados envoltos por EPS.

Observou-se nos Gráficos 2 e 3 que houve uma tendência de decréscimo dessas concentrações com o aumento do TRC, verificando ainda que, tanto no parâmetro de proteínas quanto no de carboidratos, os valores médios maiores foram encontrados no R4, sendo 88,32 e 7,70 mgL<sup>-1</sup>, e valores médios menores no R20 sendo, 32,19 e 5,11 mgL<sup>-1</sup>, para proteínas e carboidratos respectivamente.

**Gráfico 2.** Valores de distribuição de Proteínas



**Gráfico 3.** Valores de distribuição de Carboidratos



É importante observar que a concentração do material solúvel diminui significativamente com o aumento do TRC e isso pode ser justificado uma vez que, no processo de tratamento, os microrganismos vão assimilando o material solúvel que está presente na fração líquida e assim formando os agregados das células, ajudando na formação da estrutura do floco do lodo.

#### 5.1.4. Sólidos e suas Frações

De acordo com a Tabela 10, os valores dos sólidos (totais e suspensos) os lodos do R2 e R4 apresentam valores semelhantes, e observou-se uma tendência de crescimento no R6 e R8, e então os valores tem uma sutil diminuição no R10 e R20.

O R6 sofreu com problemas operacionais, uma vez que a bomba passou alguns dias trabalhando 12 horas por dia, e até que o problema fosse detectado, o reator sofreu uma diminuição na vazão de alimentação, pode ter refletido nos valores de sólidos.

**Tabela 10.** Valores Médios de Sólidos Totais e Suspensos.

	ST (gL <sup>-1</sup> )		STV(gL <sup>-1</sup> )		SST(gL <sup>-1</sup> )		SSV(gL <sup>-1</sup> )	
	Média ± D.P.	C.V.	Média ± D.P.	C.V.	Média ± D.P.	C.V.	Média ± D.P.	C.V.
<b>R2</b>	13,53 ± 2,54	19%	9,69 ± 1,99	21%	12,40 ± 2,66	21%	9,18 ± 2,03	22%
<b>R4</b>	13,08 ± 3,69	28%	9,21 ± 2,64	29%	12,44 ± 3,28	26%	8,99 ± 2,26	25%
<b>R6</b>	15,38 ± 5,41	35%	10,72 ± 3,93	37%	13,96 ± 5,82	42%	9,94 ± 4,11	41%
<b>R8</b>	22,68 ± 1,57	7%	16,03 ± 1,17	7%	21,82 ± 1,31	6%	15,64 ± 1,17	8%
<b>R10</b>	20,54 ± 1,75	9%	14,05 ± 1,27	9%	19,63 ± 1,35	7%	13,63 ± 0,92	7%
<b>R20</b>	20,69 ± 1,56	8%	14,29 ± 0,99	7%	19,60 ± 1,95	10%	13,71 ± 1,25	9%
<b>ESG.</b>	1,82 ± 0,85	47%	0,69 ± 0,27	39%	0,46 ± 0,27	59%	0,36 ± 0,21	57%

ST – Sólidos Totais; STV- Sólidos Totais Voláteis ; SST- Sólidos Suspensos Totais ; SSV- Sólidos Suspensos Voláteis.

Aplicando o teste ANOVA (Tabela 11) no parâmetro SSV, verificou-se que há diferenças significativas entre os valores médios das concentrações de sólidos presentes nos reatores.

Observa-se que a fração volátil representa a maior parte do lodo, alcançando uma média de 70% dos sólidos totais. Esse valor é considerado adequado para lodos de tratamento de esgoto.

**Tabela 11.** Anova: SSV todos os reatores.

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	224,9902	5	44,99804	8,074589	<b>0,000105</b>	2,58679
Dentro dos grupos	144,8927	26	5,572796			
<b>A</b>	<b>0,05</b>					
Total	369,8829	31				

### 5.1.5. Demanda Química de Oxigênio

Os valores médios, desvios padrão e coeficiente de variação dos valores de  $DQO_T$  dos lodos e  $DQO_S$  dos efluentes, bem como do esgoto, estão apresentados na Tabela 12.

**Tabela 12.** Valores Médios de  $DQO_T$  dos lodos e  $DQO_S$  dos efluentes.

<b><math>DQO_T</math> (g <math>O_2L^{-1}</math>)</b>			<b><math>DQO_S</math> (g <math>O_2L^{-1}</math>)</b>		
	<b>Média ± D.P.</b>	<b>C.V.</b>		<b>Média ± D.P.</b>	<b>C.V.</b>
<b>R2</b>	20,5 ± 4,4	22%	<b>E2</b>	0,166 ± 0,04	26%
<b>R4</b>	21,1 ± 10,7	51%	<b>E4</b>	0,169 ± 0,04	24%
<b>R6</b>	17,9 ± 7,5	42%	<b>E6</b>	0,176 ± 0,01	9%
<b>R8</b>	28,9 ± 3,07	10%	<b>E8</b>	0,178 ± 0,03	18%
<b>R10</b>	25,5 ± 1,5	6%	<b>E10</b>	0,098 ± 0,03	29%
<b>R20</b>	27,2 ± 2,7	10%	<b>E20</b>	0,113 ± 0,03	24%
<b>ESG</b>	0,764 ± 0,2	26%	<b>ESG</b>	0,272 ± 0,02	56%

Os valores obtidos no esgoto apresentaram média de  $0,764 \pm 0,2$  g  $O_2L^{-1}$  e  $0,272 \pm 0,2$  g $O_2L^{-1}$  para  $DQO_T$  e  $DQO_S$  respectivamente. A variação desses resultados decorreu da situação de racionamento, estabelecida na cidade de Campina Grande, a

qual chegava a passar até 3 (três) dias sem o abastecimento de água, causando uma variação na concentração do esgoto, resultando em valores elevados em dias de racionamento (esgoto mais concentrado) e valores menores em dias que havia abastecimento de água.

Observou-se um crescimento nos valores de  $DQO_T$  até o R8, e em seguida uma sutil diminuição, seguindo uma tendência de aumento com o aumento do TRC. Esse comportamento se assemelha ao comportamento observado pelas frações voláteis dos sólidos e isto pode ser justificado uma vez que existe uma relação entre valores de SSV da biomassa e a  $DQO_T$ . O teste da ANOVA (Tabela 13) efetuado verificou que há variância significativa nos valores de  $DQO_T$  encontrados nos lodos anaeróbios.

A porção solúvel apresentou um decréscimo nas concentrações de  $DQO_S$ , sendo o valor médio da maior concentração de  $0,178 \pm 0,03 \text{ gO}_2\text{L}^{-1}$  encontrada no E8, e a mais baixa no E10 com valor de  $0,098 \pm 0,03 \text{ gO}_2\text{L}^{-1}$ . Também foi aplicado o teste de ANOVA aos valores de  $DQO_S$  dos efluentes (Tabela 14) e foi verificado que há variância significativa nos resultados obtidos.

**Tabela 13.** ANOVA  $DQO_T$  para todos os lodos.

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	759,6931	5	151,9386	3,057446	<b>0,028313</b>	2,620654
Dentro dos grupos	1192,671	24	49,69462			
<b><math>\alpha</math></b>	<b>0,05</b>					
Total	1952,364	29				

**Tabela 14.** ANOVA  $DQO_S$  para todos os efluentes.

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	0,032024	5	0,006405	3,219675	<b>0,020838</b>	2,571886
Dentro dos grupos	0,05371	27	0,001989			
<b><math>\alpha</math></b>	<b>0,05</b>					
Total	0,085733	32				

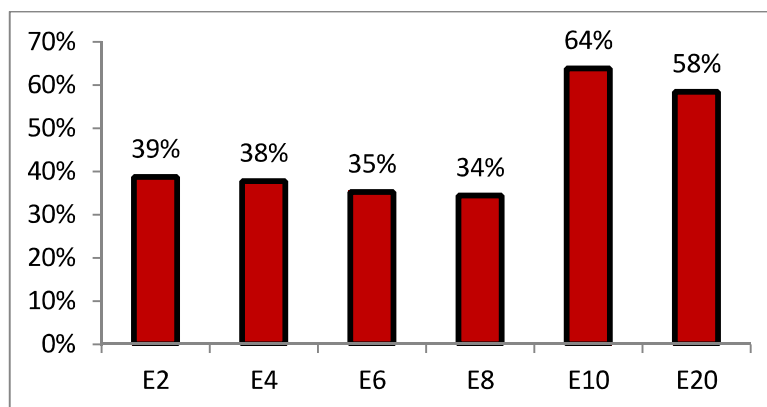
Segundo Miron et al. (2000) o TRC afeta fortemente o tipo e a taxa dos processos de conversão biológica e afirma que em TRC menores que 8 prevalecem as condições acidogênicas, ou seja, liberação de compostos solúveis, enquanto que em TRC maiores que 10 prevalecem as condições metanogênicas, nas quais os produtos solúveis são consumidos e transformados em biogás.

Para  $DQO_T$  dos lodos e  $DQO_S$  dos efluentes, percebe-se que o R8 apresenta comportamento diferenciado, e pode ser percebido como ponto onde se inicia a fase metanogênicas, como afirmou Miron, et al. (2000), apresentando uma maior concentração nos valores de DQO.

A DQO dos efluentes observada no Gráfico 5, demonstra que em TRC de 2 a 6 dias, há a liberação de material solúvel correspondendo a característica acidogênica da etapa da digestão anaeróbica. Em TRC maiores que 6, pode-se observar valores menores da  $DQO_S$  pois, começa a se ocorrer um consumo bastante elevado da  $DQO_S$  uma vez que as metanogênicas surgem no consórcio microbiano. Essa ideia corrobora com o afirmado por Miron et al. (2000), e sendo estes os reatores onde a digestão anaeróbia passa a ocorrer de forma completa, convertendo os compostos solúveis em metano.

De acordo com o Gráfico 4 a eficiência de remoção encontrada nos reatores de 2 a 8 dias são baixas, situando-se entre 30-40%, e alcançando valores maiores nos reatores R10 e R20 apresentando remoções de 58 a 64%.

**Gráfico 4.** Valores remoção da DQO solúvel por reator.



#### 5.1.6. Escolha dos lodos para efetuar o processo de hidrólise

Ao observar os dados gerados na Etapa 1, verificou-se um comportamento geral dos lodos, e foi possível visualizar que parâmetros como AGV e DQO refletiam as características das fases da digestão anaeróbia que ocorriam no TRC determinado, sendo possível identificar lodos com características da fase acidogênica e lodos com características da fase metanogênica.

Com o objetivo de investigar o comportamento da solubilização em lodos de baixo TRC, e levando em consideração principalmente os parâmetros de Sólidos voláteis e DQO (solúvel e total), observou-se que o lodo R2 reflete uma condição de um lodo em fase acidogênica e o lodo R8 um lodo que inicia a transição da fase acidogênica para o início da metanogênese.

Desse modo, estes dois lodos anaeróbios se apresentam com o TRC adequados para verificar a solubilização do material orgânico presente e ainda permite a possibilidade de comparar com a solubilização do lodo primário, devido ao baixo TRC desses lodos.

## 5.2. Resultados da 2ª Etapa – Solubilização

Amostras de lodo anaeróbio de TRC 2 e 8 dias, bem como o lodo primário foram submetidos ao pré-tratamento de hidrólise alcalina para obter informações acerca da solubilização de seus constituintes.

Baseado nos ensaios realizados pelo grupo de pesquisa do laboratório, que teve como fruto o trabalho de Monte et al. (2016), o pré-tratamento escolhido para submeter os lodos em estudo foi a hidrólise alcalina a pH 12 em temperatura ambiente (28°C) e tempo de reação de 48 horas.

As condições escolhidas podem ainda ser confirmadas pelos estudos de diversos autores que obtiveram melhores resultados nas solubilizações dos lodos, tais como no estudo empregando a hidrólise alcalina de Xu et al (2014), Kim et al (2003) que concluiu que o NaOH agiu como melhor alcalinizante, e os resultados de Liu et al (2013) que mostraram que após as primeiras 48 horas de experimento os valores solubilizados à pH 12 não aumentaram significativamente.

Os lodos submetidos à hidrólise seguiram a metodologia de alcalinização baseada na sua concentração inicial de sólidos totais, os quais podem ser observados na Tabela 15.

**Tabela 15.** Concentração inicial de Sólidos Totais e suas frações (LP, L2 e L8).

	ST (g/L)	SV (g/L)	SF (g/L)
<b>LP</b>	15,0	10,5	4,5
<b>L2</b>	14,0	9,6	4,4
<b>L8</b>	18,6	11,8	6,8

Com relação aos lodos estudados, os valores de maior importância são os sólidos totais voláteis, que efetivamente representam a fração orgânica presente no material, e essa porção é de 70%, 69% e 64% nos lodos LP, L2 e L8, respectivamente.

### 5.2.1. Solubilização de Sólidos, COD e DQO<sub>5</sub>

A Tabela 16 mostra os resultados obtidos na solubilização dos lodos para as frações de Sólidos Dissolvidos, COD e DQO<sub>5</sub>.



**Tabela 16.** Valores médios antes e depois da solubilização para frações de sólidos dissolvidos, COD e DQOs.

	LP		L2		L8	
	BRUTO	HIDROLISADO	BRUTO	HIDROLISADO	BRUTO	HIDROLISADO
<b>SDT</b> (g/L)	1,51	7,10	1,99	7,83	1,62	9,29
<b>SDV</b> (g/L)	0,42	2,40	0,44	2,53	0,38	3,83
<b>SDF</b> (g/L)	1,09	4,70	1,55	5,30	1,23	5,46
<b>COD</b> (g/kg ST)	2,04	16,12	1,39	19,80	0,74	20,90
<b>DQO</b> (g/kg ST)	17,49	217,95	11,93	242,82	6,75	271,18

Verificou-se um aumento na fração dissolvida nos lodos observados, e foi de aproximadamente 5,7 vezes na concentração dos sólidos dissolvidos voláteis dos LP e do L2, e para o L8 esse aumento foi de 9,95 vezes.

Observando os dados de COD (Gráfico 6), verificou-se que a solubilização desse material ocorreu em maior quantidade no L8 alcançando um valor 28 vezes maior do que o lodo antes da solubilização. O LP e o L2 apresentaram um aumento de 8 e 14 vezes a quantidade de COD, apesar do R2 ter baixo TRC, ele apresentou um aumento do material solúvel maior que o LP refletindo resultados com elevada diferença.

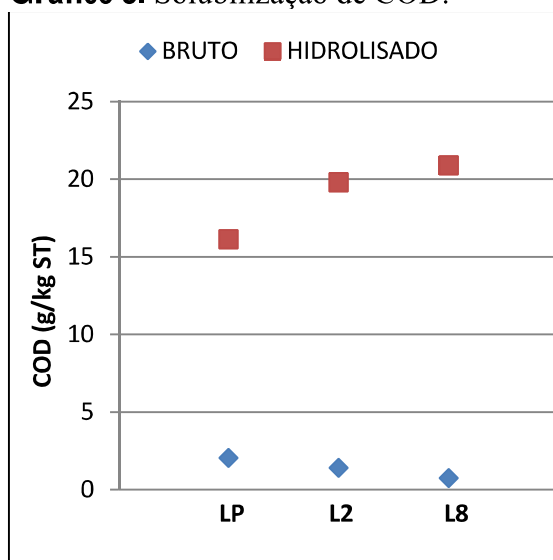
Assim como no COD a concentração de DQO<sub>5</sub> (Gráfico 7) também apresentaram concentrações maiores, no qual o R8 apresentou aumento de 40 vezes na sua concentração, e o LP e o R2 com aumentos de 12 e 20 vezes, respectivamente.

Em seu estudo Chen et al. (2007) obtiveram valores de DQOs 17 vezes mais elevadas após a hidrolise alcalina, seguindo o mesmo comportamento do lodo do presente estudo. Kim et al. (2003) afirma que ocorre a saponificação dos ácidos urânicos e dos ésteres acetil, assim como a neutralização de vários ácidos formados pela degradação dos particulados, elevando assim a DQO solúvel.

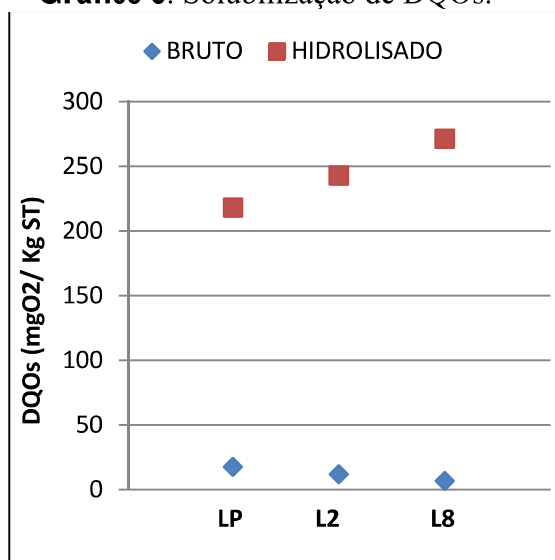
Xu et al. (2014) observaram um aumento da DQO<sub>5</sub> de até 100 vezes mais do que a DQO<sub>5</sub> do controle, concluindo que o pré-tratamento pode ser eficiente para destruir a estrutura das células, liberando o conteúdo orgânico intracelular. Estes autores também calcularam o grau de solubilização, sendo de 44,24% da DQO para o pré-tratamento

alcalino, o maior de todos os pré-tratamentos estudados. No presente estudo, os graus de solubilização alcançados foram de 20,5% para o LP, 20,6% para o L2 e 20,8% para o L8. Tais resultados não se aproximam dos resultados de Xu et al. (2014) bem como não apresentam diferenças significativas entre os lodos.

**Gráfico 5.** Solubilização de COD.



**Gráfico 6.** Solubilização de DQOs.



### 5.2.2. Solubilização de Carboidratos e Proteínas

A literatura cita o aumento da solubilização dos carboidratos e proteínas em condições semelhantes às aplicadas neste estudo. De forma geral, as proteínas são transformadas em aminoácidos e então degradadas a ácidos orgânicos de baixa massa molecular, amônia e dióxido de carbono. Os carboidratos são convertidos em monossacarídeos (açúcares simples) e a seguir em ácidos de cadeias curtas pela acidogênese, e os ácidos orgânicos produzidos são convertidos a gás metano na metanogênese.

Chen et al. (2007) obtiveram que os pHs alcalinos apresentaram quase os mesmos efeitos na solubilização de proteínas e carboidratos como teve na DQOs, apresentando um aumento de 7,8 vezes para carboidratos e 9,4 vezes para as concentrações de proteínas após a hidrolise em pH 12.

Xu et al. (2014) também observaram um aumento significativo nas concentrações de proteínas e carboidratos na solubilização de lodo em processo de pré-tratamento com hidrólise alcalina, no qual no parâmetro de carboidratos apresentando

15,97 g/kgST antes da hidrólise e após esta um valor 2,8 vezes maior, de 44,64 g/kgST de carboidratos, e para proteínas o controle apresentou valor de 5,71 g/kgST e o lodo hidrolisado 17,2 g/kgST, aumentando 3 vezes a concentração após a solubilização.

Monte et al. (2016) verificaram que o lodo sem tratamento apresentava concentração de 4,55g/kgST para proteína e 0,8g/kgST para carboidrato, e a solubilização em pH 12 levou ao aumento das concentrações a 119,6g/kgST e 29,5g/kgST, obtendo concentração de proteína e carboidrato 21,6 e 29,4 vezes maior do que a concentração do lodo não hidrolisado.

Observando a Tabela 17 foi identificado neste estudo que os valores de proteínas nos lodos estudados foram mais representativos em quantidade do que os carboidratos. O processo de solubilização resultou no aumento significativo, maior do que os resultados obtidos pelos autores citados anteriormente.

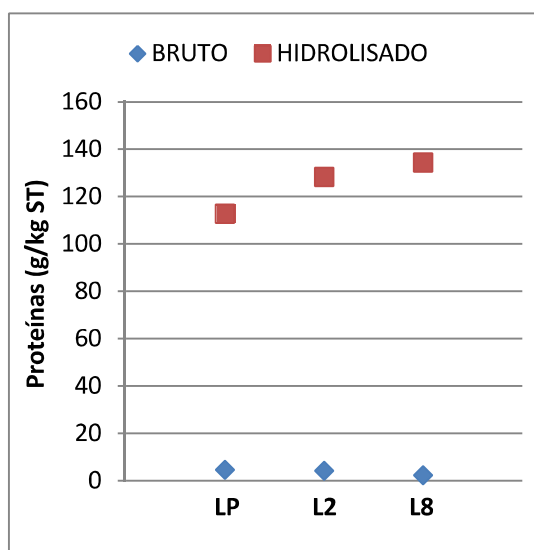
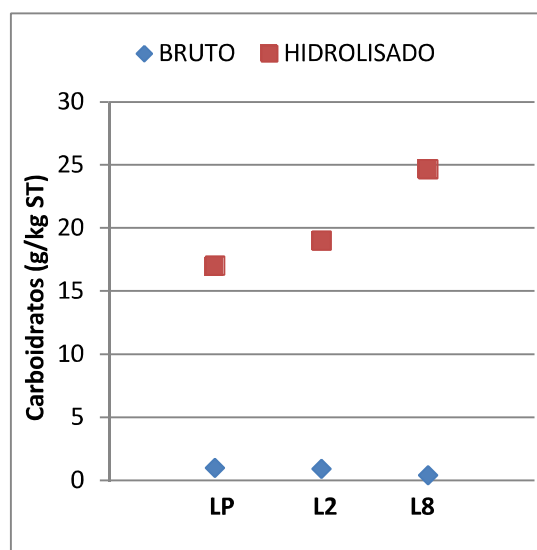
**Tabela 17.** Valores médios antes e depois da solubilização para Carboidratos e Proteínas.

	LP		L2		L8	
	BRUTO	HIDROLISADO	BRUTO	HIDROLISADO	BRUTO	HIDROLISADO
<b>Carboidrato</b> (g/kg ST)	0,97	17,00	0,90	18,98	0,39	24,63
<b>Proteína</b> (g/kg ST)	4,55	112,59	4,11	128,16	2,27	134,32

Quanto ao material proteico solúvel, novamente apresentando-se com maior expressividade, um aumento de 25, 31 e 59 vezes na concentração do material proteico solúvel no LP, L2 e L8 respectivamente (Gráfico 7). Os resultados de LP e L2 podem ser considerados semelhantes, ressaltando a similaridade entre estes, quando comparados com o L8 que obteve valores muito mais elevados.

No que se refere aos valores de carboidratos (Gráfico 8), ocorreu também uma elevada solubilização desse material, obtendo valores próximos no LP e L2, com aumento de 17 a 21 vezes na solubilização, e um aumento acentuado no L8, chegando a apresentar uma quantidade 63 vezes maior do que antes do processo de hidrólise.

De modo a facilitar a compreensão dos resultados obtidos neste trabalho, a Tabela 18 foi elaborada mostrando os resultados quantitativos, calculados em gramas por quilograma de sólidos totais (g/KgST), deste e de trabalhos citados na discussão.

**Gráfico 7.** Solubilização de Proteínas.**Gráfico 8.** Solubilização de Carboidratos.

Após a solubilização pelo processo de hidrólise alcalina as quantidades obtidas de carboidratos, proteínas e DQO<sub>s</sub> foram satisfatórias visto que se assemelharam aos trabalhos de Monte et al. (2016), os quais usaram as mesmas condições do experimento aplicado a lodo ativado, e superou os dados reportados por Chen et al. (2007). Ao comparar os dados deste trabalho com Xu et al. (2014) observou-se que os dados de carboidratos e DQO<sub>s</sub> foram maiores, provavelmente devido ao maior tempo de reação adotado pelos autores.

**Tabela 18.** Comparativo da solubilização de Carboidratos, Proteínas e DQO<sub>s</sub> (g/KgST).

Condições da Hidrólise	Lodos estudados			Monte et al., 2016	Xu et al., 2014	Chen et al., 2007
	Lodo Anaeróbio (TRC 2 dias) pH 12 48hrs	Lodo Anaeróbio (TRC 8 dias) pH 12 48hrs	Lodo Primário pH 12 48hrs	Lodo ativado (TRC 2 dias) pH 12 48hrs	Lodo Ativado pH 10 192hrs	Lodo Ativado pH 11 48hrs *
<b>Carboidratos</b>	19,0	24,6	17,0	29,5	44,6	8,7
<b>Proteínas</b>	128,1	134,3	112,6	115,1	17,2	65,2
<b>DQO<sub>s</sub></b>	242,8	272,2	217,9	---	547,0	50,7

\*Valores aproximados nas 48hrs

Após a comparação quantitativa, vê-se que os lodos anaeróbios solubilizados a pH 12 desse estudo apresentaram resultados satisfatórios e corrobora com a literatura,

mostrando o potencial deste material em ser submetido ao pré-tratamento com o intuito de minimizar os problemas de limitações gerados na fase da hidrólise e resultar numa maior eficiência do processo de digestão anaeróbia no tratamento do lodo de esgoto.

### 5.2.3. Solubilização do NTK e Fósforo Solúvel

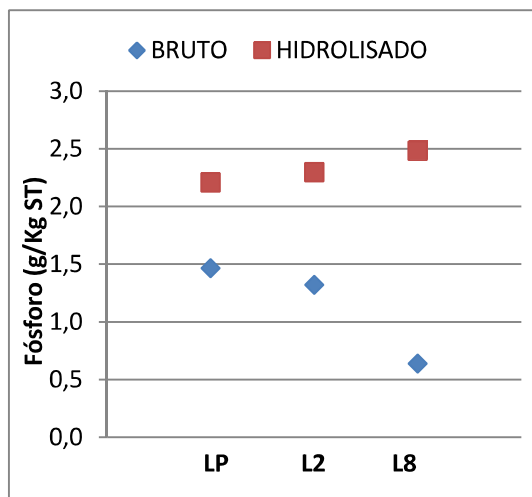
No presente estudo para os parâmetros de Fósforo e Nitrogênio não foi observada solubilização tão acentuada quanto dos demais parâmetros citados anteriormente, como se pode observar na Tabela 19 e Gráficos 9 e 10, mas observou-se que os valores do LP e L2 mostraram-se bastante semelhantes, enquanto que o L8 mostrou uma melhor solubilização nestes parâmetros.

**Tabela 19.** Valores médios antes e depois da solubilização para NTK e Fósforo.

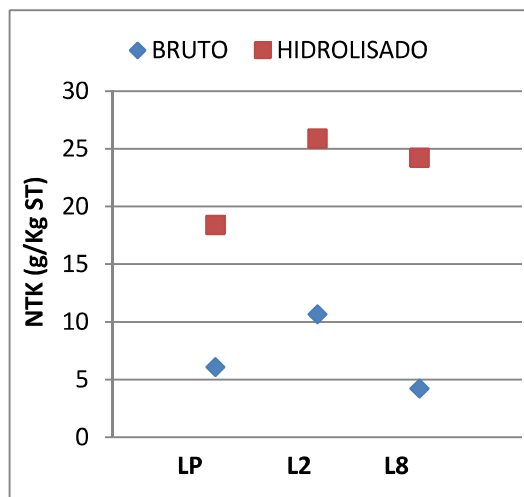
	LP		L2		L8	
	BRUTO	HIDROLISADO	BRUTO	HIDROLISADO	BRUTO	HIDROLISADO
<b>NTK</b> (g/kg ST)	6,07	18,39	10,65	25,87	4,22	24,20
<b>Fósforo</b> (g/kg ST)	1,46	2,21	1,32	2,30	0,64	2,48

Chen et al. (2007) observaram aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo em hidrólise com pHs ácidos (4 e 5), e uma razão possível pode ser que em condições alcalinas, as enzimas hidrolíticas tenham sua atividade diminuída.

**Gráfico 9.** Solubilização de Fósforo.



**Gráfico 10.** Solubilização de NTK.



## 6. CONCLUSÕES

A partir do estudo do lodo anaeróbio em diferentes TRC foi possível observar que o pH e alcalinidade não apresentaram alterações bruscas e promoveram condições ótimas para o desenvolvimento de todo consórcio microbiológico necessário para efetuar a digestão anaeróbia e com isso houve o crescimento da microbiota, representado pelo aumento valores de SSV ao longo do TRC.

Observados os valores dos lodos a partir da variação do TRC percebe-se que o material solúvel (proteínas e carboidratos) diminuiu com o aumento do TRC isso porque se formaram agregados de células utilizaram o material solúvel, indicando o início da fase metanogênica nos lodos de TRC mais elevados. Enquanto que o nitrogênio e o fósforo no lodo aumentaram com TRC, fato que se deve ao acúmulo de matéria orgânica (microrganismos) no lodo e ao aumento de materiais aderidos à camada de EPS.

A  $DQO_T$  nos lodos anaeróbios seguiu uma tendência de aumento de sua concentração com o aumento do TRC, no entanto R8 apresentou maiores concentrações. Quanto a  $DQO_S$  foi observado o decréscimo com o aumento do TRC, fato este explicado pelas condições acidogênicas nos lodos R2, R4, R6 e R8, e pelo consumo dos materiais solúveis no R10 e R20, prevalecendo condições metanogênicas.

Os resultados da solubilização após pré-tratamento alcalino dos materiais orgânicos complexos no L2 e L8, apresentaram incremento nas concentrações de 14 e 28 vezes para COD, 20 e 40 vezes para  $DQO_S$ , 21 e 63 vezes para carboidratos e 31 e 60 vezes para proteínas respectivamente. Evidencia-se em todos os parâmetros analisados maior solubilização do L8.

O A solubilização do lodo L2 apresentou maiores valores nas concentrações de COD,  $DQO_S$ , proteínas e carboidratos do que o lodo primário solubilizado, e nos parâmetros de sólidos voláteis, NTK e fósforo os lodos apresentaram concentrações semelhantes. Deste modo o lodo primário e o L2 apresentam diferenças significativas nos resultados da solubilização.

O L8 foi o lodo que apresentou maiores elevações de suas concentrações de material solúvel orgânico, mostrando ser interessante a utilização de reatores anaeróbios de baixo TRC para gerar um lodo que após hidrolisado, se solubilize mais do que o lodo do decantador primário.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREOLI, C. V. (Org.). Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro : RiMa, FINEP/PROSAB, ABES, p. 282, 2001.

APHA. American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater: 22 ed. Washington, p. 1360, 2012.

APPELS, L.; BAEYENS, J.; DEGREVE, J.; DEWIL, R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. Progress in Energy and Combustion Science. Vol.34. p.755-781. 2008.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 10, n° 2, p.152-161, 2005.

ARIUNBAATAR, J.; PANICO, A.; ESPOSITO, G.; PIROZZI, F. Lens, P. N. L.; Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. Applied Energy, vol.123, p.143-156, 2014

BOUZAS, A.; RIBES, J.; FERRER, J.; SECO, A. Fermentation and elutriation of primary sludge: Effect of SRT on process performance. Water Research vol. 41. p.747-756. 2007.

BRASIL, MINISTÉRIO DAS CIDADES. Secretaria de Saneamento Ambiental – SNSA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2015. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2017.

\_\_\_\_\_. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. 2006

\_\_\_\_\_. LEI Nº 11.445, DE 5 DE JANEIRO DE 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro

de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências.

CARRÈRE, H.; DUMAS, C.; BATTIMELI, A.; BATSTONE, D. J.; DELGENÈS, J. P.; STEYER, J. P.; FERRER, I.; Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 183, p. 1-15, 2010.

CHANONA, J.; RIBES, J.; FERRER, J.; SECO, A. Optimum design and operation of primary sludge fermentation schemes for volatile fatty acids production. *Water Research*, vol. 40. p.53-60. 2006.

CHEN, Y.; JIANG, S.; YUAN, H.; ZHOU, Q.; GU, G.; Hydrolysis and acidification of waste activated sludge at different pHs. *Water Research*, n41, p. 883-689, 2007.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, p. 221, 1997.

DUBOIS, M.; GILLES, K.A.; HAMILTON, J.K.; REBERS, P.A.; SMITH, F. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, n. 28, p. 350-356, 1956.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; HAANDEL, A. V.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, F. F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: PROSAB, 1999. p. 29-52.

GAVALA, H. N., YENAL, U., SKIADAS, I. V., WESTERMANN, P., AHRING, B. K.; Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature. *Water Research*, Vol 37, pgs 4561–4572, 2003.

JORDÃO, E. P. PESSÔA, C. A. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 4ª Edição. Rio de Janeiro: ABES, 932p. 2005.



KIM, J.; PARK, C.; KIM, T.; LEE, M.; KIM, S.; KIM, S-W.; LEE, J.; Effects of Various Pretreatments for Enhanced Anaerobic Digestion with Waste Activated Sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. Vol 95, n.3, p.271-275. 2003.

LASPIDOU, C. S.; RITTMANN, B. E.; A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass. *Water Research*, vol.36, p.2711-2720, 2002.

LIU, H. HEBERT, FANG, H. H. P.; Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges. *Journal of Biotechnology*, V.95, P. 249-256, 2002.

LIU, X.; DONG, B.; DAI, X.; Hydrolysis and acidification of dewatered sludge under mesophilic, thermophilic and extreme thermophilic conditions: Effect of pH. *Bioresouce Technology*, n. 148, p.461-466, 2013.

LOWRY, O., ROSEBROUGH, N., FARR, A., RANDALL, R.; Protein measurement with the folin phenol reagent. *J. Biol. Chem.* 193, P.265–275, 1951.

LUNA, H. J.; BAËTA, B. E. L.; AQUINO, S. F.; SUSAN, M. S. R. EPS and SMP dynamics at different heights of a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR). *Process Biochemistry*, vol. 49 , p.2241–2248, 2014.

METCALF & EDDY Inc. *Biological unit processes. Wastewater engineering; treatment; disposal and reuse.* New York: Mc Graw-Hill International Editions, 1991.

METCALF & EDDY Inc. *Biological unit processes. Wastewater engineering; treatment; disposal and reuse.* New York: Mc Graw-Hill International Editions, 2003.

MIRON, Y.; ZEEMAN, G.; VAN LIER, J. B.; LETTINGA, G.; The role of sludge retention time in the hydrolysis and acidification of lipids, carbohydrates and proteins during digestion of primary sludge in cstr systems. *Water Research*, vol. 34, n. 5, p. 1705–1713, 2000.

MONTE, F. P.; BRITO, A. L. M.; LOPES, W. S.; CEBALLOS, B. S. O.; Aumento da produção de biogás (metano) a partir da solubilização de lodos de esgotos. In: Giselle Medeiros da Costa One; Helder Neves de Albuquerque

(ORGs). Saúde e Meio Ambiente: os desafios da interdisciplinaridade nos ciclos da vida humana. Instituto Bioeducação – IBEA - Campina Grande - PB p. 276-294, 2017.

NEYENS, E.; BAEYENS, J. A review of thermal sludge pre-treatment processes to improve dewaterability. *Journal of Hazardous Materials*, n. B98, p. 51-67, 2003.

PEDROZA, M. M.; VIEIRA, G. E. G.; SOUSA, J. F.; PICKEL, A. C.; LEAL, E. R. M.; MILHOMEN, C. C.; Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. *Revista Liberato*, v.11, n.16, p.149-160, 2010.

PEREIRA, L. E.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F.; Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiopra de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suiocultura. *Revista Ambiente & Água - Na Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 4, n.3, 2009.

RANI, R.U.; KALIAPPAN, S.; KUMAR, S.A.; BANU, J.R. Combined treatment of alkaline and disperser for improving solubilization and anaerobic biodegradability of dairy waste activated sludge. *Bioresource Technology*, n. 126, p. 107-116, 2012.

RIZVI, H.; AHMAD, N.; ABBAS, F.; BUKHARI, I. H.; YASAR, A.; ALI, S.; YASMEEN, T.; RIAZ, M. Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. *Arabian Journal Chermistry*, v.8, p.778-786 , 2014.

SCHIEDER, D.; SCHNEIDER, R.; BISCHOF, F. Thermal hydrolysis (TDH) as a pretreatment method for the digestion of organic waste. *Water Science and Technology*, vol 41, nº 3, p. 181-187, 2000.

SHENG, G. P.; YU, H. Q.; LI, X. Y. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: A review. *Biotechnology Advances*, v. 28, p. 882–894, 2010.

SPEECE, R. E; Anaerobic biotechnology and odor/corrosion control for municipalities and industries. Nashville, Archae Press, p. 586, 2007.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G.; Tratamento anaeróbio de esgotos: um

manual para regiões de clima quente. Campina Grande: epgraf, 1994.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. O comportamento do Sistema de lodo ativado, Nº ISBN 900 847. Campina Grande, PB. 1999.

VAN HAANDEL, A.C.; VAN DER LUBBE, J.; Handbook biological wastewater treatment: design and optimization of activate sludge systems. London: IWA Publishing, 2012.

XU, J.; YUAN, H.; LIN, J.; YUAN, W.; Evaluation of thermal, thermal-alkaline, alkaline and electrochemical pretreatments on sludge to enhance anaerobic biogas production. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, v. 45, p. 2531–2536, 2014.

