



Universidade Federal de Pernambuco

Centro Acadêmico do Agreste

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental

Área de Concentração: Tecnologia Ambiental

**INFLUÊNCIA DA PRESENÇA DO PAPEL HIGIÊNICO NO
TRATAMENTO DE EFLUENTE DOMÉSTICO EM REATOR
UASB**

Mestrando: Devson Paulo Palma Gomes

Orientadora: Profa. Dra. Simone Machado Santos

Co-orientadora: Prof. Dra. Sália Gavazza dos Santos Pêsoa

Caruaru

2016

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO ACADÊMICO DO AGRESTE
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**INFLUÊNCIA DA PRESENÇA DO PAPEL HIGIÊNICO NO
TRATAMENTO DE EFLUENTE DOMÉSTICO EM REATOR
UASB**

Discente: Devson Paulo Palma Gomes

Orientadora: D. Sc. Simone Machado Santos

Co-Orientadora: Prof. Dr. Sália Gavazza dos Santos Pêsoa

Dissertação submetida ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, Centro Acadêmico do Agreste, como parte dos requisitos necessários para obtenção ao título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Caruaru

2016

Catálogo na fonte:
Bibliotecária – Simone Xavier CRB/4 - 1242

G633i Gomes, Devson Paulo Palma.
A influência do papel higiênico no tratamento de efluente doméstico em reator UASB. /
Devson Paulo Palma Gomes. – 2016.
61f. : il. ; 30cm.

Orientadora: Simone Machado Santos
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CAA, Programa de
Pós-Graduação e Engenharia Civil e Ambiental, 2016.
Inclui Referências.

1. Digestão anaeróbia. 2. Esgotos domésticos. 3. Reator UASB. 4. Celulose. 5.
Resíduos sólidos. I. Santos, Simone Machado. (Orientadora). II. Título.

620 CDD (23. ed.)

UFPE (CAA 2016-067)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL

A comissão examinadora da Defesa de Dissertação de Mestrado

**INFLUÊNCIA DA PRESENÇA DO PAPEL HIGIÊNICO NO
TRATAMENTO DE EFLUENTE DOMÉSTICO EM REATOR
UASB**

defendida por

DEVSON PAULO PALMA GOMES

Considera o candidato **APROVADO**

Caruaru, 30 de março de 2016.

SIMONE MACHADO SANTOS – PPGECAM/UFPE

(orientadora)

ELIZABETH AMARAL PASTICH GONÇALVES – UFPE

(examinadora externa)

LUIZA FEITOSA CORDEIRO DE SOUZA – UFPE

(examinadora externa)

DEDICATÓRIA

“A família, amigos e colegas”.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, ao Grande Arquiteto do Universo pela graça da vida e novos caminhos a cada dia;

Aos meus avós Napoleão Palma e Eneidy Sarmiento por me tornarem completo em amor e carinho desde a infância e por serem exemplos de força em todos os momentos;

A minha eterna tia Rosa Palma e meu bisavô (in memoriam) que iluminaram meus primeiros passos e continuam a me abençoar em outro plano;

Aos meus pais Ana Paula Palma e Paulo Roberto Gomes, por serem alicerces em todas as minhas decisões e motivo de orgulho em todos os sentidos para mim;

A minha irmã Ayanna Sophia Palma, por todas as alegrias advindas desde o seu primeiro sorriso;

A minha orientadora e professora Simone Machado pela oportunidade e confiança ao longo do trabalho e todo suporte;

A professora Sávia Gavazza pela referência como profissional e ser humano, e por toda atenção nos momentos de dúvida, obrigado de coração;

As professoras Kenia Barros, Luiza Feitosa e Elizabeth Pastich por serem importantes exemplos no meu crescimento profissional;

Ao grande amigo e técnico Luís Lucena pelos conselhos e parceria na ciência e em toda a vida;

Ao amigo Gilles Chaves, por todas as conversas e ensinamentos ao longo do Mestrado;

A mestra Martina Cezano, tia Marta Cezano e família por todo o apoio imensurável nos momentos difíceis e pelo acolhimento desde a minha chegada;

Aos colegas da pós-graduação Jussara Clarissa, Fernando, Manuella Figueiras, João Cabral, Vanessa Sousa, José Roberto, Ivanildo Sales por todos os momentos vividos juntos de alegrias e conhecimento;

A cientista Rachel Barros por todo auxílio no experimento e dedicação, além de aguentar minhas resenhas;

A técnica Alessandra Silva, por toda ajuda e alegrias do dia a dia no laboratório;

Ao técnico José Marcelo, por toda cooperação e ajuda ao longo do mestrado;

Aos companheiros do Laboratório de Engenharia Ambiental: Luttemberg, Hiago, Natanna, Thaís, Joelithon, Carol, Fernanda, Thaís Bruno, Fabiana, Gleydson, Jadson, Alice, Alanna, Igor um muito obrigado;

Aos irmãos para toda vida Jhones Amorim, Cloves Leandro e Gabriel Duarte;

A turma da limpeza e manutenção por toda a alegria e serviços;

E por fim, aos órgãos de fomento CAPES, Propesq e CNPq, pela bolsa de mestrado e apoio financeiro.

“Todo sopro que apaga uma chama
reacende o que for pra ficar...”
(Teatro Mágico)

RESUMO

Diversos estudos mostram que há uma tendência mundial de se utilizar o sistema de esgotamento sanitário como destino final de resíduos, que variam desde fármacos, materiais de uso pessoal, até fraldas, absorventes e papel higiênico. Quando se trata da influência do papel higiênico no tratamento de esgotos domésticos, poucas pesquisas foram realizadas. Entretanto, sabe-se que a introdução de novos constituintes nos esgotos sanitários pode exercer influência não somente na coleta e transporte em tubulação, como também no seu tratamento em estações convencionais. Diante desse contexto, a presente pesquisa tem como objetivo avaliar a influência do papel higiênico no tratamento anaeróbio de esgotos sanitários. Para tanto, foram instalados dois reatores tipo UASB de bancada com fluxo contínuo, sendo um deles alimentado com efluente doméstico sintético e papel higiênico em duas concentrações (1 folha dupla/L = 0,42 g/L (FI) e 2 folhas duplas/L = 0,81 g/L (FII)) e o outro apenas com esgoto doméstico sintético. O monitoramento dos reatores indicou que o reator alimentado com papel higiênico - RP apresentou menores eficiências de remoção de matéria orgânica para $DQO_{\text{Bruta-Bruta}}$ (79% em FI e 75% em FII) quando comparado ao reator controle - RC (83,0 %). Em termos de remoção de sólidos totais, a eficiência foi de 52,54% (em FI) e 64,45% (em FII), para o RP e 19% neste período em relação RC. A partir da análise dos resultados conclui-se que a hidrólise da celulose advinda do papel higiênico, em reatores anaeróbios, justificou uma menor eficiência na remoção de matéria orgânica. Por outro lado, o RP apresentou maior produção de biogás, mostrando que, em condições apropriadas, o tratamento anaeróbio desse tipo de efluente poderá aumentar o potencial de energia a ser aproveitada, em projetos de novas estações de tratamento de efluentes.

Palavras-chave: Papel higiênico; celulose; tratamento anaeróbico, reator UASB.

ABSTRACT

Several studies show around worldwide trend of using the sewage system as a final destination, for example drugs, personal use materials, diapers, sanitary napkins and toilet paper. About the influence of toilet paper in wastewater treatment, few studies are being conducted. In this context, the present study aims to evaluate the influence of toilet paper in the anaerobic treatment of sewage. Therefore, they were installed two reactors UASB type bench with continuous flow, one being fed with synthetic wastewater and toilet paper in two concentrations (1 double sheet / L = 0.42 g / L P-I) and 2 double sheets / L = 0.81 g/L (P-II) and the other only with synthetic sewage. Monitoring and evaluation of the performance of reactors were done physical and chemical analysis of influent and effluent wastewater. The results obtained this research indicated that the reactor fed with addition of toilet paper showed less removal of organic material efficiencies (79% in P-I and 75% in P-II) when compared to the control reactor (and 83.0 %) and good TS removal efficiency (52.54% in P-I and 64.45% in P-II) for reactor fed with toilet paper - RP and 19% in this period for RC. From the analysis of the results it is concluded that the hydrolysis of cellulose arising from toilet paper in anaerobic reactors, justified a less efficient in removing organic matter. On the other hand, the RP showed higher production of biogas, showing that, under appropriate conditions, the anaerobic treatment of such effluent may increase the potential energy to be utilized in projects of new wastewater treatment plants.

Keywords: toilet paper; cellulose; anaerobic treatment, UASB reactor.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - ETAPAS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA.	20
FIGURA 2 - ESTRUTURA DA CELULOSE	28
FIGURA 3 - DESENHO ESQUEMÁTICO DO REATOR UASB	32
FIGURA 4 - ESQUEMA ILUSTRATIVO DO REATOR OPERADO EM ESCALA DE BANCADA.....	33
FIGURA 5 - APARATO PARA MEDIÇÃO DE BIOGÁS	36
FIGURA 6 - VARIAÇÃO TEMPORAL DO PH AO LONGO DO PERÍODO OPERACIONAL DOS REATORES.	39
FIGURA 7 - VARIAÇÃO TEMPORAL DA ALCALINIDADE TOTAL AO LONGO DO PERÍODO OPERACIONAL DOS REATORES.	40
FIGURA 8 - VARIAÇÃO TEMPORAL DA RELAÇÃO AI/AP AO LONGO DO PERÍODO OPERACIONAL DOS REATORES. ..	40
FIGURA 9 - VARIAÇÃO TEMPORAL DA RELAÇÃO AGV/ALCALINIDADE PARCIAL AO LONGO DO PERÍODO OPERACIONAL DOS REATORES.....	41
FIGURA 10 - VARIAÇÃO TEMPORAL DA DQO BRUTA AO LONGO DO PERÍODO OPERACIONAL DOS REATORES.	42
FIGURA 11 - VARIAÇÃO TEMPORAL DA DQO FILTRADA AO LONGO DO PERÍODO OPERACIONAL DOS REATORES. .	43
FIGURA 12 - VARIAÇÃO TEMPORAL DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO BRUTA AO LONGO DO PERÍODO OPERACIONAL DOS REATORES.....	44
FIGURA 13 - VARIAÇÃO TEMPORAL DOS SÓLIDOS TOTAIS AO LONGO DO PERÍODO OPERACIONAL DOS REATORES.	47
FIGURA 14 - VARIAÇÃO TEMPORAL DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS AO LONGO DO PERÍODO OPERACIONAL DOS REATORES.....	47
FIGURA 15 - CONCENTRAÇÃO DE GLICOSE E PRODUÇÃO DE BIOGÁS AO LONGO DO PERÍODO OPERACIONAL DOS REATORES.	48

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - CARACTERÍSTICAS MÉDIAS DE EFLUENTES DOMÉSTICOS, ÁGUA NEGRA E ÁGUA CINZA DE DESCARGAS DE BANHEIROS CONVENCIONAIS.	17
TABELA 2 - VANTAGENS E DESVANTAGENS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	19
TABELA 3 - CONSUMO PER CAPITA ANUAL DE PAPEL HIGIÊNICO EM KG NO MUNDO	27
TABELA 4 - COMPOSIÇÃO DO ESGOTO SINTÉTICO	35
TABELA 5 - FREQUÊNCIAS DE ANÁLISES E METODOLOGIA	35
TABELA 6 - POLUIÇÃO POTENCIAL DO PAPEL HIGIÊNICO (MG/L)	37
TABELA 7 - VALORES MÉDIOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	38

LISTA DE ABREVIATURA E SIGLAS

AGV – Ácidos graxos voláteis

AI – Alcalinidade Intermediária

AP – Alcalinidade Parcial

AST – Açúcares Solúveis Totais

BRACELPA – Associação Brasileira de Papel e Celulose

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

COV – Carga orgânica volumétrica

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EGSB – *Expanded Granular Sludge Bed digestion*

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IC – *Internal Circulation*

pH – Potencial hidrogeniônico

ST – Sólidos Totais

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

SSF – Sólidos Suspensos Fixos

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO E OBJETIVOS.....	14
1.1 Introdução.....	14
1.2 Objetivos	15
CAPÍTULO 2 - REVISÃO DA LITERATURA	16
2.1 Os esgotos domésticos	16
2.2 Tratamento de esgotos domésticos por digestão anaeróbia	17
2.2.1 Fatores intervenientes no processo de digestão anaeróbia	21
2.3 Reatores anaeróbios.....	29
2.3.1 Sistema com crescimento bacteriano aderido	29
2.3.2 Sistema com crescimento bacteriano disperso	30
CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA.....	33
3.1. Descrição dos Reatores	33
3.2. Preparação dos efluentes	34
3.3. Monitoramento dos reatores.....	35
CAPÍTULO 4 - RESULTADOS.....	37
4.1. Monitoramento do desempenho dos reatores.....	37
4.2. Capacidade de tratamento	42
4.3. Novos constituintes do esgoto sanitário e a necessidade de adaptação das estações de tratamento	49
CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES	52
CAPÍTULO 6 - REFERÊNCIAS	53

INFLUÊNCIA DA PRESENÇA DO PAPEL HIGIÊNICO NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DOMÉSTICO EM REATOR UASB

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

1.1 Introdução

Diversos estudos (HONDA et al., 2002; EREN e KARADAGLY, 2012; RUIKEN et al., 2013; GHASHIMI et al., 2015b) mostram que há uma tendência mundial de se utilizar o sistema de esgotamento sanitário como destino final de resíduos que variam desde fármacos, materiais de uso pessoal, até fraldas, absorventes e papel higiênico. Quando se trata da influência do papel higiênico no tratamento de esgotos domésticos, poucas pesquisas estão sendo realizadas e os resultados ainda são preliminares.

Em locais servidos por sistemas de coleta de esgotos, frequentemente, verifica-se que uma grande parte dos sólidos suspensos e da matéria orgânica presente nos afluentes das estações de tratamento de esgotos, de países desenvolvidos, tais como Japão, Holanda e Estados Unidos, deve-se à presença de papel higiênico nos esgotos domésticos (HONDA et al., 2002; EREN e KARADAGLY, 2012; RUIKEN et al., 2013; GHASHIMI et al., 2015b).

Com a universalização do saneamento e, conseqüentemente, a ampliação de antigas redes coletoras e/ou implantação de novas, baseadas na Lei Federal nº 11.445/2007, torna-se necessário o conhecimento da possível influência de novos materiais, dentre eles o papel higiênico, na eficiência das estações de tratamento de esgotos, sobretudo nos reatores anaeróbios, tecnologia que, com frequência, é utilizada no Brasil.

A tecnologia anaeróbia, baseada na ausência de oxigênio, apresenta a capacidade de gerar energia na forma de biogás e produzir menor quantidade de lodo excedente em relação aos sistemas de tratamento aeróbios (LEITÃO et al, 2006; SANT'ANNA, 2011). Nesse contexto, o emprego de reatores de manta de lodo ou reatores tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) tem ampla aceitação no Brasil, sobretudo por conta do clima tropical, do reduzido volume de investimentos e da boa remoção da carga orgânica (SOUZA, 2006; VON SPERLING, 2005; CHERNICARO, 2007). Apesar da capacidade de tratamento de efluentes de elevada carga orgânica, os reatores tipo UASB, assim como os demais reatores anaeróbios, podem ter a sua eficiência afetada mediante a presença de determinadas substâncias e/ou materiais.

Neste contexto, a pesquisa a ser realizada pode ser classificada como aplicada e de objetivo explicativo, que tem como intuito avaliar a influência do papel higiênico, sobre o tratamento de esgotos sanitários em reator do tipo UASB. Para tanto, foram instalados dois reatores tipo UASB de bancada, sendo um alimentado com efluente doméstico sintético e papel higiênico e o outro, apenas com efluente doméstico sintético. O monitoramento e avaliação do desempenho dos reatores foram realizados por meio de análises físico-químicas do afluente e do efluente tratado. Os resultados obtidos nesta pesquisa poderão contribuir na elaboração de novos projetos e modelos que passem a considerar a remoção do papel higiênico das estações de tratamento de esgotos sanitários, inclusive visando a utilização da celulose oriunda do papel higiênico.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar a influência do papel higiênico na digestão anaeróbia de efluentes domésticos, em reator tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*).

1.2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar, por meio de análises físico-químicas, o efluente doméstico adicionado de papel higiênico, em duas concentrações;
- Avaliar a influência das concentrações de papel higiênico na eficiência de tratamento e na produção de biogás do efluente doméstico, no reator UASB;
- Avaliar a necessidade de adaptação das estações de tratamento às mudanças de características dos esgotos domésticos, decorrentes do lançamento de papel higiênico.

CAPÍTULO 2 - REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Os esgotos domésticos

A rápida urbanização e as mudanças nos padrões de consumo ao redor do mundo têm sido relatadas como as principais causas responsáveis pelo aumento da geração de esgotos domésticos (DJELAL et al., 2014). Os esgotos domésticos (ou esgotos domiciliares, ou ainda efluentes domésticos/domiciliares) provêm, principalmente, de residências, edifícios comerciais, instituições ou quaisquer edificações que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas, ou qualquer dispositivo de utilização da água para fins domésticos, compostos essencialmente por água de banho, urina, fezes, papel higiênico, restos de comida, sabão, detergentes e águas de lavagem (JORDÃO e PESSOA, 2011). Geralmente, a vazão de efluentes domésticos apresenta variações por depender de fatores como número de habitantes e moradias conectadas ao sistema de esgoto, características das redes de esgotos (tipo de rede, material, comprimentos, manutenção, infiltração e uso de bombas) além do clima, topografia e da contribuição comercial e industrial (LEITÃO et al., 2006).

Os esgotos domésticos contêm, aproximadamente, 99,9% de água e a fração restante inclui sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como microrganismos que são responsáveis pela necessidade de tratamento (VON SPERLING, 2005). De acordo com Otterpohl (2001), o esgoto sanitário gerado nas residências pode ser classificado de acordo com sua origem em águas negras (efluentes provenientes dos vasos sanitários, incluindo fezes, urina e papel higiênico, principalmente) e águas cinzas (efluentes não oriundos dos vasos sanitários, que correspondem aos produzidos em banheiras, lavatórios, máquinas de lavar, pias de cozinha que estão presentes em residências, prédios e escolas etc.).

Luostarinen et al. (2007) afirmam que grande parte da carga orgânica, nutrientes e patógenos (51% da DQO, 91% do nitrogênio e 78% do fósforo) em efluentes domésticos são oriundos das águas negras. Portanto, as águas negras, por apresentarem elevada carga orgânica, deveriam ser tratadas em separado, de modo a não ser afetada pelos produtos químicos presentes nas águas cinzas (FORESTI et al., 1999). Os valores médios de alguns parâmetros das águas negras e cinzas encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1 - Características médias de efluentes domésticos, água negra e água cinza de descargas de banheiros convencionais.

Parâmetro (mg.L⁻¹)	Efluentes Domésticos	Água Negra	Água Cinza
DBO	115-400	300-600	100-400
DQO	210-740	900-1500	200-700
N Total	20-80	100-300	8-30
P Total	6-23	40-90	2-7

Fonte: Luostarinen et al. (2007)

Ao citar as águas negras, salienta-se o aumento do consumo mundial de produtos como papel higiênico e lenços umedecidos, denominados “*Flushable consumer products*” que, na maioria dos países desenvolvidos e de forma crescente nos países subdesenvolvidos, são eliminados juntamente com a descarga dos vasos sanitários (EREN e KARADAGLI, 2012; GIRI et al., 2006). Esses produtos, ao longo do esgoto, são misturados com outros materiais como excretas humanas (urinas e fezes), resíduos de comida, particularmente, gorduras, óleos e graxas, detergentes, produtos de limpeza, farmacêuticos, produtos de uso pessoal e cosméticos (EREN e KARADAGLI, 2012). Conseqüentemente, os esgotos podem absorver a maioria desses compostos devido a sua desintegração, o que pode alterar as características convencionalmente conhecidas dos esgotos domésticos, desde as tubulações de coleta até a chegada às estações de tratamento.

2.2 Tratamento de esgotos domésticos por digestão anaeróbia

O tratamento de esgotos domésticos consiste em uma etapa que merece ampla atenção, devido ao impacto ambiental advindo do seu lançamento em corpos receptores como mares, rios, lagoas etc. (AIYUK et al., 2006). O tratamento de efluentes domésticos é constituído por uma combinação de diferentes métodos físicos, químicos e biológicos com a principal finalidade de remover matéria orgânica e componentes tóxicos (LEITÃO et al, 2006).

De acordo com Von Sperling (2005), o tratamento de efluentes é usualmente classificado de acordo com os seguintes níveis: preliminar; primário; secundário e terciário. O tratamento preliminar objetiva apenas a remoção dos sólidos grosseiros, enquanto o tratamento primário visa à remoção de sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica. Em ambos, predominam os mecanismos físicos de remoção de poluentes. Já no tratamento secundário, no qual predominam os mecanismos biológicos (lagoas de estabilização, lodos ativados, reatores anaeróbios) que são aqueles que dependem da ação de microrganismos, o

objetivo é a remoção da matéria orgânica e, eventualmente, nitrogênio e fósforo. O tratamento terciário tem como objetivo a remoção de poluentes específicos (usualmente tóxicos ou compostos não biodegradáveis) ou ainda, a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário (VON SPERLING, 2005; JORDÃO e PESSOA, 2011).

Entre os processos biológicos utilizados para o tratamento de efluentes domésticos, pode-se citar a digestão anaeróbia, que consiste em uma tecnologia de remoção de matéria orgânica, na ausência de oxigênio que tem sido utilizada para o tratamento de efluentes industriais bem como efluentes domésticos por décadas (MATA-ALVAREZ, 2003). A digestão anaeróbia é muito comum em vários tipos de ecossistemas naturais, como áreas pantanosas, órgãos digestivos dos ruminantes e sedimentos de rios, lagos e mares (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

O principal produto da digestão anaeróbia é o biogás, que apresenta proporções de 70 a 80% de metano e 20 a 30% de gás carbônico quando se trata de esgotos domésticos, permanecendo com uma reduzida quantidade de biomassa bacteriana (CHERNICHARO, 2007). As vantagens e desvantagens da tecnologia anaeróbia frente aos tratamentos aeróbios, no tratamento de esgotos sanitários podem ser visualizadas na Tabela 2.

A digestão anaeróbia representa um sistema integrado de processos fisiológicos de microrganismos delicadamente balanceados, envolvendo processos metabólicos complexos, que ocorrem em etapas sequenciais (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese) como pode ser observado na Figura 1, e que dependem da atividade de no mínimo, três grupos fisiológicos de microrganismos: i) bactérias fermentativas (ou acidogênicas); ii) bactérias sintróficas (ou acetogênicas); e iii) microrganismos metanogênicos (CHERNICHARO, 2007; RANI et al., 2013; AQUINO e CHERNICHARO, 2005; MAO et al., 2015; SANT'ANNA, 2011).

A primeira etapa da digestão anaeróbica é denominada hidrólise enzimática que consiste na redução de polímeros orgânicos em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores), a partir de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas, de forma a serem mais facilmente transportados para o interior das células microbianas (JAIN et al., 2015). Como se trata de uma reação bioquímica catalisada por enzimas, vários são os fatores que podem afetar o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado, dentre eles a temperatura e o pH (CHERNICHARO, 2007; FORESTI et al., 1999).

Tabela 2 - Vantagens e desvantagens da digestão anaeróbia

Vantagens	Desvantagens
Baixa produção de sólidos, cerca de 2 a 8 vezes inferior á que ocorre nos processos aeróbios;	Remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos insatisfatória;
Baixo consumo de energia, usualmente associado a uma elevatória de chegada. Isso faz com que os sistemas tenham custos operacionais muito baixos;	Produção de efluente com aspecto desagradável e usualmente com qualidade insuficiente para atender os padrões ambientais. Em decorrência, alguma forma de pós-tratamento é normalmente necessária;
Baixa demanda de área;	Possibilidade de distúrbios devido a choques de carga orgânica e hidráulica, presença de compostos tóxicos ou ausência de nutrientes;
Baixos custos de implantação, ordem de 20 a 30 dólares per capita;	A bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas;
Produção de metano, um gás combustível de elevado teor calorífico;	A partida do processo pode ser e lenta, na ausência de lodo de semente adaptado;
Possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses;	Possibilidade de geração de maus odores e de problemas de corrosão, porém controláveis.
Tolerância a elevadas cargas orgânicas; Aplicabilidade em pequena e grande escala.	

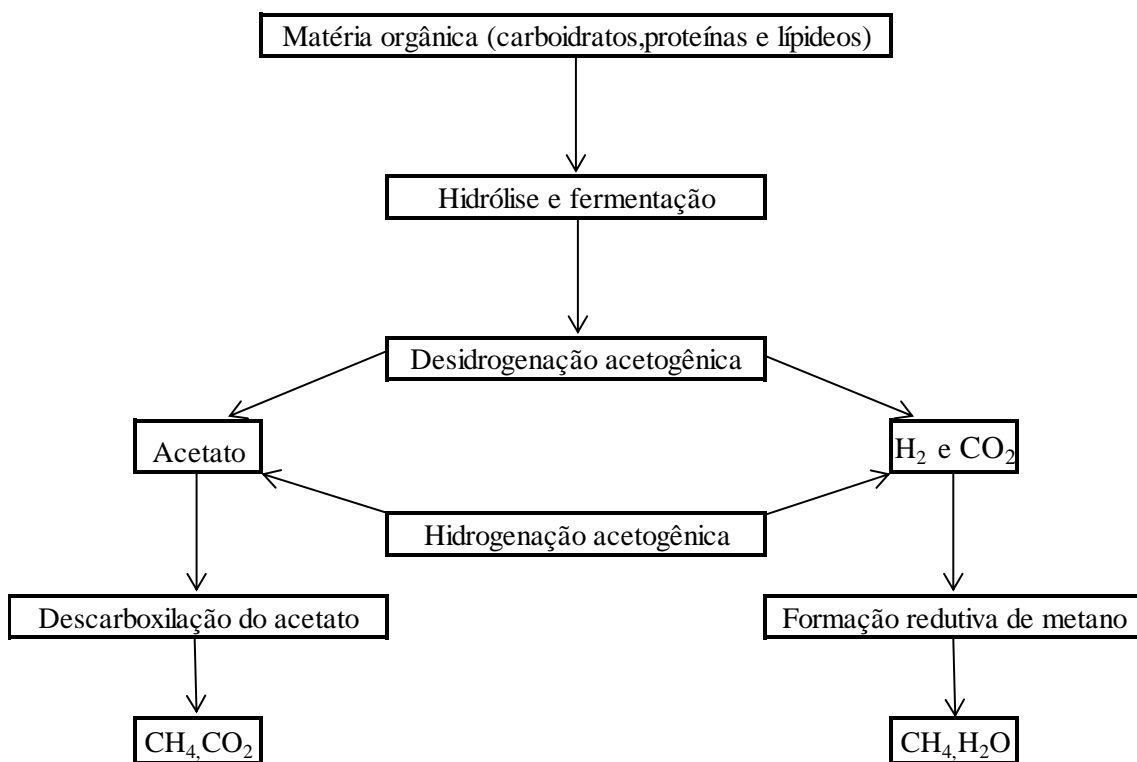
Fonte: Adaptado de Chernicharo (2007)

Os produtos solúveis oriundos da fase de hidrólise são metabolizados no interior das células das bactérias fermentativas acidogênicas, sendo convertidos em diversos subprodutos que são excretados pelas células. A maioria dos microrganismos acidogênicos fermenta açúcares, aminoácidos e ácidos graxos, resultantes da hidrólise da matéria orgânica complexa, e produzem diversos compostos mais simples, a exemplo de ácidos orgânicos (principalmente acético, propiônico e butírico), álcoois (etanol), cetonas (acetona), dióxido de carbono e hidrogênio, além de novas células bacterianas (CHERNICHARO, 2007; SANT'ANNA, 2011; AIYUK, 2005).

Na acetogênese, as bactérias degradam ácidos orgânicos (propiônico, butírico, valérico) e produzem acetato, H₂ e CO₂, os quais são substratos metanogênicos. O acetato é o principal precursor direto da metanogênese em sistemas de tratamento de esgotos, nas

condições mesofílicas e termofílicas, contabilizando aproximadamente 70 a 80 % do metano produzido (VAN LIER, 1995)¹ *apud* SOUZA et al. (2004). De acordo com Metcalf e Eddy (2003), quando a digestão anaeróbia prossegue de forma satisfatória, a concentração de ácidos graxos voláteis (AGV) é inferior a 250 mg.L⁻¹, sendo que concentrações ácidas elevadas são associadas às falhas no processo de digestão. Dessa maneira, a degradação de AGVs é de fundamental importância no controle do processo anaeróbio (VAVILIN e LOKSHINA, 1996).

Figura 1 – Etapas da digestão anaeróbia.



Fonte: Sant'Anna Jr (2011)

A metanogênese, última etapa da digestão anaeróbia, resulta na formação de metano (CH₄), seja a partir do acetato (metanogênese acetoclástica), representando a remoção da matéria orgânica original, ou a partir do H₂ e CO₂ (metanogênese hidrogenotrófica), permitindo um equilíbrio do sistema, por meio da manutenção da pressão parcial de H₂ em níveis satisfatórios para o desenvolvimento da etapa acetogênica, uma vez que, sob condições

¹VAN LIER, J.B. **Thermophilic anaerobic wastewater treatment; temperature aspects and process stability.** Thesis. Wageningen University, 181p, 1995.

padrões, a oxidação dos ácidos orgânicos propiônico e butírico é uma reação desfavorável energeticamente (CHERNICHARO, 2007; SANT'ANNA, 2011).

2.2.1 Fatores intervenientes no processo de digestão anaeróbia

Entre os fatores que podem afetar a digestão anaeróbia podem-se citar os seguintes: temperatura, pH, alcalinidade, TDH, carga orgânica e composição do esgoto e eventualmente a presença de compostos potencialmente tóxicos ou inibidores no efluente.

2.2.1.1 Temperatura

A temperatura é um dos fatores ambientais mais importantes na digestão anaeróbia, uma vez que afeta os processos biológicos de diferentes maneiras, pois exerce dois significantes efeitos sobre a população microbiana, influenciando na taxa de difusão de substratos e nutrientes e a taxa da atividade enzimática nas células bacterianas (GERARDI, 2006; FORESTI et al., 1999).

As faixas operacionais mais apropriadas para operação da digestão anaeróbia são a mesófila (20 a 42 °C) com ótimo a 35 °C e a termofílica (50 a 65 °C) com ótimo a 55 °C (SANT'ANNA, 2011). A digestão termofílica apresenta vantagens em relação à mesófila oriundo de resultado de taxas de reações mais rápidas e maior capacidade de suporte de cargas orgânicas. Porém, a digestão termofílica pode apresentar desvantagens como: menor qualidade de efluente, diminuição da estabilidade, aumento da toxicidade e susceptibilidade as condições ambientais, pobre metanogênese (inibição de produção de biogás) e custos relativos ao fornecimento de energia (MAO et al., 2015).

2.2.2.2 pH (Potencial hidrogeniônico) e Alcalinidade

Os microrganismos produtores de metano têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, embora se possa conseguir estabilidade, na formação de metano numa faixa mais ampla de pH, entre 6,0 e 8,0. Valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 8,3 devem ser evitados, uma vez que estes podem inibir por completo os microrganismos formadores de metano (CHERNICHARO, 2007). No pH 6,0 predominam populações bacterianas *Clostridium butyricum* enquanto no pH 8,0 prevalecem as populações de bactérias da espécie *Propionibacterium* (MAO et al., 2015).

O controle do pH nos processos anaeróbios deve ser feito de modo preciso, pois ele é afetado pela produção de ácidos orgânicos e pelas relações de equilíbrio de CO₂

(SANT'ANNA, 2011). Dessa forma, os efeitos de uma drástica mudança de pH no efluente depende da disponibilidade da alcalinidade no reator, pois ela é uma medida representativa da capacidade de neutralização de ácidos orgânicos (LEITAO et al., 2006).

Logo, o pH e a alcalinidade constituem algumas das mais importantes variáveis para o controle do processo e a manutenção da operação dos reatores anaeróbios.

2.2.2.3 Carga orgânica

A carga orgânica representa a quantidade de sólidos voláteis que alimentam um digestor por dia sob contínua alimentação. Com o aumento da carga orgânica, a quantidade de biogás aumenta até certo ponto, mas o equilíbrio e a produtividade dos processos da digestão podem ser perturbados (MAO et al., 2015; CHERNICARO, 2007).

2.2.2.4 Tempo de detenção hidráulica

O tempo de detenção refere-se ao tempo para completa degradação da matéria orgânica. É associado com a taxa de crescimento microbiano e depende de fatores como temperatura, carga orgânica e composição do substrato (MAO et al., 2015; CHERNICARO, 2007).

2.2.2.5 Inibidores e substâncias potencialmente tóxicas

As substâncias são consideradas inibitórias quando podem causar mudanças adversas na população microbiana ou inibição do crescimento bacteriano. Inibição é geralmente indicada por uma diminuição na taxa de produção de biogás e acumulação de ácidos orgânicos. Exemplos de inibidores: Amônia, sulfetos, íons metálicos, metais pesados, cloro fenóis, etc. (CHEN et al., 2008).

2.2.2.6 Composição do esgoto e nutrientes

De acordo com Metcalf e Eddy (2003) as substâncias orgânicas presentes nos esgotos domésticos são constituídas principalmente por: compostos de proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%), gorduras e óleos (8 a 12%) e ureia, surfactantes, fenóis, pesticidas etc. em menor quantidade.

Nitrogênio (N) e fósforo (P) são os nutrientes essenciais para todos os processos biológicos. A quantidade de N e P, em relação à matéria orgânica presente expressa em DQO

depende da eficiência dos microrganismos na obtenção de energia para síntese, a partir das reações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico (FORESTI et al., 1999).

A razão entre C/N reflete os níveis de nutrientes do substrato na digestão anaeróbia. Razões teóricas entre os teores de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo apontam em geral para as seguintes proporções: DQO/N/P = 250/5/1 (MAO et al., 2015).

2.2.2.6 A influência do papel higiênico no tratamento de esgotos sanitários

O comportamento do papel higiênico presente nos esgotos domésticos é pouco conhecido, sendo negligenciado em estudos de caracterização de efluentes, mesmo que o material represente uma fração considerável da DQO e de sólidos suspensos dos afluentes que chegam as estações de tratamento de esgotos (ROELEVED e VAN LOOSDRECHT, 2002; RUIKEN et al., 2013). De acordo com Compost Ingredientes (2012), a relação entre carbono e nitrogênio no papel higiênico é de 200-350:1.

Ao tratar-se da fabricação do papel higiênico, as indústrias de polpa e fabricação de papel em todo mundo vem enfrentando um crescimento econômico em paralelo ao aumento das restrições ambientais devido a uma maior competição global por mercados e a introdução de legislações ambientais mais severas (MEYER e EDWARDS, 2014). Por exemplo, a produção de 1 tonelada de papel produz 150 m³ de efluentes com elevada carga orgânica que varia de acordo com a natureza da matéria-prima utilizada, os processamento e compostos químicos utilizados, produto final e quantidade de água reutilizada (ALI e SREEKRISHNAN, 2001).

Os efluentes gerados por essas indústrias apresentam elevada DQO e DBO, componentes clorados, grande quantidade de sólidos suspensos oriundos principalmente das fibras, ácidos residuais, taninos, lignina e seus derivados bem como enxofre e componentes sulfúricos (ALI e SREEKRISHNAN, 2001). Por exemplo, as concentrações da DQO dos efluentes tipicamente das fábricas de papel variam de 1 a 10 g.L⁻¹ (HALL E CORNACCHIO, 1988; RINTALA E PUHAKKA, 1994). A lignina e seus derivados, por exemplo, oferecem resistência a degradação devido a presença de ligações bifenílicas carbono-carbono (ALI e SREEKRISHNAN, 2001).

Consequentemente, as águas residuais oriundas da fabricação de polpa e papel ao serem lançados no meio ambiente podem causar problemas como crescimento de limo, impactos térmicos, formação de espuma, problemas de cor e poluição visual no meio. Além disso, eles também podem adicionar componentes tóxicos em corpos receptores de água,

levando a contaminação e possível morte da fauna e flora aquática (fitoplâncton, zooplâncton e peixes) de modo a impactar significativamente o ecossistema terrestre (POKHREL e VIRARAGHAVAN, 2004). Ressalta-se que os efluentes gerados durante o processamento das fibras longas parecem ser mais facilmente tratados do que os gerados pelas fibras curtas (YANG et al., 2007).

Nesse contexto, evidencia-se que a digestão anaeróbica que vem sendo amplamente aplicada em tratamento de efluentes oriundos de diversos tipos de indústrias, agricultura e setores municipais, somente desde o final dos anos 80 tem ganhado interesse também nas indústrias de fabricação de papel e polpa.

Chen e Horan (1998) utilizando um reator tipo UASB com TDH de 6 h para tratar o efluente de uma fábrica de jornal para remoção de DQO e sulfito, e alcançaram a eficiência de remoção de 66% e 73%, respectivamente. Chinnaraj e Venkoba Rao (2006) substituíram lagoas anaeróbicas por um reator tipo UASB para o tratamento de efluentes de polpa e fabricação de papel obtendo a eficiência de remoção de DQO variando entre 80% e 93% concluindo que os usos dos reatores aumentaram a eficiência de remoção de DQO, permitiram menor requerimento de área e facilidade de recuperação de biogás. Buzzini e Pires (2007) e Buzzini et al. (2005) utilizaram reatores tipo UASB para tratar efluentes advindos do branqueamento e desbranqueamento da polpa da celulose, alcançando altas eficiências de remoção de demanda química de oxigênio e produtos orgânicos clorados entre 79 e 82% e 71 e 99%, respectivamente.

Frequentemente, os efluentes de fábricas de papel são deficientes em nutrientes necessários para o tratamento anaeróbico, mesmo que a demanda de nutrientes seja menor em relação aos tratamentos aeróbicos de forma que em muitos casos macronutrientes e elementos traços são adicionados na etapa de pré-acidificação. Por apresentar a composição não balanceada pode ocorrer um distúrbio no processo e diminuição na geração de metano (RINTALA e PUHAKKA, 1994).

Ao tratar especificamente do papel higiênico, na Holanda pesquisas indicam que aproximadamente 12.000-15.000 toneladas de papel higiênico são lançadas no esgoto o que representa, aproximadamente, 40% dos sólidos suspensos dos efluentes domésticos (RUIKEN et al., 2013). A celulose necessita sofrer hidrólise, quebrando assim suas ligações antes de ser metabolizada nas estações de tratamento pelos microrganismos, o que pode variar a depender de fatores como temperatura e tempo de retenção do lodo (RUIKEN et al., 2013). Para o

tratamento de efluentes com alto teor de celulose, em nível mundial, têm sido utilizados processos aeróbios, como por exemplo, o lodo ativado (YOU e WU, 2009).

Na Tailândia, Giri e Takeuchi (2006) realizaram um estudo com o intuito de analisar o impacto da adição de papel higiênico nos hábitos de higiene da população, como consequência do aumento da influência estrangeira no país. Como resultado, o estudo demonstrou que a celulose pode ter sido responsável pelo aumento da produção de ácidos orgânicos nos efluentes domésticos, levando à acidificação do reator anaeróbico e diminuição da eficiência de remoção de matéria orgânica, gerando maus odores e interrupção na produção do gás metano.

Outro estudo acerca da celulose contida no papel higiênico foi realizado na Holanda, por Ruiken et al. (2013), ao inserir peneiras como forma de pré-tratamento, com o objetivo de recuperar a celulose dos esgotos domésticos. Por meio da remoção da celulose dos efluentes domésticos, verificou-se uma diminuição na quantidade de sólidos suspensos e na DQO dos afluentes, aumentando assim a eficiência dos tratamentos nas estações de esgoto e a economia de energia em processos, como no tratamento do lodo e incineração, em relação a outros pré-tratamentos comumente utilizados.

Com base no estudo de Ruiken et al. (2013), Ghashimi et al. (2015a) realizou a testes de biodegradação anaeróbica de quatro tipos de fibras celulósicas (papel higiênico virgem, reciclado, matéria-prima do papel, matéria-prima reciclada) para comparar com fração peneirada de esgoto municipal bruto que consiste principalmente de celulose oriunda do papel higiênico em condições termofílicas e mesófilicas. Os resultados mostraram diferentes tipos de potencial de biometano (BMP) o que pode estar associado com características de fibras, tipo de polpamento, presença de aditivos químicos e componentes refratantes como a lignina no meio anaeróbico reduz a biodisponibilidade da celulose (HAUG, 1993). Por exemplo, Chandler et al. (1980)² *apud* GHASHIMI (2015a) mostrou e propôs que que existe uma relação linear entre a biodegradabilidade da matéria orgânica e a quantidade de lignina para muitos diferentes resíduos sólidos fibrosos.

Ao tratar-se da recuperação de celulose oriunda do papel higiênico, pode-se citar o estudo de Honda et al. (2002) que mostrou uma considerável quantidade de celulose (aproximadamente 20% dos sólidos suspensos) presente nos lodos primários e que são

²CHANDLER, J. A., W. J. JEWELL, J. M. GOSSETT, P. J. VAN SOEST, AND J.B. ROBERTSON. **Predicting methane fermentation biodegradability.** *Biotechnology and Bioengineering Symposium*, n. 10, p. 93-107, 1980.

oriundos das descargas de papel higiênico e, aproximadamente, 40.0000 toneladas de celulose por ano são depositadas no lodo primário no Japão, que poderiam ser recuperadas e utilizadas para outros fins como em indústrias químicas e na produção de rações.

Em relação à decomposição do papel higiênico no esgoto doméstico, Eren e Karadagli (2012), por meio de modelos matemáticos, investigaram papeis higiênicos oriundos de diversas partes do mundo, dividindo-os em duas categorias denominadas *premium* e de média qualidade. Ao executar testes e simulações puderam analisar o transporte e a composição do material ao longo dos esgotos domésticos, indicando assim que o papel *premium* apresenta significativo potencial para persistir nas tubulações, já o papel higiênico de média qualidade apresenta as melhores condições para degradação no esgoto devido a sua composição com menor número de aditivos e folhas.

Composição papel higiênico

De acordo com a Associação Brasileira de Celulose e Papel - Bracelpa (2016), o papel higiênico pertence à categoria denominada papeis sanitários ou tissue que apresentam folhas ou rolos de baixa gramatura utilizados para a higiene pessoal. Especificamente o papel higiênico é composto basicamente por 30% de fibras longas e 70% de fibras curtas. As fibras longas são oriundas de árvores coníferas e oferecem resistência ao papel enquanto as fibras curtas são advindas de árvores folhosas e são responsáveis pela absorção e maciez (BRACELPA, 2016; ZHANG et al., 2014). Salienta-se dessa maneira que o tipo de polpa utilizado para fabricação do papel higiênico influencia na sua qualidade final como, por exemplo, nas suas características como aparência, suavidade, absorção e resistência (GHASHIMI et al., 2015a).

Além da composição em relação às fibras longas e curtas, durante o processamento da polpa do papel e confecção do papel higiênico são utilizados compostos químicos denominados aditivos. Genericamente, os aditivos podem ser divididos em duas categorias: aditivos usados durante o processo para prevenir o rompimento da folha nas máquinas e aditivos usados para a melhoria do produto como aromatizantes e ligantes (GHASHIMI et al., 2015).

O consumo do papel higiênico pode variar de país para país e de acordo com os hábitos de higiene e condições socioeconômicas, como pode ser visualizado na Tabela 3.

Quanto à forma o papel higiênico pode ser classificado da seguinte forma: folhas simples, duplas e mais recentemente em folhas triplas (BNDES, 1994). Em relação ao tipo de papel higiênico utilizado no Brasil, por exemplo, a tendência é o crescente consumo de papel higiênico do tipo folhas duplas, como reflexo do aumento do poder aquisitivo das classes C e D e, conseqüente, diminuição do mercado das folhas simples. Segundo dados da Nielsen Brasil, em 2011, 25% dos 4,71 bilhões de rolos consumidos em 2010 tinham folha dupla e 75% tinham folha simples. Em 2007, a divisão era, respectivamente, 15% e 85% (GLOBO, 2011). Apesar da recorrente crise econômica, estudos indicam que o consumidor brasileiro ainda prefere os produtos rotulados como “premium” como por exemplo o papel folha dupla e o recente folha tripla mesmo pagando um pouco mais por ele (TISSUE ON LINE, 2015).

Tabela 3 - Consumo per capita anual de papel higiênico em kg no mundo

Região	Consumo anual de papel higiênico (kg)
América do Norte	23,0
Leste Europeu	13,8
América Latina	4,2
Ásia	1,8
África	0,4

Fonte: World Watch (2015)

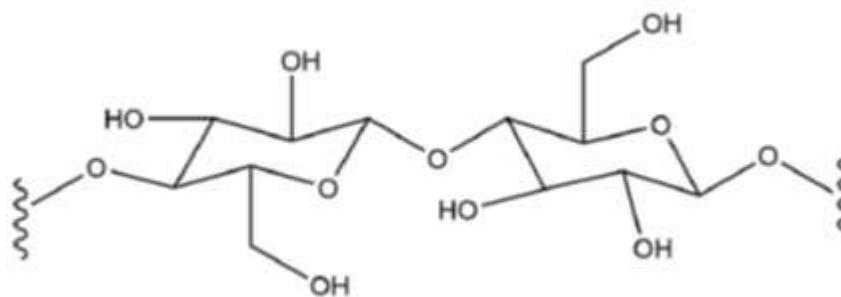
No Brasil, em locais sem sistemas de esgotamento sanitário, após a utilização, o papel higiênico é acondicionado em lixeiras e posteriormente coletado e depositado em aterros sanitários (ou lixões em céu aberto).

Como já foi dito, a folha de papel higiênico é produzida por meio de fibras celulósicas com adição de vários agentes químicos como ligantes, pigmentos de cores e aromas, o que pode interferir nos processos de tratamento das águas residuárias (EREN e KARADAGLI, 2012). A celulose, como pode ser observada na Figura 2, é um polímero linear de 500 a 15.000 unidades de glicose ligadas por pontes de hidrogênio do tipo 1,4 β (beta) que se ligam formando fibras correspondendo a 45 % do peso seco da biomassa (PEREZ et al., 2002).

A estrutura da celulose pode diferir de acordo com o polímero, de forma que as celulosas cristalinas referem-se às fibras compactadas e organizadas, enquanto a celulose amorfa não é organizada desta maneira (PEREZ et al., 2002). A partir das diferenças estruturais entre estes tipos de celulose, verificam-se mudanças na sua degradação, como por exemplo, as celulosas cristalinas são menos susceptíveis à degradação, especialmente por ação de enzimas.

Na natureza, a hidrólise e a fermentação da biomassa lignocelulósica é feita por microrganismos pertencentes aos filos Firmicutes, Actinobacteria, Bacteroidetes, Proteobacteria, Thermotogae e OP9 (PEACOCK et al., 2013; KAOUTARI et al., 2013). Em relação aos processos aeróbios, as enzimas denominadas celulases são as seguintes: endo-1,4-b-glucanase, exo-1,4-b-D-glucanase e b-1,4-glicosidase (DADI et al., 2007). No processo de degradação enzimática, as endo-1,4-b-glucanase quebram a unidade de celulose (estrutura polimérica) dando fim a estrutura polimérica, e finalmente a b-1,4-glicosidase hidrolisa a celulobiose (estrutura dimérica) em pequenos monômeros de glicose (KATO et al., 2004).

Figura 2 - Estrutura da celulose



Fonte: Adaptado Perez et al. (2002)

Em relação à degradação anaeróbia da celulose, as enzimas são organizadas em grandes entidades funcionais denominadas celulosossomos. A vantagem destes arranjos reside no fato dos celulosossomos estarem ligados na superfície da célula, de modo que as enzimas permaneçam na interface entre a célula e o substrato insolúvel (celulose). Os produtos da quebra da celulose podem adentrar por meio de via bacteriana juntamente com outros materiais fibrosos. Portanto, os celulosossomos representam um fator crítico na eficiência de degradação de bactérias anaeróbicas (VANDEVOORDE, BRUYNEEL e VERSTRAETE, 1988). Pode-se citar como exemplo de espécie bacteriana gram positiva e esporulada capaz de realizar a degradação anaeróbia a *Clostridium thermocellum* (PEREZ et al., 2002).

Dessa forma, estes microrganismos podem liberar produtos fermentados, tais como vários tipos de ácidos orgânicos dentro dos meios naturais e completar o ciclo do carbono via metano e/ou CO₂ sob condições anaeróbicas (LESCHINE (1995)³ apud PEREZ et al., 2002).

³ LESCHINE, S. B. **Cellulose degradation in anaerobic environments**. Annu Rev Microbiol, vol. 49, p. 99-426, 1995.

Ressalta-se que as fibras de celulose, além de serem usadas na fabricação de papel (ex: papel higiênico), podem ser usadas para a fabricação de têxteis, insumos químicos (etanol, ácido láctico), entre outros ramos (REDDY e YANG, 2005).

Apesar da importância da celulose, poucos estudos relatam a conversão ou degradação e recuperação da celulose nos processos de tratamento anaeróbio de efluentes, apesar de representarem uma fração da quantidade de sólidos suspensos nos esgotos domésticos com papel higiênico e nos efluentes gerados por indústrias no ramo da fabricação de papel.

2.3 Reatores anaeróbios

Esforços pioneiros têm conduzido ao desenvolvimento de reatores denominados de alta taxa com a capacidade de operar com altas cargas quando comparados aos convencionais e sistemas capazes de tratar efluentes de média a baixa concentração como, por exemplo, esgotos domésticos (CHERNICARO, 2007; VON SPERLING, 2005; SANT'ANNA, 2010).

Pode-se citar como exemplo desses reatores: filtros anaeróbios, reatores anaeróbicos de leito fluido e expandido, que são sistemas com crescimento bacteriano aderido e reatores UASB e suas modificações (IC, EGSB, etc.), que são sistemas com crescimento bacteriano disperso.

2.3.1 Sistema com crescimento bacteriano aderido

Filtros anaeróbios

Conceitualmente, o filtro anaeróbio é um biorreator de leito fixo, que promove a retenção de biomassa por adesão a um suporte inerte e por aprisionamento nos espaços intersticiais do leito (SANT'ANNA, 2010). Geralmente, estes filtros são operados com fluxo vertical e ascendente, no qual o líquido é introduzido pela base, fluindo através de uma camada de material de enchimento (meio suporte) e sendo descartado pela parte superior (CHERNICARO, 2007).

Os elevados tempos de residência dos sólidos nos reatores, associados aos baixos tempos de detenção hidráulica, conferem ao filtro anaeróbio um grande potencial para sua aplicabilidade em tratamentos de águas residuárias de baixa concentração (CHERNICARO, 2007; FORESTI et al., 1999).

Reatores anaeróbios de leito expandido e fluidificado

O desenvolvimento dos processos anaeróbios de leito expandido e fluidificado praticamente eliminou os problemas de difusão do substrato, normalmente inerentes aos processos de leito estacionário. O reator de leito expandido consiste basicamente de uma estrutura cilíndrica, empacotada com partículas suportes inertes (areia, cascalho, antracito, PVC, resinas), até cerca de 10% de seu volume (CHERNICHARO, 2007).

Já o reator anaeróbio de leito fluidificado diferencia-se do reator fluidificado basicamente pelo tamanho das partículas do meio de suporte e pelas taxas de expansão, o que garante uma enorme área superficial para o crescimento de um biofilme uniforme ao redor de cada partícula (CHERNICHARO, 2007). A expansão do leito, parcial ou total é muito importante, porque se pode obter melhoria significativa do contato entre biomassa e esgoto, pois elimina os problemas de entupimento comuns aos reatores com leito estacionário (FORESTI et al., 1999).

2.3.2 Sistema com crescimento bacteriano disperso

Reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket)

A utilização de reatores de manta de lodo para tratamento de esgotos domésticos por constituir-se já é uma realidade no Brasil e em outros países tropicais, notadamente na Colômbia, Índia e, mais recentemente, em países do Oriente Médio e África (MAHMOUD et al., 2003; CHERNICHARO, 2007; SANT'ANNA, 2010). As experiências bem sucedidas nesses países são um forte indicativo do potencial dos reatores de manta de lodo para o tratamento de esgotos domésticos.

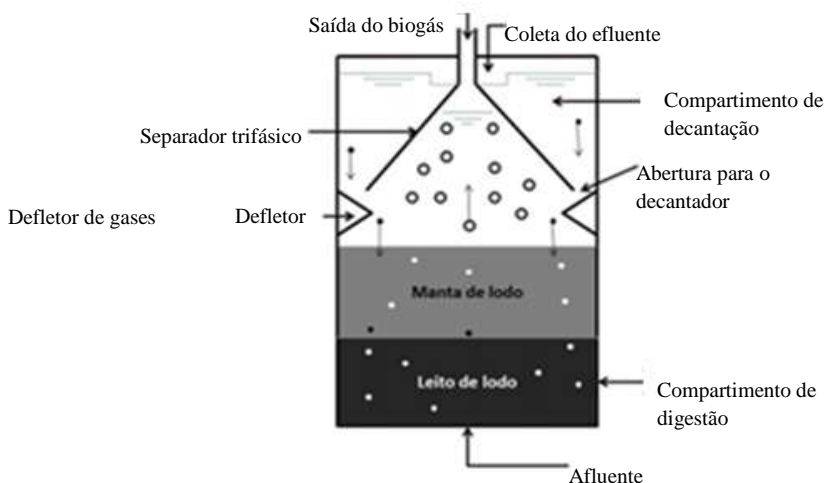
A capacidade de maior retenção de biomassa foi uma das principais mudanças responsáveis pelo desenvolvimento de reatores anaeróbicos apropriados para o tratamento de efluentes industriais e municipais (OZGUN et al., 2013). Nesse contexto, no final dos anos 1970, a equipe do Prof. G. Lettinga, na Holanda constatou o fenômeno da granulação da biomassa em ambiente anaeróbio, que permitiu que reatores fossem operados com alta taxa hidráulica sem arraste apreciável dos microrganismos. O modelo de reator proposto (UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) por Lettinga et al. (1980) ganhou extraordinária difusão a partir dos anos 1980, permitindo ampliar a utilização dos processos anaeróbicos, que hoje

também são aplicados ao tratamento de efluentes pouco concentrados como é o caso de esgotos domésticos (SANT'ANNA, 2010).

O funcionamento de um reator UASB depende de parâmetros físicos e processos biológicos, que determinam a eficiência de remoção final e a conversão de componentes orgânicos (MAHMOUD et al., 2003), já que as partículas podem ser convertidas por meio da hidrólise, depois sendo removida fisicamente por adsorção, sedimentação ou aprisionamento no leito de lodo (ELMITWALLI et al., 2001).

Os reatores tipo UASB (Figura 3) constituem-se em tanques nos quais se estabelece um fluxo ascendente de esgotos através de um leito denso, disperso no meio líquido, composto por uma biomassa de elevada atividade. A estabilização da matéria orgânica ocorre em todas as zonas de reação (leito e manta de lodo), sendo a mistura do sistema promovida pelo fluxo ascensional do esgoto e das bolhas de gás produzidas pelos microrganismos geradores de metano e gás carbônico. Além disso, os reatores são dotados de um separador trifásico, que garante a coleta de gases gerados no processo e a sedimentação de partículas desgarradas da manta de lodo, permitindo que estas retornem à câmara de digestão, ao invés de serem arrastadas para fora do sistema. A biomassa permanece no reator por tempo suficientemente elevado (superior a 30 dias) propiciando que o lodo excedente descartado do sistema já se encontre estabilizado (CHERNICHARO, 2007; VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; SANT'ANNA, 2011; VON SPERLING, 2005). Por meio desse elevado tempo de retenção de sólidos, possibilita menores tempos de detenção hidráulica para tratar grandes volumes de efluentes de maneira rápida e econômica (MEYER e EDWARDS, 2014).

Figura 3 – Desenho esquemático do reator tipo UASB



Quando comparado a outras tecnologias anaeróbias tais como filtro anaeróbico, reator anaeróbio sequencial de batelada, reatores anaeróbios de leito fixo, o reator tipo UASB é altamente dependente do processo de interação dos grânulos com as partículas advindas dos efluentes orgânicos a serem tratados (LIU et al., 2003).

Lodos granulares são densos, compostos por várias espécies microbianas de forma que nenhuma das espécies de forma individual é capaz de degradar resíduos orgânicos complexos (LIU, 2003). A granulação de lodo anaeróbico é bastante complexa e pode ser afetada pelos seguintes parâmetros físicos, químicos e microbiológicos: Temperatura, pH, alcalinidade, natureza do efluente, nutrientes, velocidade ascensional do reator, cátions multivalentes e metais pesados, ecologia microbiana do lodo inoculado, polímeros exo-celulares e a adição de polímeros naturais e sintéticos (TIWARI et al., 2006).

Reator Granular de leito expandido (EGSB)

Este tipo de reator pode ser interpretado como uma variante do UASB exceto no que se refere ao tipo de biomassa e ao grau de expansão do leito de lodo (KIM e LIM, 2014). O reator EGSB pode operar com velocidades ascensionais de líquido de 4 a 10 m/h e admitir cargas hidráulicas tão altas quanto 40 kg DQO.m⁻³. A intensa produção de gás incrementa o grau de mistura e o contato entre fases no interior do reator (SANT'ANNA, 2010; FORESTI et al., 1999).

Reator anaeróbio de circulação interna (IC)

O reator anaeróbio com recirculação interna, conhecido também como reator IC, é considerado também uma variação do reator tipo UASB, com algumas semelhanças operacionais com o EGSB (FORESTI et al., 1999).

O reator IC dispõe de dois sistemas de separação gás-líquido-sólido. O gás gerado e coletado segue por tubulação até o topo do reator e arrasta consigo líquidos e sólidos (efeito gas-lift). A separação de fases ocorre num dispositivo instalado na extremidade superior do reator, sendo o gás recuperado e o líquido e os sólidos transportados por gravidade, no interior de uma tubulação a base do reator (CHERNICARO, 2007).

Os reatores IC operam com reduzidos tempos de detenção hidráulica, em muitos casos, de algumas horas e com cargas orgânicas na faixa de 15 a 35 kg DQO m³d. Esses reatores têm sido aplicados no tratamento de efluentes de cervejarias, de indústrias de alimentos, produtoras de celulose e papel (SANT'ANNA, 2010).

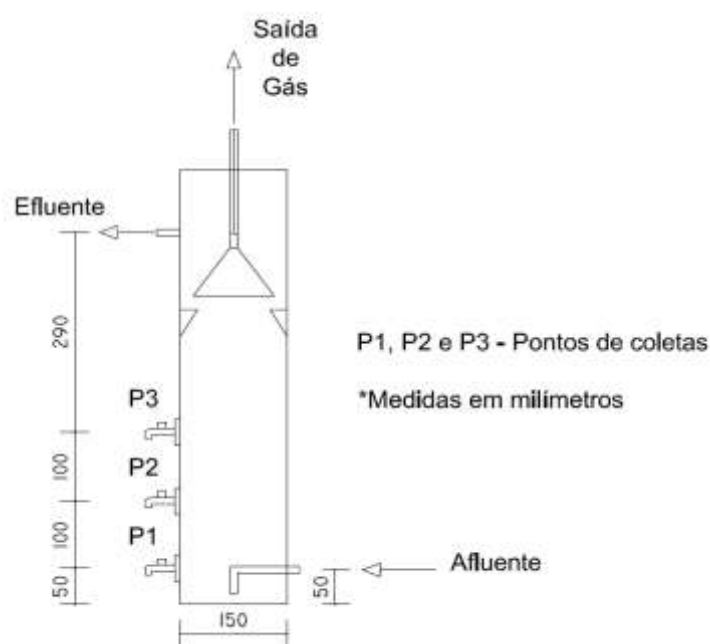
CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA

Com objetivo de se avaliar a influência do papel higiênico na digestão anaeróbia de esgotos domésticos, foram utilizados dois reatores tipo UASB de bancada. Cada reator tinha um volume útil de 8 L, tempo de detenção hidráulica (TDH) de 24 horas baseado em estudos de tratamento de efluentes com elevados teores de celulose como fábricas de papel (BUZZINI e PIRES, 2007; CHINNARAJ e VENKOBARAO, 2006). O lodo inoculado foi oriundo de uma estação de tratamento anaeróbio de efluentes de uma cervejaria (AME média de 0,1041 g DQO CH₄/g SSV.d).

3.1. Descrição dos Reatores

Dois reatores do tipo UASB geometricamente iguais (diâmetro de 15 cm e altura de 54 cm), confeccionados em PVC, foram utilizados para o experimento. A Figura 4 apresenta um desenho esquemático que apresenta três torneiras para amostragem foram colocadas de 10 em 10 cm com a primeira acima 5 cm do fundo dos reatores. Segue as especificações dos reatores na Figura 4.

Figura 4 – Esquema ilustrativo do reator operado em escala de bancada, com indicação dos pontos de coleta de amostras (P1, P2 e P3).



Fonte: o Autor

3.2. Preparação dos efluentes

No presente estudo o reator operado apenas com esgoto sintético como reator RC e o reator alimentado com esgoto sintético com adição de folhas de papel higiênico foi denominado como reator RP.

O RP foi alimentado com esgoto sintético formulado de acordo com a metodologia proposta por Torres (1992), com adição de papel higiênico folha dupla marca nacional de cor branca de acordo com ABNT NBR 15464-2:2007 (11,5 x 10 cm dimensões:), na proporção de 1 folha dupla para cada litro de esgoto sintético, para representar a taxa per capita diária da taxa de descarga de papel higiênico com base nos estudos de Eren e Karadagli (2012), correspondendo aproximadamente $0,42 \text{ g.L}^{-1}$, na primeira fase do experimento. Na segunda fase do experimento, foram utilizadas 2 folhas duplas para cada litro de esgoto sintético, correspondendo a aproximadamente $0,81 \text{ mg.L}^{-1}$; esse aumento de carga foi baseado em estudos de Friedler et al. (1996)⁴ *apud* Almeida (1999), que estimaram o uso 12 de folhas por dia de papel higiênico por pessoa na Inglaterra e a correspondente associação com o volume de 6 L água gasto no uso da descarga comum de vasos sanitários com caixa acoplada no Brasil, obtendo assim a concentração de 2 folhas duplas/L de forma a abranger o crescente uso de papel higiênico condicionado a melhoria das condições de vida da população brasileira.

A folha dupla de papel higiênico utilizado foi triturada em liquidificador marca POLI e depois misturado com água da torneira, na proporção definida durante o período de 24 h com a utilização de um mixer operado a 1000 rpm. Após esta etapa, procedeu-se o preparo do esgoto sintético, de acordo com a composição apresentada na Tabela 4. O reator UASB I foi o controle, ou seja, alimentado apenas com esgoto sintético produzido com água da torneira.

O efluente sintético ficou acondicionado em geladeira e foi bombeado para os dois reatores usando uma bomba peristáltica, passando por um banho maria ($40 \text{ }^\circ\text{C}$) para aumentar a temperatura do afluente dos reatores.

⁴ Friedler, E., Brown, D. M., & Butler, D. **A study of WC derived sewer solids.** *Water Science and Technology*, vol. 33, n. 9, p. 17-24, 1996.

Tabela 4 - Composição do esgoto sintético

Volume de Efluente	1 Litro
Óleo de Soja	0,051mL
Detergente	0,114g
NaHCO ₃	0,200g
Extrato Carne	0,208g
Amido	0,0114g
Sacarose	0,0525g
Solução de Sais	5,000mL
Solução de Sais	Quantidade por litro
NaCl	0,2500g
MgCl ₂ .6H ₂ O	0,0070g
CaCl ₂ .2H ₂ O	0,0045g
KH ₂ PO ₄	0,0264g

Fonte: Adaptado de Torres (1992)

3.3. Monitoramento dos reatores

Os reatores foram monitorados durante 79 e 30 dias para as fases F-I e F-II, respectivamente por meio da análise dos parâmetros apresentados na Tabela 5, com suas respectivas frequências de análises e metodologia a ser utilizada.

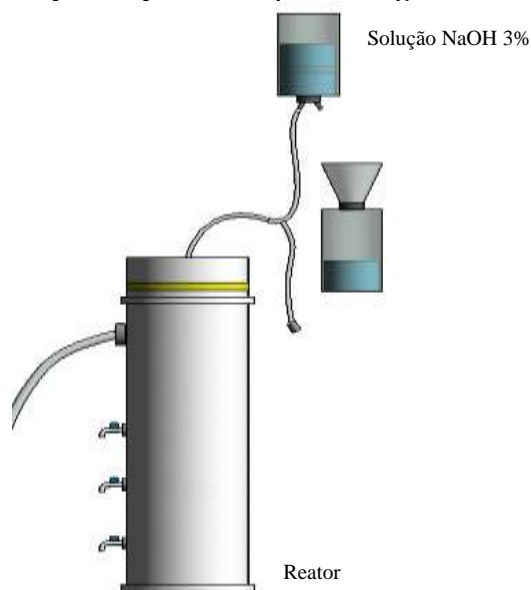
Tabela 5 - Frequências de análises e metodologia

Parâmetros	Frequência de Monitoramento				Método Analítico
	Diária	3 x por semana	Semanal	Nas mudanças de fase	
pH	X				Potenciométrico
Vazão	X				
DQO		X			Colorimétrico - 5220 D
Alcalinidade		X			Titulométrico
AGV		X			Titulométrico
Nitrogênio Total			X		NTK - 4500
Nitrogênio Amoniacal			X		Titulométrico - 4500 C.
Série de Sólidos		X			2540 B.D.E.
Açúcares			X		Antrona
Solúveis Totais			X		

O volume de biogás produzido foi medido por deslocamento de líquido de uma solução de NaOH 3% (m/v), por lavagem do biogás, separando e quantificando apenas o

metano. Quando o frasco era retirado da incubadora, um sistema “tipo teste AME” era acoplado espetando-se uma agulha na tampa de butila. Um recipiente era pesado inicialmente (P0), após espetar a agulha na tampa, caso houvesse produção de biogás, haveria deslocamento da solução e essa seria enviada para o recipiente, este seria novamente pesado (P). O volume de biogás produzido era conhecido a partir da diferença entre P0 e P (P-P0).

Figura 5 – Aparato para medição de biogás



Fonte: O autor

Os experimentos foram desenvolvidos no Laboratório de Engenharia Ambiental (LEA) do Núcleo de Tecnologia do Campus de Caruaru da Universidade Federal de Pernambuco.

CAPÍTULO 4 - RESULTADOS

4.1. Monitoramento do desempenho dos reatores

Segundo estudo de Almeida et al. (1999), a poluição associada por folha de papel higiênico apresentou DQO total de 706 mg.L⁻¹, ST de 578 mg.L⁻¹, SST de 546 mg.L⁻¹ e SSV de 526 mg.L⁻¹, semelhante às características do papel higiênico utilizado neste experimento na fase I em relação aso ST (Tabela 6).

Tabela 6 – Parâmetros do efluente doméstico adicionado de papel (mg.L⁻¹)

N de folhas duplas/L	DQO	ST	SST	SSV
1	452	522	380	340
2	1060	972	612	568
Almeida	706	578	546	526

A Tabela 7 apresenta os valores das características físico-químicas do afluente e efluente dos reatores RC e RP deste experimento.

Os valores médios de temperatura para os afluentes e efluentes do reator RP foram de 25±1,21 °C e 26±1,02 °C, 25±1,08 °C e 26±1,19 °C respectivamente. Para o reator RC o valor médio nesse período do afluente e efluente é 25±1,40 °C e 26±1,18 °C, respectivamente. Portanto, ambos os reatores por operarem na faixa de temperatura de 20 a 40°C durante todo o experimento, são classificados como mesófilos, de acordo com Chernicharo (2007), Sant'anna (2010) e Mao et al. (2015).

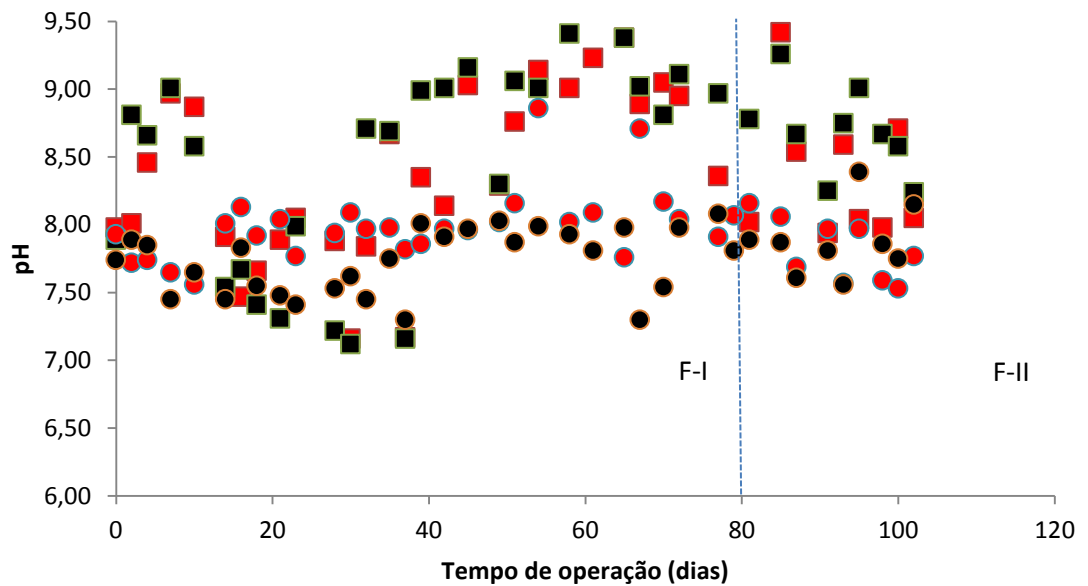
O efluente do reator RP, de acordo com a Figura 6, apresentou pH com variação em FI de 7,30-8,08 e, em FII, de 7,56-8,39. A variação correspondente observada para o efluente do reator RC nesse período foi de 7,53 a 8,86. Os valores de pH de ambos os reatores situaram-se na faixa favorável para operação adequada dos processos anaeróbios (CHERNICHARO, 2007).

Os valores dos efluentes líquidos domésticos dos reatores estão de acordo com a legislação ambiental vigente, apresentando pH entre 5 e 9, temperatura inferior a 40 °C e cor visualmente ausente (NT-202.R-10-CPRH; CONAMA 430/11).

Tabela 7 - Valores médios dos parâmetros físico-químicos

Parâmetro	Unid	Af RC	Ef RC	Af RP FI	Ef RP FI	Af RP FII	Ef RP II
Temperatura	(°C)	25±1,40	26±1,18	25±1,21	26±1,02	25±1,08	26±1,19
Ph	-	8,41±0,62	7,95±0,27	8,52±0,78	7,73±0,24	8,56±1,57	7,56±1,43
Alcalinidade Parcial	(mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	224,66±22,06	427,96±22,33	232,88±19,06	412,89±41,61	201,52±12,72	292,81±69,74
Alcalinidade Total	(mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	285,83±28,41	471,99±26,23	298,87±22,58	462,65±40,53	262,75±14,84	345,13±76,98
AGV	(mg.L ⁻¹)	-----	24,67±4,60	-----	25,24±8,35	-----	34,09±2,52
SST	(mg.L ⁻¹)	66,18±5,80	10,67±2,22	440,08±55,46	34,96±7,03	677,50±42,73	39,50±,42
SSV	(mg.L ⁻¹)	54,36±6,19	6,36±2,57	395,20±56,70	24,56±6,89	622,25±48,69	19,75±6,36
SSF	(mg.L ⁻¹)	11,82±1,53	4,00±1,32	44,88±4,00	10,00±2,16	61,25±2,38	21,75±1,98
ST	(mg.L ⁻¹)	637,89±43,01	515,37±55,00	1152,84±116,63	547,11±67,91	1633,50±104,37	580,75±47,60
N Total	(mg.L ⁻¹)	22,94±1,58	23,43±1,22	26,72±1,24	27,57±1,18	54,13±13±5,29	56,19±5,64
N Amoniacal	(mg.L ⁻¹)	1,31±1,25	12,78±1,60	1,73±0,65	16,45±1,48	4,48±0,56	38,27±1,41
DQO Bruta	(mg.L ⁻¹)	517,52±14,51	85,27±6,01	971,77±64,94	200,88±14,86	1586,66±45,97	396,12±19,62
DQO Filtrada	(mg.L ⁻¹)	348,77±19,20	64,23±7,21	484,36±30,73	117,67±14,91	634,07±37,58	191,70±13,90

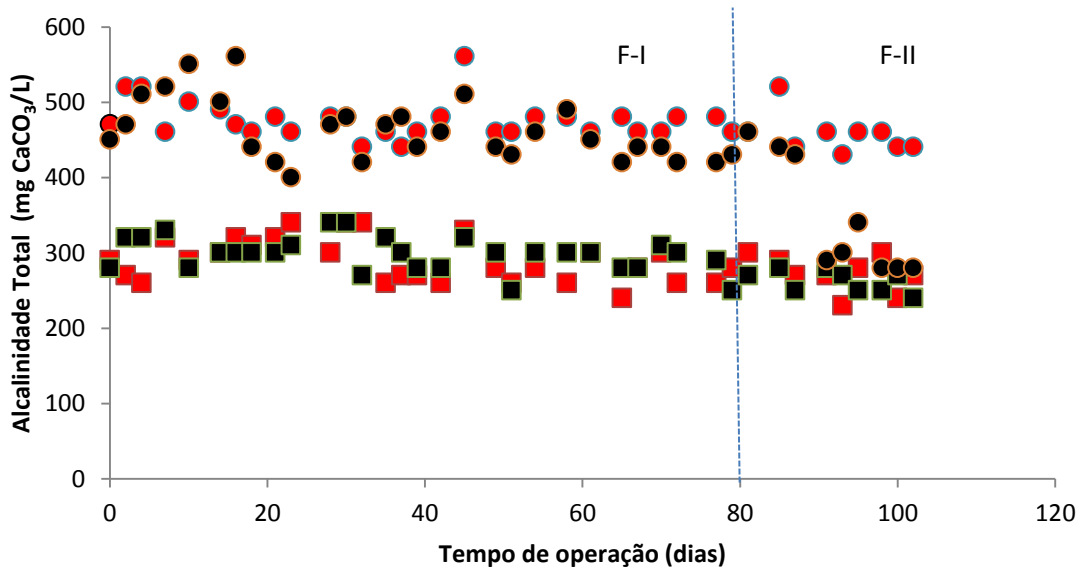
Figura 6 - Variação temporal do pH ao longo do período operacional dos reatores. (■) Afluente do Reator RC; (●) Efluente do Reator RC; (■) Afluente do Reator RP; (●) Efluente do Reator RP.



A alcalinidade total do efluente do reator RP apresentou valores médios de 450,90 e 345,13 mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ para FI e FII, respectivamente (Figura 7). Em relação ao efluente do reator RC o valor médio neste período foi de 471,99 mg $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente para FI e FII. Isto indica autossuficiência do sistema na produção de alcalinidade, garantindo condições estáveis para a operação do reator UASB e manutenção do pH constante no processo. Ressalta-se, uma queda na produção de alcalinidade total do reator RP com o aumento da carga orgânica na fase II permanecendo na faixa ideal para o processo anaeróbio ($> 300 \text{ mg CaCO}_3$) de acordo com MetCalf e Eddy (2003).

Figura 7 - Variação temporal da alcalinidade total ao longo do período operacional dos reatores.

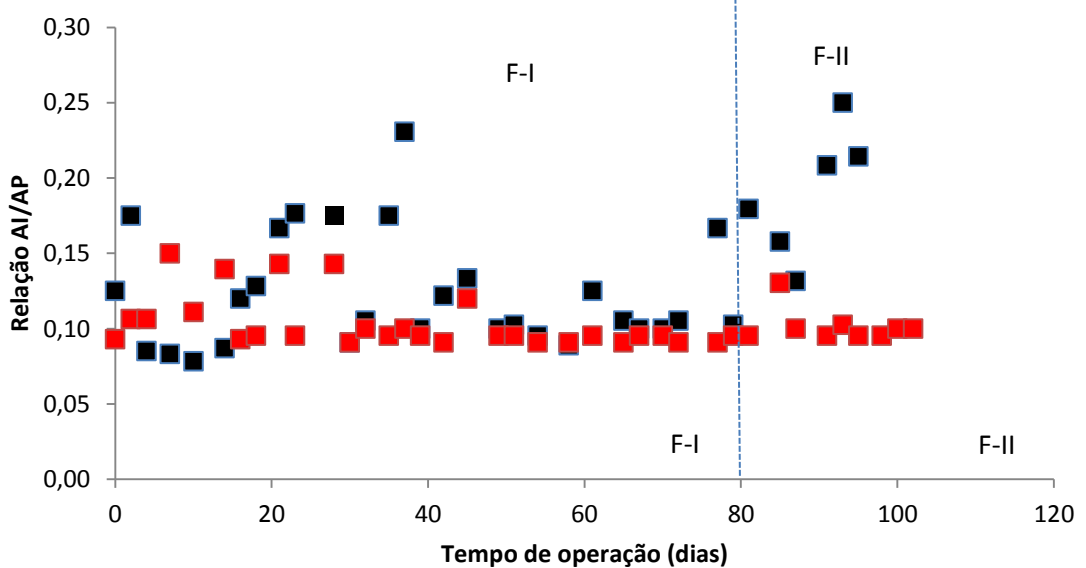
(■) Afluente do Reator RC; (■) Afluente do Reator RP; (●) Efluente do Reator RC;
(●) Efluente do Reator RP



A relação AI/AP (Figura 8) para o efluente do reator RP variou de 0,09 a 0,23 na F-I para 0,13 a 0,25 na F-II, para o efluente do reator RC manteve o valor médio de 0,1 neste período. De acordo com Ripley (1986) valores acima de 0,3 indicam a ocorrência de distúrbios no processo de digestão anaeróbia indicando assim provável estabilidade dos reatores do presente experimento.

Figura 8 - Variação temporal da Relação AI/AP ao longo do período operacional dos reatores.

(■) Efluente do Reator RC; (■) Efluente do Reator RP

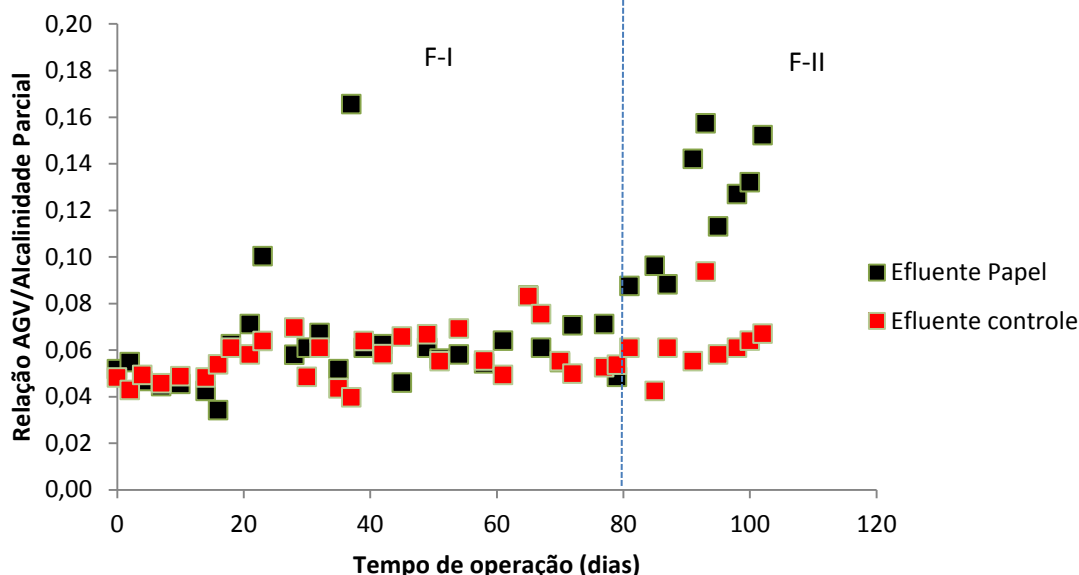


A produção de AGV do efluente do reator RP apresentou valores médios 25,24 e 34,09 mg.L⁻¹ para F-I e F-II, respectivamente. Em relação ao efluente do reator RC neste período o valor médio foi de 24,67 mg.L⁻¹ neste período.

Em estudo conduzido por Giri et al. (2006), na Tailândia, as concentrações de AGV (principalmente ácido acético) aumentaram proporcionalmente à adição de quantidades crescentes de folhas de papel higiênico por litro de esgoto (1,25 / 3,50 / 6,25 g.L⁻¹) em tratamento anaeróbio, ocasionando a acidificação dos reatores anaeróbios. De acordo com Metcalf e Eddy (2003), quando a digestão anaeróbia prossegue de forma satisfatória, a concentração de ácidos graxos voláteis (AGV) é inferior a 250 mg.L⁻¹, sendo que concentrações ácidas elevadas são associadas às falhas no processo de digestão.

Para Behling et al. (1997), a estabilidade operacional de um reator UASB pode ser verificado a partir da relação AVG/Alcalinidade Parcial (Figura 9). A confirmação da estabilidade é dada quando valores abaixo de 0,4 são encontrados. Dessa forma, os valores variaram entre 0,04 e 0,15 para o reator RP e de 0,04 e 0,08, para o reator RC durante todo o período operacional, apresentando assim estabilidade no funcionamento dos reatores anaeróbios.

Figura 9 - Variação temporal da Relação AGV/Alcalinidade Parcial ao longo do período operacional dos reatores. (■) Efluente do Reator RC; (■) Efluente do Reator RP.



A concentração de nitrogênio amoniacal para os afluentes e efluentes do reator RP e para F-I e F-II, foram iguais, a 1,73 e 4, 48, 16,45 e 38,27, respectivamente. Para o reator RC o valor correspondente foi 1,31 e 12,78 mg.L⁻¹ para o afluente e efluente, respectivamente.

Os valores médios de NTK para os afluentes e efluentes do reator RP foram iguais a, 23,17 e 26,72 mg.L⁻¹, 22,03 e 54,13 mg.L⁻¹, para FI e FII respectivamente. Para o reator RC o valor correspondente foi de 22,94 e 23,43 mg.L⁻¹ para o afluente e efluente, respectivamente. Devido à baixa remoção de nitrogênio e a transformação de nitrogênio orgânico em amoniacal na digestão anaeróbia para atendimento a padrões de qualidade de água do corpo receptor, recomenda-se a utilização de tecnologias de pós-tratamento como lagoas de polimento, wetlands, reatores aeróbios permitindo assim a potencialidade de recuperação de nutrientes e proteção do meio ambiente (VON SPERLING, 2005).

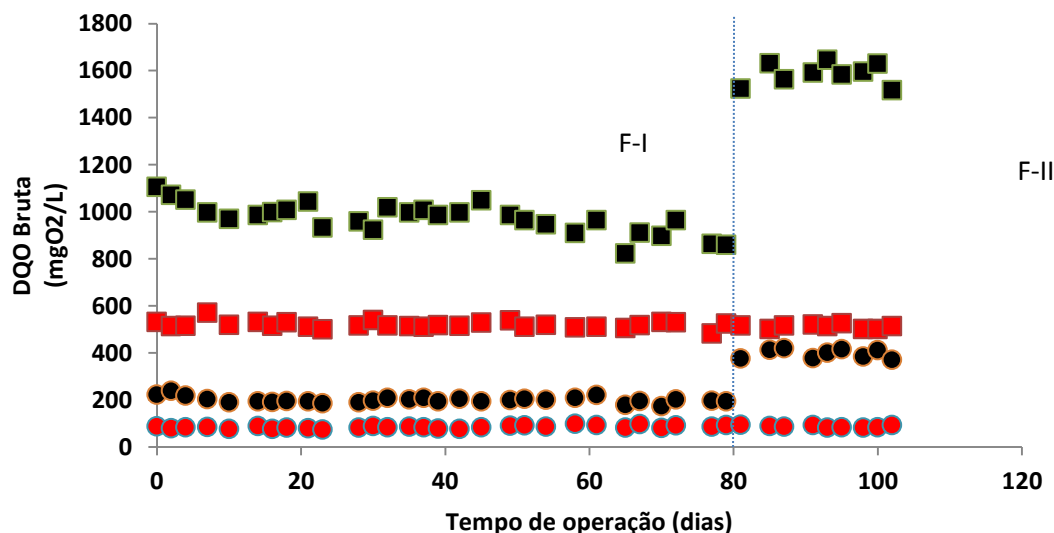
4.2. Capacidade de tratamento

Demanda Química de Oxigênio

A carga orgânica volumétrica (COV) média afluente do reator RP foi de 0,97 e 1,59 kgDQO.m⁻³.d⁻¹, para FI e FII, respectivamente. Para o reator RC não houve mudança de fase mantendo os valores de COV constantes na faixa entre 0,52 e 0,51 kgDQO. m⁻³.d⁻¹.

Os resultados obtidos para a DQO Bruta ao longo do período operacional estão apresentados na Figura 10. A DQO Bruta média do afluente e efluente do reator RP foram iguais a 971,77 e 1586,66 mg.L⁻¹, 200,88 e 396,12 em F-I e FII respectivamente. Em relação à DQO Bruta média no reator RC não houve mudança de fase, o valor médio do afluente e efluente foi de 517,52 e 85,27 mg.L⁻¹, respectivamente.

Figura 10 - Variação temporal da DQO Bruta ao longo do período operacional dos reatores.
 (■) Afluente do Reator RC; (■) Afluente do Reator RP; (●) Efluente do Reator RC;
 (●) Efluente do Reator RP

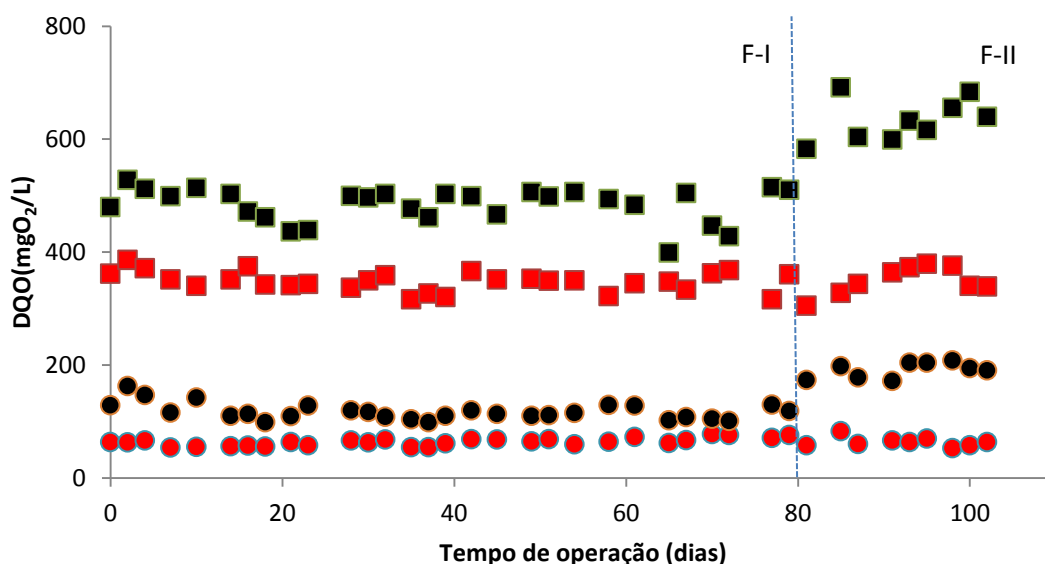


Os resultados obtidos para a DQO Filtrada ao longo do período operacional estão apresentados na Figura 11. A DQO Filtrada média do afluente e efluente do reator RP foram iguais a 484 e 64, 634 e 191 mg.L⁻¹, em F-I e FII, respectivamente. Para o reator RC, o valor da DQO filtrada média do afluente e efluente neste período foi igual a 348 e 64 mg.L⁻¹, respectivamente.

A grande variação entre os valores de DQO Bruta em comparação a DQO Filtrada justifica-se pela retenção das fibras de celulose oriundas do papel higiênico que, de acordo com Ruiken et al. (2013), variam em tamanho entre 1 e 1,2 mm na membrana de filtração, mesmo após o período de hidrólise utilizado na preparação do afluente do reator RP.

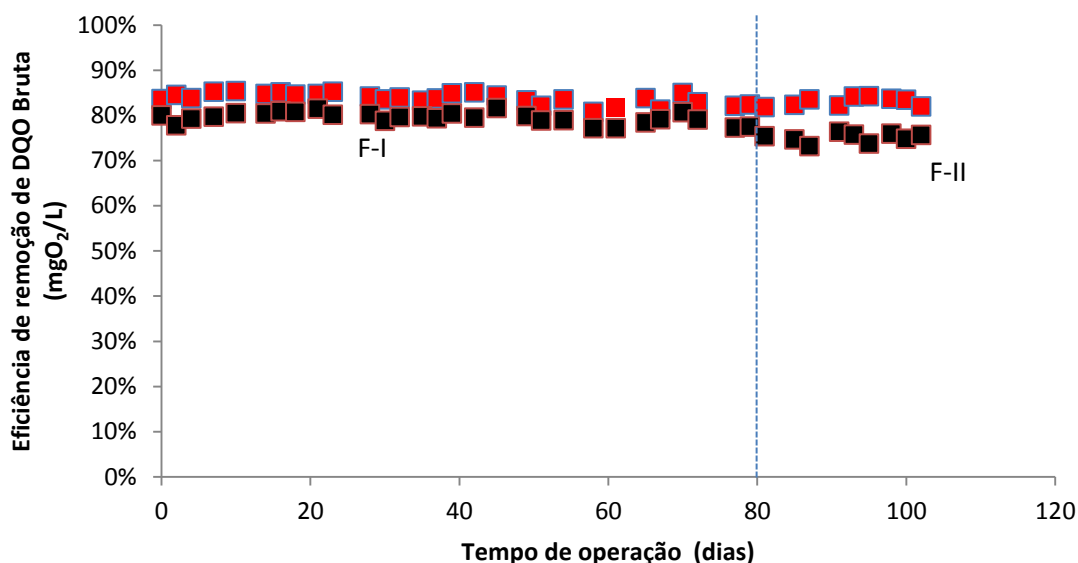
Figura 11 - Variação temporal da DQO Filtrada ao longo do período operacional dos reatores.

(■) Afluente do Reator RC; (■) Afluente do Reator RP; (●) Efluente do Reator RC;
(●) Efluente do Reator RP



Os resultados médios obtidos para eficiência de remoção de DQO bruta no reator RP foram iguais a 79% e 75%, em FI e FII, respectivamente. Em relação ao reator RC, o valor de remoção foi de 83% neste período. Na Figura 12 segue os valores da eficiência de remoção de DQO Bruta ao longo do período operacional dos reatores. O declínio no valor da eficiência no reator RP na F-II relaciona-se ao aumento da carga orgânica do afluente com a concentração de 2 folhas duplas/L.

Figura 12 - Variação temporal da eficiência de remoção de DQO Bruta ao longo do período operacional dos reatores. (■) Reator RC; (■) Reator RP



Chen e Horan (1998) utilizando um reator UASB com TDH de 6 h para tratar o efluente de uma fábrica de jornal para remoção de DQO e sulfito, e alcançaram a eficiência de remoção de 66% e 73%, respectivamente. Chinnaraj e Venkoba Rao (2006) substituíram lagoas anaeróbicas por um reator tipo UASB para o tratamento de efluentes de polpa e fabricação de papel com COV de $5,75 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ e TDH de 20 h obtendo a eficiência de remoção de DQO variando entre 80% e 93% concluindo que os usos dos reatores aumentaram a eficiência de remoção de DQO, permitiram menor requerimento de área e facilidade de recuperação de biogás. Buzzzini e Pires (2007) e Buzzzini et al. (2005) utilizaram reatores tipo UASB com TDH de 40 h para tratar efluentes advindos do branqueamento e desbranqueamento da polpa da celulose com DQO variando de 800 a $1400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ no decorrer das fases operacionais, alcançando altas eficiências de remoção de demanda química de oxigênio e produtos orgânicos clorados entre 79 e 82% e 71 e 99%, respectivamente. Lin et al. (2011) alcançou 90% de remoção de DQO tratando afluentes de fábricas de papel com DQO média variando de 2782 a 3460 com produção de biogás $0,397 \text{ L} \cdot \text{g}^{-1}$ DQO removida por meio de Biorreator anaeróbico de membrana submerso operando por um período de 7 meses. Para efeito de comparação, Pokhel e Viraraghavan (2004) ao estudar a atuação de lagoas aeradas no tratamento de efluentes advindos de fábricas de celulose encontraram taxas de remoção para os parâmetros DBO (95%) e fenólicos (85%) e DQO (60-70%).

A partir da análise dos trabalhos citados, verificou-se a compatibilidade dos valores de remoção de DQO bruta de afluentes com alto teor de celulose variando entre 60 a 93% com os

encontrados no presente estudo para o tratamento do afluente adicionado de papel higiênico nas duas fases operacionais (79 % em F-I e 75 % em F-II).

De acordo com Suto e Tomita (2001), a hidrólise da celulose é considerada etapa limitante para digestores anaeróbicos alimentados com matérias-primas com alto teor de celulose, o que pode justificar a menor eficiência de remoção de matéria orgânica no reator tipo RP frente ao controle.

Em relação à degradação de efluentes com teor elevado celulose, estudos vem se desenvolvendo acerca da compreensão dos mecanismos responsáveis pela alta taxa de degradação de materiais lignocelulósicos no fluido presente no rúmen de animais e a sua complexa população microbiana (bactérias, protozoários, fungos) com uma alta atividade hidrolítica e acidogênica (YUE et al., 2013). Por exemplo, segundo Vandevoorde et al. (1988), uma cultura mista de fungos, *Methanobreviter sp* e *Methanosarcina barkeri*, advindos do rúmen animal foi capaz de degradar 3 gramas de celulose por dia e converter os carboidratos resultantes em gás metano. Zhang (2014) relata a presença de clorofenóis na composição do papel higiênico, resultantes do processo de produção, o que pode atuar também como potencial inibidor do tratamento anaeróbio, o que pode estar associado a menor eficiência na remoção de matéria orgânica no reator RP deste trabalho, além de trazer potenciais riscos à saúde humana.

Série de Sólidos

Os valores médios de SST para o afluente e efluente do reator RP foram 440 e 677 mg.L⁻¹, em F-I e 34 e 39 mg.L⁻¹ em F-II, respectivamente. Para o reator RC neste período, o valor médio foi de 66 e 11 mg.L⁻¹ para o afluente e efluente, respectivamente. A eficiência de remoção de SST no reator RP apresentou os valores correspondentes de 84,0% e 94,1% para as fases F-I e F-II, respectivamente. Em estudo realizado por Almeida (1999), com metodologias relativas a fluxos de descarga e cargas de poluentes associadas ao uso de banheiros por pessoa, verificou-se a importância do papel higiênico na contribuição dos valores da DQO e dos valores dos sólidos suspensos totais, que condiz com os altos valores de DQO e SST dos afluentes adicionados de 1 e 2 folhas duplas de papel higiênico por litro, utilizados neste experimento, para alimentação do reator RP. Em um estudo conduzido por Barbosa e Sant'anna (1989) com um reator UASB de 120 L e TDH de 4 h tratando efluentes domésticos com alta concentração de sólidos da cidade brasileira de Santa Catarina alcançou-se uma boa remoção de SST (72%) semelhante ao presente estudo, que foi justificado devido

a retenção por mecanismos físicos de matéria orgânica não dissolvida e consequente auxílio na formação de grânulos.

Os altos valores de SST encontrados no reator UASB II nas duas fases também são característicos de fábricas de papel, couro e têxteis que produzem efluentes com grande quantidade de celulose (YOU e WU, 2009). Em tratamentos com afluentes contendo alto teor de celulose, geralmente se empregam processos aeróbicos como lodos ativados, porém estes apresentam dificuldades na remoção de SST do afluente devido a problemas de sedimentação das partículas no decantador secundário (THOMPSON et al., 2001).

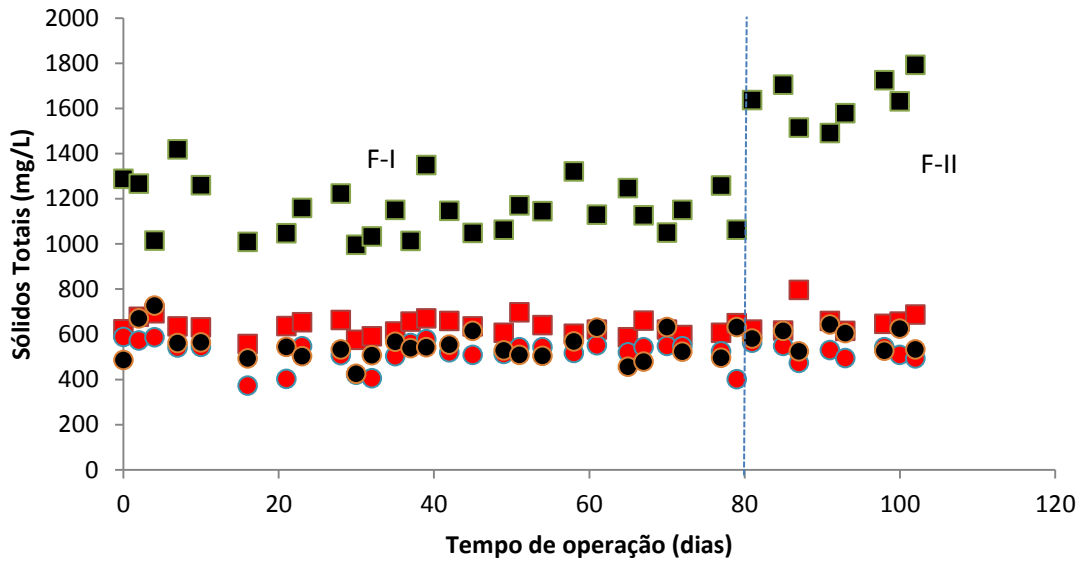
Os sólidos suspensos voláteis representam uma estimativa da matéria orgânica, enquanto os sólidos suspensos fixos representam a matéria inorgânica. Os valores médios de SSV para o afluente e efluente do reator RP, em F-I e F-II, foram 395,20 e 622,25, 24,56 e 19,75 mg.L⁻¹, respectivamente. Para o reator RC neste período, o valor médio foi de 54,36 e 6,36 mg.L⁻¹ para o afluente e efluente, respectivamente.

Os altos valores de SSV para o afluente do reator RP, provavelmente decorrentes das fibras celulósicas oriundas do papel higiênico, são semelhantes aos das pesquisas como a realizada por Ruiken et al. (2013), que analisou a composição dos afluentes que chegam a uma estação de tratamento na Holanda, no qual a celulose advinda do papel higiênico representou de 30-50% dos sólidos suspensos voláteis no esgoto bruto.

Em relação aos SSF, os valores médios para o afluente e efluente do reator RP em F-I e F-II foram 44 e 61 e 10 e 21 mg.L⁻¹, respectivamente. Para o reator RC, o valor médio do afluente e efluente neste período foi de 11 e 4 mg.L⁻¹, respectivamente.

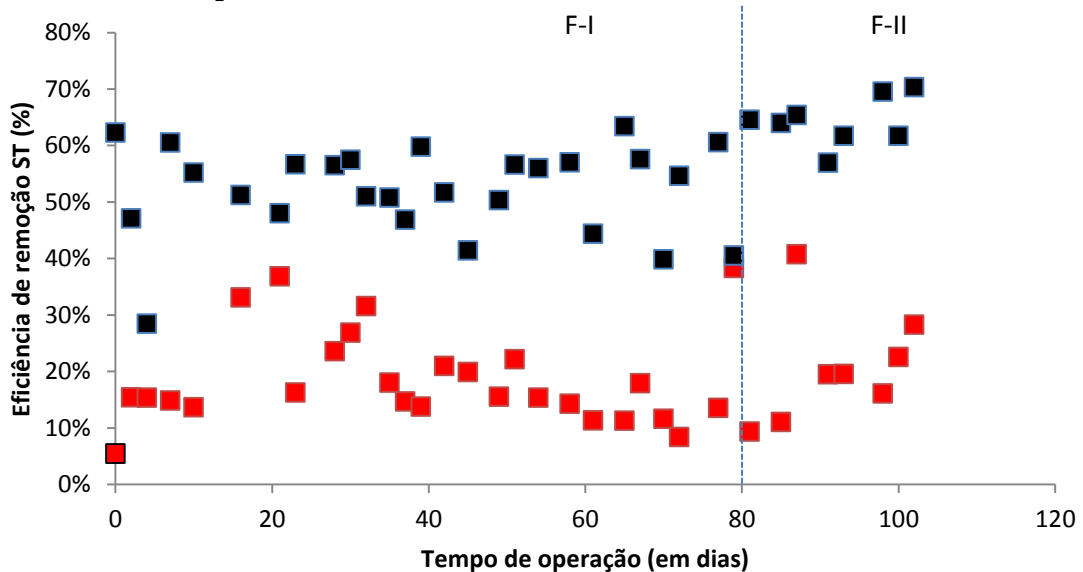
Os sólidos totais no esgoto podem ser definidos como a matéria sólida que permanece como resíduo, após a evaporação a 103 °C. Os resultados obtidos para os sólidos ao longo do período operacional estão apresentados na Figura 13. Os valores médios de ST para o afluente e efluente do reator RP em F-I e F-II foram 1152,84 e 1633,50 mg.L⁻¹, e 547,11 e 580,75 mg.L⁻¹, respectivamente. Para o reator RC controle os valor médio neste período foi de 637,89 e 515,37 mg.L⁻¹ para o afluente e o efluente, respectivamente.

Figura 13 - Variação temporal dos sólidos totais ao longo do período operacional dos reatores. (■) Afluente do Reator RC; (■) Afluente do Reator RP; (●) Efluente do Reator RC (●) Efluente do Reator RP



Os resultados obtidos para eficiência de remoção de ST no reator RP foram iguais a 52% e 64% para, em FI e FII, respectivamente. Em relação ao reator RC, o valor da eficiência de remoção de ST foi igual a 19% neste período. Os valores de eficiência estão apresentados no gráfico da Figura 14.

Figura 14 - Variação temporal da eficiência de remoção de sólidos totais ao longo do período operacional dos reatores. (■) Reator RC; (■) Reator RP



Zwain et al. (2013) conseguiram valores menores de remoção de 71%, 45%, 49% e 45% de DQO, SST, ST e SSV respectivamente de um efluente de fábrica de papel, durante o período de 30 dias de um reator anaeróbico compartimentado. A boa eficiência de remoção de ST no efluente do reator RP pode estar relacionado com a adsorção de moléculas com alto peso molecular como a celulose oriunda do papel higiênico, bem como substâncias poliméricas extracelulares, um dos responsáveis pela imobilização do lodo anaeróbico ou para reforçar os grânulos por meio da formação de camadas de polímeros (MAHMOUD et al., 2003).

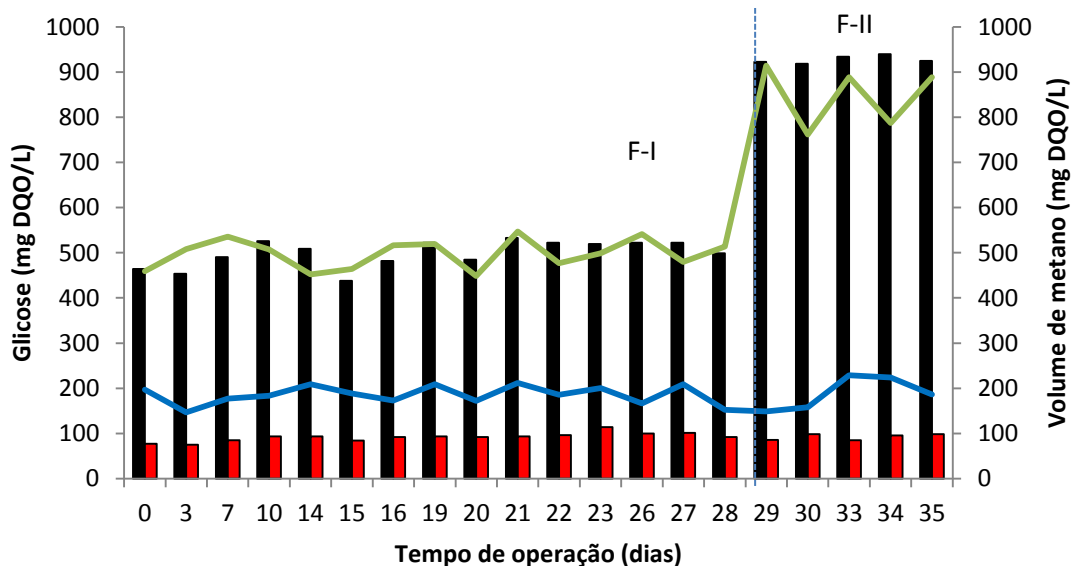
Açúcares Solúveis Totais (AST) e produção de metano

Os valores médios de AST para o reator RP em F-I e F-II foram 499 e 927 mg.L⁻¹, respectivamente. Para o reator RC, os valores médios de AST foi 92 mgDQO.L⁻¹ neste período. No presente experimento, devido à falta de metodologias específicas para determinação de celulose em esgotos, foi utilizado o método de Antrona (YEMM e WILLIS, 1954) que quantifica os polissacarídeos como amido ou celulose, na forma de glicose. Essa técnica foi utilizada por Giri et al. (2006), que relacionaram a concentração em glicose, oriunda da adição do papel higiênico em diversas concentrações, com decomposição da celulose, ao longo dos dias no esgoto doméstico. A Figura 15 mostra a relação da concentração de glicose e produção de biogás ao longo do tempo de operação dos reatores.

Os valores médios para a produção de metano para o reator tipo RP em F-I e F-II foram 497,79 e 847,72 mgDQO.L⁻¹, respectivamente. Para o reator RC, os valores médios foram 185,46 e 463,96 mgDQO.L⁻¹, em F-I e F-II. Salienta-se que a medida da produção volumétrica de metano produzido ocorreu a partir do final da F- I até a F-II totalizando 35 dias. Segue abaixo o gráfico que relaciona a concentração de glicose no afluente do papel nas fases F-I e F-II em mg.L⁻¹ e a correspondente produção de metano.

Em condições normais de pressão e temperatura, Angelidaki e Sanders (2004) estimaram que a cada 1000 mg DQO removida corresponde a produção de 350 mL de CH₄. Para o presente estudo, para a F-I e F-II a remoção de 1000 mg DQO, correspondeu a valores menores como 254 mL e 280 mL, respectivamente, no reator RP, o que pode ser vinculado ao uso da DQO removida como energia responsável pelo crescimento da massa microbiana presente no reator

Figura 15 - Concentração de glicose e produção de biogás ao longo do período operacional dos reatores. (■) Conc. Glicose Afluente Reator RC; (■) Conc. Glicose Afluente do Reator RP; (—) Produção metano do Reator RC; (—) Produção de metano do Reator RP



4.3. Novos constituintes do esgoto sanitário e a necessidade de adaptação das estações de tratamento

Há pelo menos duas décadas, a presença de diversas substâncias orgânicas naturais e sintéticas lançados no meio ambiente, dentre as quais fármacos, produtos de higiene pessoal e hormônios sexuais, têm chamado à atenção da comunidade científica. Entre eles destacam-se produtos como o papel higiênico e lenços umedecidos, denominados “*Flushable consumer products*” constituídos majoritariamente por celulose e aditivos que são eliminados juntamente com a descarga dos vasos sanitários.

O fenômeno do transporte desde a coleta até a ETE e o processo de desintegração do papel higiênico ao longo das redes de esgotos, além da capacidade de mistura com outros materiais (fármacos, excretas, gorduras) ainda é um assunto pouco conhecido. Nesse âmbito, novas pesquisas, surgem como o trabalho realizado por Spence et al. (2015) que analisou a variação dos produtos higiênicos sanitários (papel higiênico) nas redes de esgoto de acordo com critérios como idade, renda e etnia da população em período seco e úmido em uma cidade inglesa de Sheffield, com o objetivo de fornecer dados para correta adequação do sistema de transporte e tratamento dos efluentes sanitários bem como a possibilidade dos sistemas de drenagem urbana receberem uma carga de sólidos, devido ao extravasamento de esgotos em período de tempestades. Como resultado, o trabalho verificou que os locais de

baixa renda ou com maior grau de envelhecimento apresentaram maior quantidade de sólidos totais oriundos das descargas quando comparado aos de alta renda e grupos étnicos, e no período de tempestades ocorreu o aumento do fluxo de esgoto em três vezes quando comparado ao período seco nas galerias.

O lançamento do papel na rede coletora de esgotos, de acordo com Giri et al. (2006) pode conduzir ao bloqueio ou entupimento de canalizações de esgoto devido à presença do material além da grande produção de AGVs em reatores anaeróbios, resultantes da decomposição da celulose oriunda do papel que poderia levar a falha do processo anaeróbico nas estações de tratamento.

Ruiken et al. (2013) ao inserir peneiras como forma de pré-tratamento em uma estação de tratamento de esgotos na Holanda permitiu a capacidade de recuperação de produtos como a celulose advinda do papel higiênico e economia na energia e custos devido a menor produção de lodo excedente. O autor ressalta que a celulose pode ser utilizada como matéria prima para indústrias de fermentação ou de biocombustíveis, ou após o devido tratamento ser aplicado na fabricação do papel higiênico. Ghashimi (2015) utilizando o material peneirado que apresenta alto teor de celulose para alimentar reatores anaeróbicos em batelada mesofílicos e termofílicos obteve bons valores na produção de metano de 325 ± 7 e 347 ± 10 mLCH₄/gSV_(substrato), respectivamente.

Ao referir-se ao tratamento e recuperação da celulose oriunda do papel higiênico em esgoto nas ETE's, um estudo realizado por Honda (2002) desenvolveu um métodos envolvendo a hidrólise com ácido sulfúrico e posteriormente aplicação de autoclavagem de forma a tornar a celulose disponível para em fábricas químicas, de rações e materiais de construção no Japão.

Por meio do presente estudo, verifica-se a necessidade de estudos relativos a novos métodos de pré-tratamento dos materiais ricos em celulose (papel higiênico) com o intuito de facilitar a sua quebra evitando assim o entupimento da canalização, bombas e conexões presentes na ETE e aumentar a eficiência de remoção de matéria orgânica nas ETE's anaeróbicas obtendo assim uma maior produção de biogás.

Com o presente trabalho baseado na possibilidade do lançamento de papel higiênico com a descarga pela população brasileira vinculada ao aumento ou ampliação das redes coletoras propostas pela lei 11.445 destaca-se a que o diâmetro das tubulações e a velocidade do escoamento das redes coletoras devem proporcionar o transporte do material até as ETE's. Por meio da análise dos resultados encontrados do acréscimo da quantidade de papel

higiênico no afluente do reator UASB nota-se uma boa remoção da carga orgânica e a possibilidade da produção de biogás nas ETE's brasileiras com a atenção devida a um maior controle do processo anaeróbio devido à potencialidade de acidificação dos reatores. Ressalta-se também a importância do monitoramento da eficiência de remoção de sólidos suspensos de reatores com menores TDH típicos de ETE's (6 a 8 h) de esgotos domésticos de forma a evitar a formação de camadas de espuma e saída de lodo (LUOSTARINEN et al., 2007).

Salienta-se que contaminantes emergentes (hormônios, fármacos, etc.) ou substâncias tóxicas oriundas do esgoto e da composição do papel higiênico (clorofenóis, aditivos, lignina, tipos de fibras) podem causar inibição microrganismos anaeróbios, necessitando-se assim de estudos mais detalhados relativos à toxicidade do material ou de substâncias associadas a ele durante o uso ou na rede coleta de esgoto.

CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES

Quanto à carga orgânica de 0,97 e 1,59 kgDQO.m⁻³.d⁻¹ para FI e FII, o Reator RP apresentou valores médios para o afluente de: (i) DQO Bruta de 971 e 1586 mg.L⁻¹, (ii) DQO filtrada de 484,36 e 634,07 mg.L⁻¹, (iii) Sólidos Totais de 1152 e 1633 mg.L⁻¹, (iv) Sólidos Suspensos Voláteis de 395 e 622 mg.L⁻¹, (v) Sólidos Suspensos Fixos de 44 e 61 mg.L⁻¹, nas Fases I e II, respectivamente;

A grande variação entre os valores de concentração de DQO Bruta (971,77 e 1586,66 mg.L⁻¹) em comparação a DQO Filtrada (484,36 e 634,07 mg.L⁻¹) nas fases F-I e F-II justifica-se, possivelmente, pela retenção das fibras de celulose oriundas do papel higiênico, mesmo após o período de hidrólise utilizado na preparação do afluente do reator RP.

Os altos valores de SSV encontrados para o afluente do reator RP nas fases F-I e F-II, são provavelmente decorrentes das fibras celulósicas oriundas do papel higiênico.

O reator anaeróbio RP apresentou menores eficiências de remoção de matéria orgânica (79% em FI e 75% em FII) quando comparado ao Reator RC (83,0%), em virtude da composição do efluente adicionado de papel higiênico;

A boa eficiência de remoção de sólidos no efluente do reator RP nas duas fases pode estar relacionado à adsorção de moléculas com alto peso molecular como a celulose, oriunda do papel higiênico, bem como substâncias poliméricas extracelulares, um dos responsáveis pela formação de grânulos;

Com o aumento das redes coletoras vinculado ao crescente uso do papel higiênico devido a melhores condições de higiene da população, verifica-se que a alternativa do descarte juntamente com a descarga no vaso sanitária, popularmente utilizada em países desenvolvidos, pode trazer benefícios ambientais as ETE's. A quebra das unidades de celulose oriundas do papel higiênico pode se tornar uma boa fonte de produção de biogás no reator UASB desde que parâmetros como sólidos suspensos, alcalinidade, produção de ácidos, entre outros, sejam monitorados de forma adequada com o intuito de evitar possíveis falhas processo anaeróbio como escumas ou acidificação.

Recomendam-se novos estudos relativos à toxicidade associada a composição do material (clorofenóis, tipos de fibras, lignina, etc.) e de substâncias que se associam ao papel como gorduras e novos contaminantes emergentes (fármacos e hormônios) no lodo anaeróbico do reator UASB.

CAPÍTULO 6 - REFERÊNCIAS

ALI, M.; SREEKRISHNAN, T.R. **Aquatic toxicity from pulp and paper mill effluents: a review.** *Adv Environ Res*, vol. 5,n.2, p. 175-196, 2001.

AQUINO, S.F; CHERNICARO, C.A.L. **Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: Causas e estratégias de controle.** *Engenharia Sanitária e Ambiental.* v.10, n. 02, p.152-161, 2005.

AIYUK, S.; FORREZ, I.; LIEVEN, de K. VAN HAANDEL, A; VERSTRAETE, W. **Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates – A review.** *Bioresource Technology*, v. 97, n. 17, p. 2225-2241, 2005.

ALMEIDA, M.C.; BUTLER, D.; FRIEDLER, E., **At-source domestic wastewater quality,** *Urban Water*, v. 1, n. 1, p. 49-55, 1999.

ANGELIDAKI, I.; SANDERS, W. **Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants.** *Rev Environ Sci Biotechnol*, vol. 3, p.117–129, 2004.

BARBOSA, R. A.; G. L. SANT'ANNA JR, G. L. **Treatment of domestic sewage in an UASB reactor.** *Wat . Res.* v. 23, n. 12, p.1483-1490, 1989.

BEHLING E.; DIAZ A.; COLINA G.; HERRERA M.; GUTIERREZ E.; CHACIN E.; FERNADEZ N.; FOSTER,C.F. **Domestic wastewater treatment using a UASB reactor.** *Bioresource Technology*, v. 61, n.3, p. 239-245, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CELULOSE E PAPEL - BRACELPA. Números do Setor. Disponível em: <<http://www.bracelpa.org.br/>>. Acesso em: 23 de abril de 2016.

BUZZINI, A. P.;GIANOTTI, E. P.;PIRES, E. C. **UASB performance for bleached and unbleached kraft pulp synthetic wastewater treatment.** *Chemosphere*, n. 59, p. 55-61, 2005.

BUZZINI, A. P; PIRES, E. C. **Evaluation of a upflow anaerobic sludge blanket reactor with partial recirculation of effluent used to treat wastewaters from pulp and paper plants.** *Bioresource Technology*, v. 98, n. 9, p.1838-1848, 2007.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Publicado no D.O.U. nº 053, de 18/03/2005, p. 58–63.

_____, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de março de 2005. Publicado no D.O.U. nº 92, de 16/05/2011, p. 89.

CHEN, Y.; CHENG, J.J.; CREAMER, K.S. **Inhibition of anaerobic digestion process: a review.** *Bioresource Technology*., v. 99, n. 10: p. 4044-64, 2008.

CHEN, W.; HORAN, N.J. **The treatment of a high strength pulp and paper mill effluent for wastewater re-use.** *Environmental Technology*, v. 19, n.2, p.163-171, 1998.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios.** 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 380 p., 2007.

CHINNARAJ, S.; VENKOBA RAO, G. **Implementation of an UASB Anaerobic Digester at Bagasse-Based Pulp and Paper Industry.** *Biomass and Bioenergy*, v. 30, n.3, p. 273-277, 2006.

Compost Ingredients, <<http://www.the-compost-gardener.com/compostingredients.html#axzz22zsZdjAv>>. Acesso em: 7 de março de 2015.

DADI, A.; SCHALL, C.; VARANASI, S. **Mitigation of cellulose recalcitrance to enzymatic hydrolysis by ionic liquid pretreatment.** *Applied Biochemistry and Biotechnology*, v.407, n.42, p. 137-.140, 2007.

DJELAL, H.; TAHRANI, L.; FATHALLAH, S.; CABROL, A.; MANSOUR, H. B. **Treatment process and toxicities assessment of wastewater issued from anaerobic digestion of household wastes.** *Environmental Science and Pollution Research*, v. 21, n. 4, p. 2437-2447, 2014.

ELMITWALLI, T.A.; SOELLNER, J.; DE KEIZER, A.; BRUNING, H.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G.. **Biodegradability and change of physical characteristics of particles during anaerobic digestion of domestic sewage.** *Wat. Res.*, v. 35, n. 5, p. 1311-1317, 2001.

EREN, B.; KARADAGLI, F. **Physical disintegration of toilet papers in wastewater systems: experimental analysis and mathematical modelling.** *Environmental Science & Technology*, v.46, n. 5, p. 2870-2876,2012.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. 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: ABES, Cap. 2, p. 29-52, 1999.

GERARDI, M.H. **Wastewater Bacteria.** John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, 2006.

GHASHIMI, D.S.M, et al., **Heading to energy neutral STPs: mesophilic and thermophilic digestibility of toilet papers and sewage fine sieve fraction** Anais Congresso Mundial de Digestão Anaeróbica Viña del Mar Chile, 2015,a.

GHASHIMI, D.S.M. TAO, Y. ; DE KREUK, M.; ABBAS, B.; ZANDVOORT, M.H.; VAN LIER, J. B. **Digester performance and microbial community changes in thermophilic and mesophilic sequencing batch reactors fed with the fine sieved fraction of municipal sewage,** *Water Research* , p.1-11, 2015, b.

GIRI, R. R.; TAKEUCHI, J.; OZAKI, H. **Biodegradation of domestic wastewater under the simulated conditions of Thailand.** *Water and Environment Journal*, v. 20, n. 3, p. 169-176, 2006.

GLOBO. **Consumo de papel higiênico de folha dupla cresce no Brasil diz pesquisa.** Disponível em: <<http://g1.globo.com/economia/negocios/noticia/2011/03/consumo-de-papel-higienico-de-folha-dupla-cresce-no-brasil-diz-pesquisa.html>>. Acesso em: 04 de maio de 2015.

HALL, E. R.; CORNACHIO, L. A. **Anaerobic treatability of Canadian pulp and paper mill wastewaters.** *Pulp Pap. Can.*, v.89, n. 6, p. 100-104,1988.

HAUG, R.T., **The Practical Handbook of Compost Engineering.** Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 1993.

HONDA, S.; MIYATA, N.; IWAHORI, K. **Recovery of biomass cellulose from waste sewage sludge.** *Journal Mater Cycles Waste Manag*, v. 4, p. 46-50, 2002.

JERONIMO, C. E. M. **Estudo de técnicas para o tratamento alternativo de efluentes oleosos oriundos da industrialização da castanha de caju.** Tese de Doutorado, Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal-RN, 2010.

JAIN, S.; WOLF, I T.; LEE, J; TONG, Y.W. **Uma revisão abrangente nos parâmetros operacionais e diferentes metodologias de pré-tratamento para digestão anaeróbica de resíduos sólidos.** *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 52, p.142-154, 2015.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Engenharia Sanitária Ambiental, Rio de Janeiro, v. 11, n. 1, 6. ed ,1050 p., 2011.

KAOUTARI, A.; ARMOUGOM, F.; GORDON, J. I.; RAOULT, D.; HENRISSAT, B. **The abundance and variety of carbohydrate-active enzymes in the human gut microbiota.** *Nature Rev. Microbiol*, v. 11, n. 7,p. 497–504, 2013.

KATO, S.; HARUTA, S.; CUI, Z.J.; ISHII, M.; IGARASHI, Y. **Effective cellulose degradation by a mixed culture system composed of a cellulolytic Clostridium and aerobic non cellulolytic bacteria.** *FEMS Microbiol. Ecol.*, v. 51, n. 1, p.133–142, 2004.

LEITÃO, R.; HAANDEL, A.V.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G., **The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment system: A review,** *Bioresource Technology*, v. 97, n. 9, p.1105-1118, 2006.

LIN, H.; LIAO, B.; Q, CHEN, J.; ,GAO, W.;WANG, L.;WANG, F.;LU, X. **New insights into membrane fouling in a submerged anaerobic membrane bioreactor based on characterization of cake sludge and bulk sludge.** *Bioresource Technology.*, v. 102, n. 3, p.2373–2379, 2011.

LIM, S. J.; KIM, T. H. **Applicability and trends of anaerobic granular sludge treatment processes.** *Biomass and bioenergy*, vol. 60, p. 189-202, 2014.

LUOSTARINEN, S.; SANDERS, W.; KUJAWA-ROELEVED, K.; ZEEMAN, G. **Effect of temperature on anaerobic treatment of black water in UASB-septic tank systems.** *Bioresource Technology*, v. 98, p.980-986,2007.

MACEDO, A. R. P.; LEITE, E. T. L. **Papéis para fins sanitários.** Rio de Janeiro: BNDES, 1994.

MAHMOUD, N.; AMARNEH, M. N.; AL-AS, R.; ZEEMAN, G.;GIJZEN, H.;LETTINGA, G. **Sewage characterisation as a tool for the application of anaerobic treatment in Palestine.** *Environmental Pollution*, v. 126, n. 1, p.115-122, 2003,a.

MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G.; GIJZEN H.; LETTINGA G. **Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review.** *Bioresource Technology*, v. 9, p 1-9, 2003b.

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X; REN, G. **Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion.** *Renew Sustain Energy Rev.* 2015, v. 45, p. 540–555, 2015.

MATA-ALVAREZ J, **Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes**. 1. ed. Londres, IWA, 322 p., 2003.

MATHEWS, S. L.; PAWLAK, J.; GRUNDEN, A. M. **Bacterial biodegradation and bioconversion of industrial lignocellulosic streams**. *Appl Microbiol Biotechnol*, v. 99, n. 7, p.2939-2954, 2015.

METCALF & EDDY. Inc. **Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse**. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815p. 2003.

MEYER, T.; EDWARDS, E. A. **Anaerobic digestion of pulp and paper mill wastewater and sludge**. *Water Research*, v. 65, p. 321-349, 2014.

OTTERPOHL, R.U. **Black, brown, yellow, grey - the new colors of sanitation**. *Water Research*, v. 21, p.1379-1387, 2001.

OZGUN, H., DERELI, R.K., ERSAHIN, M.E., KINACI, C., SPANJERS, H., VAN LIER, J. B. **A review of anaerobic membrane bioreactors for municipal wastewater treatment: Integration options, limitations and expectations**, *Separation and Purification Technology*, v. 118, p. 89-104, 2013.

PARSEKIAN, M.P.S. **Aplicação de lise celular forçada em sistema de tratamento aeróbio precedido de reator UASB**. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

PEACOCK, J. P. et al. **Pyrosequencing reveals high-temperature cellulolytic microbial consortia in Great Boiling Spring after in situ lignocellulose enrichment**. *PLoS ONE* 8, e59927, 2013.

PEREZ, J; MUNOZ-DOURADO, J.; DE LA RUBIA, R.; MARTINEZ, J. **Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: an overview**. *Int Microbiol*, v. 5, n. 2, p. 53-63, 2002.

POKHREL, D.; VIRARAGHAVAN, T. **Treatment of pulp and paper mill wastewater – a review**, *Sci Total Environ*, v. 333, n. 1-3, p. 37-58, 2004.

RANI R.U.; KUMAR, S. A.; KALIAPPAN S.; YEOM I; BANU J. R. **Impacts of microwave pretreatments on the semi-continuous anaerobic digestion of dairy waste activated sludge**. *Waste Management*, v. 33, n. 5, p.119-1127,2013.

REDDY, N; YANG, Y. **Biofibers from agricultural by products for industrial applications**. *Trends Biotechnol*, v. 23, n. 1, p.22-27,2005.

RINTALA, J.; PUHAKKA, J., **Anaerobic treatment in pulp and paper mill waste management**. *Bioresource Technology*, v. 47, n. 1, p. 1-18 ,1994.

ROELEVELD, P. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. **Experience with guidelines for wastewater characterization in The Netherlands**. *Water Science and Technology*, v. 45, n. 6, p. 77-87, 2002.

RITTMANN, B.E.; McCarty, P. L. **Environmental Biotechnology: Principles and Applications**. McGraw-Hill, Boston.2001

RUIKEN, C. J; BREUER G; KLAVERSMA, E; SANTIAGO, T.; VANLOOSDRECHT, M. C. M; **Sieving wastewater – Cellulose recovery, economic and energy evaluation**. *Water Research*, v. 47, n. 1, p. 43-48, 2013.

SANT'ANNA JR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Engenharia Sanitária Ambiental, Rio de Janeiro, v. 16, n. 2,418p., 2011.

SOUZA, J. T.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C; HENRIQUE, I. N. **Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB**. Engenharia Sanitária Ambiental, v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004.

SOUZA, C. L. **Estudo quantitativo e qualitativo de espuma acumulada em reatores UASB tratando esgotos domésticos**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, 2006.

SPENCE, K.; DIGMAN, C.; BALMFORTH, D.; HOULDSWORTH, J.; SAUL, A.; MEADOWCROFT, J. **Gross solids from combined sewers in dry weather and storms, elucidating production, storage and social factors**. *Urban Water Journal*, p. 1-17, 2015.

SUTO, M.; TOMITA, F. **Induction and catabolite repression mechanisms of cellulase in fungi**. *J Biosci Bioeng*, v. 92, n. 4, p. 305-311, 2001.

THOMPSON, G.; SWAIN, J; KAY, C.F. FORSTER, C.F. **The treatment of pulp and paper mill effluent: a review**, *Bioresource. Technology*, v. 77, n. 3, p. 275–286, 2001.

TISSUE ON LINE, **Produtos premium ainda são preferência do consumidor, mesmo perante corte de gastos**. Disponível em: <<http://tissueonline.com.br/produtos-premium-ainda-sao-preferencia-do-consumidor-mesmo-perante-corte-de-gastos/>>. Acesso em: 07 de março de 2015.

TIWARI, M.K.; GUHA, S; HARENDRANATH, C.S., TRIPATHI, S. **Influence of extrinsic factors on granulation in UASB reactor**. *Appl Microbiol Biotechnol*, v. 71, n. 2, p.145–154, 2006.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande, PB, 1994.

VANDEVOORDE, L.; BRUYNEEL, B.; VERSTRAETE, W. **In-reactor cellulose conversion**. *Anim Feed Sci. Technol.*, n. 21, p. 99-125, 1988.

VAVILIN, V.A.; LOKSHINA, L.YA. **Modeling of volatile fatty acids degradation kinetics and evaluation of microorganism activity**. *Bioresearch Technology*, v.57, n. 1, p. 69-80, 1996.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** v. 1, 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Ambiental – UFMG, 452 p., 2005.

WORLD WATCH INSTITUTE. **Matters of Scale - Into the Toilet.** Disponível em: <<http://www.worldwatch.org/node/5142>> Acesso em: 18 de maio de 2015.

YANG , H.;YANG, R.; YAN, H.; CHEN, D.H.; LEE, C.; ZHENG, C. **Characteristics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis,** *Fuel*, n .86 , p. 1781–1788,2007.

YEMM, E.W.; WILLIS, A.J. **The estimation of carbohydrates in plant extracts by anthrone.** *Biochemical Journal*, London, v.57, n.3, p.508-514, 1954

YUE, Z.; LI, W.; YU, H. **Application of rumen microorganisms for anaerobic bioconversion of lignocellulosic biomass.** *Bioresource Technology*, n.128, p.738–744, 2013.

YOU, S. J, WU. D. C. **Potential for reuse of high cellulose containing wastewater after membrane bioreactor treatment.** *Desalination*, v. 249, p. 721-728, 2009.

ZHANG, M.; CHENG, J.; WU, M. ; DU, T. ; WANG, X.; CHENG, M. **Gas chromatographic determination of three chlorophenols in toilet paper by ultrasonic assisted extraction and synchronous derivative dispersive liquid–liquid microextraction** *Anal. Methods*, v. 6, n. 207, 2014.

ZWAIN, H. M., HASSAN, S. R., ZAMAN, N. Q., AZIZ, H. A., DAHLAN, I. **The start-up performance of modified anaerobic baffled reactor (MABR) for the treatment of recycled paper mill wastewater.** *J. Environ. Chem. Eng.*, n.1, p. 61-64, 2013.