

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

FABIANE RUSSO SANCHES

PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DE REATOR ANAERÓBIO DE MANTA
DE LODO: POR PROCESSOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO E
POR FILTRAÇÃO BIOLÓGICA AERÓBIA

PONTA GROSSA

2019

FABIANE RUSSO SANCHES

PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DE REATOR ANAERÓBIO DE MANTA
DE LODO: POR PROCESSOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO E
POR FILTRAÇÃO BIOLÓGICA AERÓBIA

Dissertação apresentada para obtenção do
título de mestre na Universidade Estadual de
Ponta Grossa, Área de Engenharia Sanitária e
Ambiental

Orientadora: Profa. Dra. Maria Magdalena
Ribas Döll

Coorientadora: Profa. Dra. Ana Cláudia Barana

PONTA GROSSA

2019

S211 Sanches, Fabiane Russo
Pós-tratamento de esgoto sanitário de reator anaeróbico de manta de Iodo: por processo de coagulação/floculação/sedimentação e por filtração biológica aeróbica/ Fabiane Russo Sanches. Ponta Grossa, 2019.
69f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental – Área de Concentração: Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Profa. Dra. Maria Magdalena Ribas Döll.
Coorientador: Profa. Dra. Ana Cláudia Barana

1. Esgoto Sanitário. 2. Pós-tratamento. 3. Filtro Percolador. 4. Coagulação. 5. Floculação. 6. Sedimentação. I. Döll, Maria Magdalena Ribas. II. Barana, Ana Cláudia. III. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos. IV. T.

CDD : 628.4



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA
GROSSA



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Titulo da Dissertação: "PÓS TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DE REATOR ANAERÓBIO DE MANTA DE LODO: POR PROCESSO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO E POR FILTRAÇÃO BIOLÓGICA AERÓBIA"

Nome: Fabiane Russo Sanches

Orientadora: Profª. Drª. Maria Magdalena Ribas Döll

Co orientadora: Profª. Drª. Ana Cláudia Baratta

Aprovado pela Comissão Examinadora:

Profª. Drª. Maria Magdalena Ribas Döll
Universidade Estadual de Ponta Grossa - UEPG

Profª. Drª. Ana Carolina Barbosa Kummer
Universidade Estadual de Ponta Grossa - UEPG

Profª. Drª. Karina Querne de Carvalho Passig
Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR
Câmpus Curitiba – Sede Ecoville

Ponta Grossa, 16 de agosto de 2019.

AGRADECIMENTOS

A presente dissertação de mestrado não poderia chegar até aqui sem o valioso apoio de várias pessoas.

Em primeiro lugar agradeço a minha orientadora, Professora Doutora Maria Magdalena Ribas Döll, por toda a paciência e empenho para o desenvolvimento desse trabalho. Agradeço por me corrigir quando necessário sem nunca me desmotivar.

Agradeço a Professora Doutora Ana Cláudia Barana, pela oportunidade inicial para o desenvolvimento desse trabalho e posterior coorientação.

Agradeço a Sanepar e aos técnicos, em especial ao José Geraldo Machado Filho, que foi sempre solícito às nossas demandas e Diogo Inglês Zarpellon, sem esquecer dos operadores das ETE, Josnei dos Santos Souza e Ronny Klaytonn Pires da Silva, que tiveram um papel importante para que as amostras chegassem com qualidade até ao laboratório.

Agradeço as equipes dos laboratórios de Instalações Hidráulicas Prediais e Complexo de Laboratórios Multiusuários (CLABMU) da Universidade Estadual de Ponta Grossa por toda ajuda e apoio prestado.

A empresa Seta[®] por nos disponibilizar os coagulantes à base de tanino para o desenvolvimento deste trabalho, em especial ao Renato Augusto Konrath, que esteve sempre disposto a nos ajudar.

Por último e não menos importante, agradeço à minha família e amigos que estiveram presentes em todo os momentos, com os quais eu pude contar com o apoio incondicional.

RESUMO

O objetivo desse estudo foi investigar dois diferentes tipos de pós-tratamentos para esgoto sanitário de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB), por processos de coagulação/floculação/sedimentação e por filtração biológica aeróbia. Para o processo de coagulação/floculação/sedimentação foram avaliados coagulantes à base de tanino (APS5T, AP Plus e AP C1) e o cloreto de polialumínio (PAC), nas concentrações de 15 e 30 mg/L. Foram realizados testes de jarros, utilizando a velocidade de 120 rpm e tempo de 1 minuto para a mistura rápida e 40 rpm e 15 minutos para a mistura lenta, com tempos de sedimentação de 45, 60 e 90 minutos. Os coagulantes à base de tanino foram superiores ao PAC para a remoção de demanda química de oxigênio (DQO), turbidez e sólidos totais (ST). Para a remoção de fósforo total, o PAC foi superior aos demais e para a remoção de nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) nenhum dos coagulantes tiveram desempenho satisfatório, ficando acima de 20 mg/L. No entanto, os coagulantes à base de tanino mostraram-se promissores e competitivos ao PAC para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios de manta de lodo. Já a filtração biológica, foi monitorada em escala plena, a fim de investigar a eficiência do sistema para a remoção de matéria orgânica carbonácea, sólidos e nitrogênio. Os melhores resultados de remoção obtidos foram de 87 % para DQO, 91 % para DBO e 100% para sólidos sedimentáveis, com concentrações médias no efluente de 48 mg/L, 22 mg/L e 0 mL/L, respectivamente. No entanto, a remoção de nitrogênio no sistema foi discreta.

Palavras chave: Esgoto Sanitário, Pós-tratamento, Filtro Percolador, Coagulação, Floculação, Sedimentação.

ABSTRACT

The aim of this study was to investigate two different types of post-treatment for sanitary sewage from anaerobic sludge blanket reactors (UASB), by coagulation/flocculation/sedimentation processes and by aerobic biological filtration. For the coagulation/flocculation/sedimentation process, tannin-based coagulants (APS5T, AP Plus and AP C1) and polyaluminium chloride (PAC) were evaluated at concentrations of 15 and 30 mg/L. Jar tests were performed using a speed of 120 rpm and a time of 1 minute for rapid mixing and 40 rpm and 15 minutes for slow mixing with sedimentation times of 45, 60 and 90 minutes. The tannin-based coagulants were superior to PAC for the removal of chemical oxygen demand (COD), turbidity and total solids (ST). For total phosphorus removal, the PAC was superior to the others and for the removal of ammonia nitrogen (N-NH_4^+) none of the coagulants had satisfactory performance, being above 20 mg/L. However, tannin-based coagulants were promising and competitive with PAC for post-treatment of anaerobic sludge blanket reactors. Biological filtration was monitored in full scale in order to investigate the efficiency of the system for the removal of carbonaceous organic matter, solids and nitrogen. The best removal results were 87 % for COD, 91 % for BOD and 100 % for sedimentable solids, with mean effluent concentrations of 48 mg/L, 22 mg/L and 0 mg/L, respectively. However, nitrogen removal in the system was discrete.

Keywords: Sanitary Sewage, Post-treatment, Trickling Filter, Coagulation, Flocculation, Sedimentation.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1-	Representação dos possíveis níveis de tratamento de uma estação de tratamento de esgoto convencional.....	16
FIGURA 2-	Representação esquemática do reator tipo UASB.....	18
FIGURA 3-	Representação esquemática do RALF.....	19
FIGURA 4-	(a) Representação esquemática do filtro biológico aeróbio (FBA) e (b) Foto do FBA real.....	24
FIGURA 4.1-	Fluxograma da ETE com identificação do ponto de coleta de amostras.....	32
FIGURA 4.2-	Eficiência de remoção DQO em relação as dosagens de coagulantes e tempos de sedimentação preestabelecidos.....	35
FIGURA 4.3-	Eficiência de remoção turbidez em relação as dosagens de coagulantes e tempos de sedimentação preestabelecidos.....	39
FIGURA 5.1-	Fluxograma da ETE real contendo o tratamento preliminar composto por gradeamento, desarenador do tipo <i>air lift</i> ciclônico e medidores de vazão (calha <i>Parshall</i> + medidor ultrassônico), reatores anaeróbios, filtros biológicos aeróbios e decantadores secundários e os pontos de amostragem.....	47
FIGURA 5.2-	Variação da concentração DQO, afluyente e efluente, e padrão de lançamento.....	50
FIGURA 5.3-	Variação da concentração DBO, afluyente e efluente, e padrão de lançamento.....	51
FIGURA 5.4-	Variação da concentração, afluyente e efluente, de Ssed.....	52
FIGURA 5.5-	Variação da concentração de N-NH ₄ ⁺ ao longo das unidades operacionais, sequencial.....	53
FIGURA 5.6-	Variação da concentração de N-NO ₂ ⁻ ao longo das unidades operacionais, sequencial.....	54
FIGURA 5.7-	Variação da concentração de N-NO ₃ ⁻ ao longo das unidades operacionais, sequencial.....	54
FIGURA 5.8-	Porcentagem de óxidos que compõe as rochas que preenchem o FBA (A) e FBA (B) (a) óxidos mais representativos (b) óxidos com menor representatividade.....	57

LISTA DE TABELAS

TABELA 1–	Estudos realizados com diferentes coagulantes e tipos de efluentes, seguidos das dosagens ótimas e resultados obtidos.....	22
TABELA 2–	Fatores intervenientes no processo de nitrificação e desnitrificação.....	26
TABELA 3–	Parâmetros e padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores exigidos pela CONAMA 430 (BRASIL, 2011) e SEMA 021 (PARANÁ, 2009)	28
TABELA 4.1–	Velocidades e tempos de mistura rápida, mistura lenta e sedimentação seguidos do efluente utilizado, reportados na literatura.....	33
TABELA 4.2–	Caracterização do efluente de reator tipo UASB utilizado para os ensaios de testes de jarros em laboratório, no período de Abril de 2018 a Julho de 2018, sendo n o número de amostras.....	34
TABELA 4.3–	Caracterização do afluente de reator tipo UASB para os parâmetros de DQO, Ptotal, N-NH ₄ ⁺ , turbidez e sólidos totais.....	36
TABELA 4.4–	Coagulantes utilizados, concentração inicial e concentrações médias de DQO obtidas nos ensaios realizados, nas concentrações e tempos de sedimentação preestabelecidos.....	37
TABELA 4.5–	Coagulantes utilizados, concentração de Ptotal pós reator tipo UASB e concentrações médias de Ptotal obtidas nos ensaios realizados, nas concentrações e tempos de sedimentação preestabelecidos.....	38
TABELA 4.6–	Coagulantes utilizados, concentração de turbidez pós reator tipo UASB e concentrações médias de Turbidez obtidas nos ensaios realizados, nas concentrações e tempos de sedimentação preestabelecidos.....	39
TABELA 4.7–	Coagulantes utilizados, concentração de sólidos totais pós reator tipo UASB e concentrações médias de sólidos totais obtidas nos ensaios realizados, nas concentrações e tempos de sedimentação preestabelecidos.....	40
TABELA 5.1–	Caracterização do afluente do esgoto bruto, com valores de média, máximo e mínimo e n o número de amostras.....	49
TABELA 5.2–	Média e valores máximos e mínimos dos parâmetros analisados para o efluente. sendo n o número de amostras e valores máximos permissíveis para lançamento de efluentes previstos nas Resoluções Conama 430 e Sema 021.....	52
TABELA 5.3–	Valores máximo, mínimos e médios de pH e alcalinidade ao longo das unidades operacionais do sistema, sendo n o número de amostras.....	57

LISTA DE SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	American Public Health Association
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPA	Environmental Protection Agency
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FBA	Filtro Biológico Aeróbio
OD	Oxigênio Dissolvido
PAC	Cloreto de Polialumínio
RALF	Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado
pH	Potencial hidrogeniônico
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Estado do Paraná
SEMA	Secretaria de Estado de Meio Ambiente
ST	Sólidos Totais
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blank

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVOS	14
2.1	OBJETIVO GERAL	14
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
3.1	TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO	15
3.2	TRATAMENTO POR REATORES ANAERÓBIOS DE MANTA DE LODO E FLUXO ASCENDENTE	17
3.3	PÓS-TRATAMENTO DE REATORES ANAERÓBIOS DE MANTA DE LODO POR PROCESSO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO COM COAGULANTES ORGÂNICOS E INORGÂNICOS	20
3.4	PÓS-TRATAMENTO DE REATORES ANAERÓBIOS DE MANTA DE LODO POR FILTROS BIOLÓGICOS AERÓBIOS PARA A REMOÇÃO MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO	23
3.5	FATORES INTERVENIENTES NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO E DENITRIFICAÇÃO	25
3.6	PADRÕES DE LANÇAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO	27
4	ARTIGO I	29
4.1	INTRODUÇÃO	30
4.2	METODOLOGIA	31
4.2.1	ETE em escala plena	31
4.2.2	Caracterização do efluente de reator tipo UASB	33
4.2.3	Coagulantes	33
4.2.4	Métodos analíticos	33
4.2.5	Ensaio de bancada – teste de jarros	34
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
4.3.1	Remoção de DQO	35
4.3.2	Remoção de nutrientes: nitrogênio amoniacal (N-NH ₄ ⁺) e fósforo total (P _{total})	37
4.3.3	Remoção de turbidez e sólidos totais (ST)	39
4.4	CONCLUSÕES	40

REFERÊNCIAS	41
5 ARTIGO II	43
5.1 INTRODUÇÃO	44
5.2 METODOLOGIA	46
5.2.1 ETE em escala plena	46
5.2.2 Descrição dos pontos de coleta e análises de monitoramento	48
5.2.3 Métodos analíticos	49
5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
5.3.1 Remoção de nitrogênio	53
5.4 CONCLUSÕES	58
REFERÊNCIAS	59
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	62
REFERÊNCIAS	63
APÊNDICE A – DETALHES	67

1 INTRODUÇÃO

O tema desta pesquisa parte do trabalho que vem sendo implementado em estações de tratamento de esgoto sanitário pela Companhia de Saneamento do Estado do Paraná (SANEPAR), a qual utiliza como pós-tratamento de reator anaeróbio de manta de lodo, os processos de coagulação/floculação/sedimentação e filtros biológicos aeróbios.

Segundo a Lei Federal nº 11.445 de 05 de janeiro de 2007 (BRASIL, 2007), que delibera sobre as diretrizes nacionais para o saneamento básico, define este como o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos. Dentre esses, o esgotamento sanitário é o setor que tem maior deficiência nos municípios brasileiros (CAVALCANTE, 2007).

Segundo o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto do Ministério das Cidades (BRASIL, 2019), referente ao ano de 2017, somente 52,4% do esgoto produzido em todo país é coletado por meio de redes. Na região Sul apenas 44,9% do esgoto gerado recebe tratamento, porém o esgoto coletado tem um índice de tratamento igual a 93,3%, o qual teve aumento de 0,4 pontos percentuais quando comparado com o ano de 2016.

A ineficiência ou falta da prestação de serviços básicos de saneamento contribui para precariedade da saúde pública e problemas ambientais de uma localidade (FERREIRA et al., 2016).

Para um aumento significativo na melhoria desses índices, é necessário investir no desenvolvimento de sistemas de tratamento simples, eficientes e adaptáveis às condições econômicas e estruturais do Brasil (CAVALCANTE, 2007), utilizando da melhor forma a tecnologia disponível para controlar os níveis de poluição do efluente que é descartado no ambiente (TEH et al., 2016).

O uso da tecnologia anaeróbia para tratamento de esgoto doméstico é uma alternativa viável tanto para países em desenvolvimento, com menor poder aquisitivo, quanto para nações mais desenvolvidas, mas com baixa disponibilidade de áreas (ABREU; ZAIAT, 2008). Os baixos custos de implantação, especialmente de manutenção e operação dessas unidades, juntamente com a eficiência de remoção,

viabilizaram a implantação de reatores anaeróbios do tipo UASB (do inglês, *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) para o tratamento de esgotos sanitários (JAVAREZ, 2007).

No estado do Paraná, a SANEPAR denomina este tipo de reator de Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado (RALF), o qual tem o mesmo princípio de funcionamento que o UASB, porém com algumas modificações construtivas (AISSE et al., 2002).

Tanto no Brasil quanto no Paraná os reatores anaeróbios tornaram-se consagrados ao serem utilizados de maneira extensiva no tratamento de esgotos para atender populações de 200 a 600.000 habitantes (AISSE et al., 2002; CAMPOS, 1999).

Apesar das vantagens, na maioria dos casos, os reatores UASB não produzem efluentes que atendem à legislação ambiental, demandando de uma ou mais unidades de pós-tratamento (GONÇALVES; ARAÚJO; CHERNICHARO, 1998 e SANTOS et al., 2016), para que os parâmetros de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos sedimentáveis (S_{sed}), materiais flutuantes, óleos e graxas, temperatura, pH e nitrogênio amoniacal total ($N-NH_4^+$) se enquadrem aos padrões de lançamento de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

Por isso os pós-tratamentos se fazem necessários para enquadramento aos padrões e exigências estabelecidos pela Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011) e Resolução SEMA 021 (PARANÁ, 2009).

Sabendo da importância e da necessidade dos pós-tratamentos, neste trabalho foram investigadas duas alternativas para o tratamento de efluentes de reator de manta de lodo provenientes de Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário (ETE).

Objetivando a aplicação de tratamentos eficazes, no presente trabalho será avaliada a eficiência dos processos de coagulação/floculação/sedimentação, utilizando coagulantes orgânicos vegetais à base de tanino como alternativa ao cloreto de polialumínio (PAC), apresentado no Capítulo 4 sob o título de: “Pós-tratamento de esgoto sanitário de reator anaeróbio de manta de lodo: por processos de coagulação/floculação/sedimentação”.

E, paralelamente, será avaliada a eficiência do pós-tratamento utilizando filtros biológicos aeróbios para a remoção de nitrogênio, matéria orgânica carbonácea e sólidos, apresentado no Capítulo 5 sob o título de: “Pós-tratamento de esgoto sanitário de reator anaeróbio de manta de lodo: por filtração biológica aeróbia”.

Considerando os padrões de lançamento do esgoto tratado estabelecidos nas resoluções CONAMA 430 (BRASIL, 2011) e SEMA 021 (PARANÁ, 2009) para ambos.

Dessa forma, o trabalho teve por objetivo investigar duas importantes alternativas de pós-tratamento de reatores anaeróbios de manta de lodo, com vieses diferentes, optando-se por apresentar a dissertação em dois artigos diferentes do mesmo.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar duas diferentes alternativas de pós-tratamento de esgoto sanitário de reator anaeróbio de manta de lodo, por processo de coagulação/floculação/sedimentação e por filtração biológica.

Investigar os pós-tratamentos de esgoto sanitário de reator anaeróbio de manta de lodo por processo de coagulação/floculação/sedimentação com coagulantes vegetais à base de tanino e cloreto de polialumínio e por filtração biológica aeróbia.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

a) Em escala de bancada de laboratório, comparar o desempenho entre coagulantes vegetais à base de tanino (AP S5T, AP Plus e AP C1) e o cloreto de polialumínio (PAC), variando as concentrações aplicadas, quanto a remoção de demanda química de oxigênio, fósforo total, nitrogênio amoniacal, turbidez e sólidos totais e investigar se estes atendem aos padrões de lançamento estabelecidos nas resoluções e portarias exigidas.

b) Em escala plena, monitorar o novo fluxograma da Estação de Tratamento de Esgoto por um ano para avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica, sólidos e nitrogênio, a fim de verificar se estes atendem aos padrões de lançamento estabelecidos nas resoluções exigidas.

c) Monitorar se há interferência dos meios filtrantes dos filtros biológicos aeróbios no efluente.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

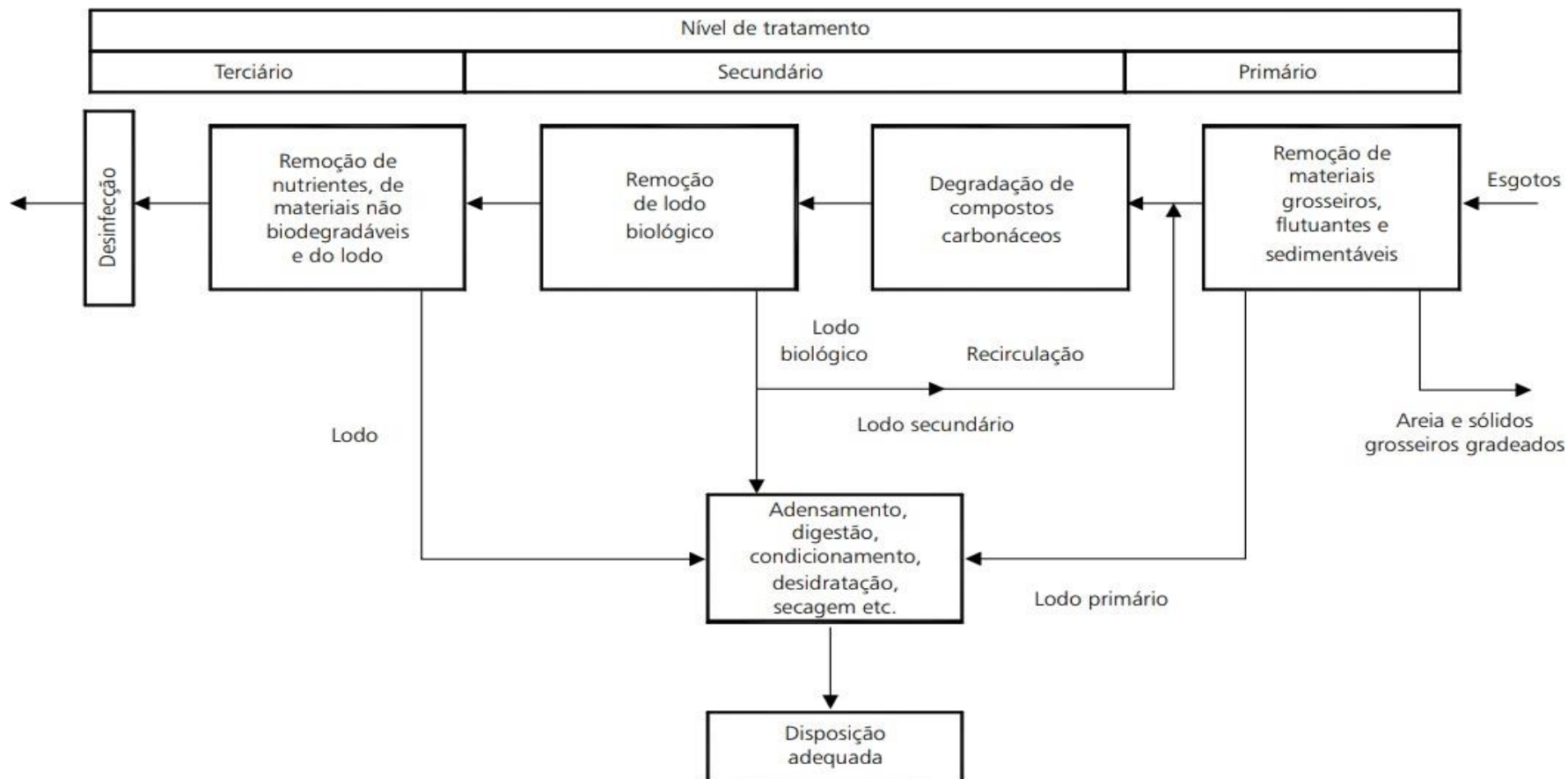
3.1 TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

Esgoto sanitário é o despejo líquido constituído predominantemente de esgotos domésticos, águas de infiltração, contribuição pluvial parasitária, que é a parcela do deflúvio superficial inevitavelmente absorvida pela rede de esgoto sanitário, e Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), a qual consiste em uma estrutura de propriedade pública ou privada destinada para o tratamento de esgoto sanitário (PARANÁ, 2009).

Inicialmente os objetivos do tratamento de esgotos eram associados apenas na remoção de sólidos suspensos e flotáveis, tratamento de orgânicos biodegradáveis e eliminação de patógenos, embora ainda seja válido, com o passar dos anos, a ênfase tem mudado e há tendência que seja considerada a remoção de constituintes, como nitrogênio e fósforo, que poderia causar efeitos a longo prazo sobre a saúde e ambiente, os quais devem atender aos padrões estabelecidos pelos órgãos federais, estaduais e regionais (METCALF; EDDY, 2014).

Para isso é necessário ajustar a tecnologia de tratamento de forma que seja eficiente para redução ou eliminação de uma ampla gama de substâncias (MORRIS et al., 2017). Na FIGURA 1 tem-se a representação da composição dos níveis de tratamento de uma estação de tratamento de esgoto convencional. Os sistemas de tratamento devem ser constituídos de acordo com o tipo de poluente que se deseja remover, bem como a eficiência que se deseja alcançar, atendendo aos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores.

FIGURA 1- Representação dos possíveis níveis de tratamento de uma estação de tratamento de esgoto convencional



Fonte: Campos (1999)

De acordo com Sperling (2005), o tratamento dos esgotos é classificado usualmente em níveis: preliminar, primário, secundário e terciário (eventualmente).

- a) Tratamento preliminar: onde são removidos os sólidos grosseiros.
- b) Tratamento primário: remoção de sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica.
- c) Tratamento secundário: remoção de matéria orgânica e eventualmente nutrientes como o nitrogênio e o fósforo.
- d) Tratamento terciário: remoção de poluentes específicos e remoção complementar de poluentes remanescentes do tratamento secundário.

Nos tratamentos, preliminar e primário, os mecanismos físicos são predominantes, sendo que o preliminar geralmente é constituído por grade, desarenador e medidor de vazão e o primário por decantadores primários. No tratamento secundário são os mecanismos biológicos que predominam. Nessa etapa os sistemas de tratamento podem ser do tipo disposição no solo, sistemas anaeróbios, lodos ativados e reatores aeróbios com biofilmes. Já o uso de tratamento terciário é raro em estações de tratamento de esgoto doméstico de países em desenvolvimento (SPERLING, 2005), sendo que este cenário persiste até os dias atuais.

3.2 TRATAMENTO POR REATORES ANAERÓBIOS DE MANTA DE LODO E FLUXO ASCENDENTE

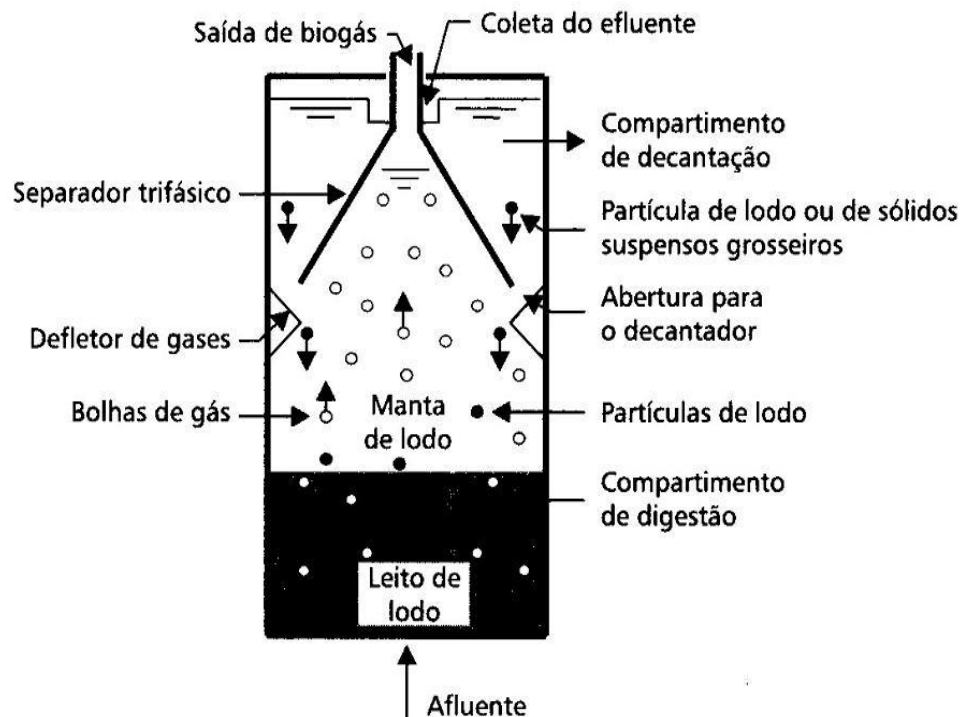
O uso de reatores anaeróbios para tratamento de esgoto sanitário é uma tecnologia bastante difundida no país, a qual dispensa o uso de decantadores primários, simplificando o fluxograma das estações de tratamento.

Os reatores anaeróbios sobrepõem-se aos demais pelas suas características favoráveis, que consistem na baixa produção de sólidos, geram lodo já estabilizado dispensando os digestores, baixo custo de implantação e operação, tolerância à aplicação de elevadas cargas orgânicas, simplicidade operacional, fatores esses aliados ao clima e às condições ambientais favoráveis do Brasil. No entanto esses reatores tem baixa eficiência na remoção de nitrogênio e fósforo, além de possuírem uma característica do processo que é a limitação na eficiência de remoção da matéria orgânica carbonácea, em torno de 70%, sendo necessária a utilização de pós-tratamento para atender aos padrões de lançamento (SPERLING, 2005;

PELEGRINO, 2011; JAVAREZ, 2007; CAMPOS, 1999; CHERNICHARO; NASCIMENTO, 2001; GONÇALVES; ARAÚJO; CHERNICHARO, 1998).

Na FIGURA 2 encontra-se a representação esquemática de um reator do tipo UASB e seus principais componentes.

FIGURA 2 – Representação esquemática do reator tipo UASB

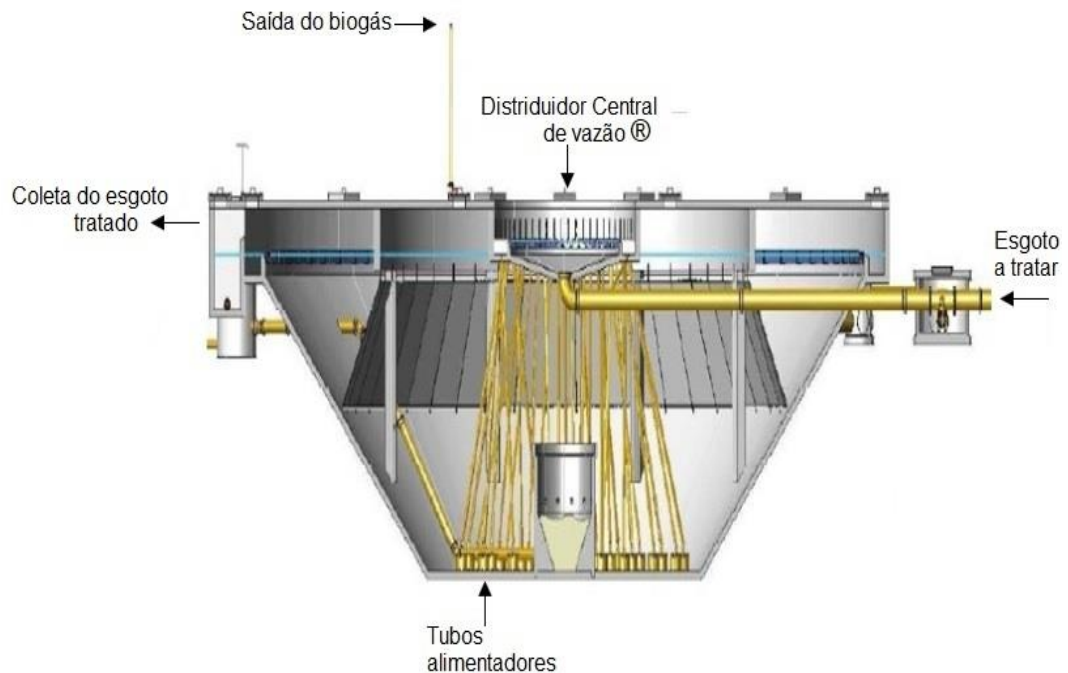


Fonte: Campos (1999)

O afluente é distribuído na parte inferior do reator, passando pelo leito de lodo e é coletado na parte superior do mesmo. A estabilização da matéria orgânica se dá em todas as regiões do reator. Na parte superior há um componente denominado separador trifásico onde se dá a separação dos sólidos, líquidos e gases, fazendo com que os sólidos que venham a se desprender da manta de lodo sejam direcionados para a dentro do reator, os gases - com o auxílio de um defletor - é direcionado para a saída de biogás e o líquido (efluente) é coletado na parte superior desse reator (CAMPOS, 1999; SPERLING, 2005).

No estado do Paraná esse reator é denominado como Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado (RALF) pela Companhia de Saneamento do Estado (SANEPAR), ambos têm o mesmo princípio de funcionamento, havendo algumas modificações construtivas (AISSE et al., 2002), sendo representado de forma esquemática na FIGURA 3.

FIGURA 3 – Representação esquemática do RALF



Fonte: Adaptado de SANEPAR (2013) *apud* Machado Filho (2015)

O reator apresentado na FIGURA 3 possui formato tronco cônico invertido, onde o esgoto a ser tratado entra pela parte superior e então é conduzido até o distribuidor central de vazão, onde, por meio de tubos alimentadores é distribuído na parte inferior do reator. A coleta do esgoto tratado se dá na parte superior do reator.

O efluente proveniente de reatores anaeróbios de manta de lodo pode ser tratado por meio de lagoas facultativas, de alta taxa e aeradas, disposição no solo, lodos ativados, processo físico-químico, filtros biológicos aeróbios, entre outros (PELEGRINO, 2011; SPERLING, 2016).

Segundo o Atlas Esgoto, publicado pela Agência Nacional de Águas (ANA) no ano de 2017 com dados referentes ao ano de 2013, na cidade de Ponta Grossa, Paraná, a população urbana possui 93% de atendimento adequado. Das nove ETE, quatro possuem filtros biológicos como pós-tratamento de reator anaeróbio, três lagoas de polimento, uma possui apenas o reator anaeróbio e outra é considerada como ETE de pequeno porte (BRASIL, 2017). No entanto, atualmente uma dessas ETE foi adaptada e implementado um sistema de pós-tratamento por meio de agentes coagulantes.

3.3 PÓS-TRATAMENTO DE REATORES ANAERÓBIOS DE MANTA DE LODO POR PROCESSO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO COM COAGULANTES ORGÂNICOS E INORGÂNICOS

A utilização do processo de coagulação/floculação/sedimentação possui um custo mais elevado quando comparados às tecnologias biológicas, como lagoas facultativas, filtros biológicos aeróbios, entre outros, no entanto essa é uma alternativa quando se tem a necessidade de atender a padrões de lançamento de esgotos sanitários mais restritos, ETE mais compactas e com tratamentos que demandem de menores tempos de detenção hidráulica (TDH).

A coagulação e floculação química utilizada no tratamento de águas residuárias envolve a adição de produtos químicos para alterar o estado físico dos sólidos suspensos e dissolvidos. Na coagulação ocorre o processo de desestabilização das partículas, por meio de um agente coagulante, já a floculação é a etapa onde as partículas se unem, aumentando seu tamanho, facilitando a remoção destes por meio da sedimentação. Ressaltando que não apenas separa os sólidos em suspensão do efluente, como também remove cor e outros poluentes, como a matéria orgânica (VERMA; DASH; BHUNIA, 2012 e HAMEED et al., 2016).

Esse tipo de processo já é bastante utilizado para o tratamento de efluentes industriais devido a sua simplicidade operacional aliada a boa eficiência do processo.

Já a utilização dos processos físico-químicos no tratamento de esgotos sanitários tem se difundido nos últimos anos, principalmente quando associados a processos biológicos anaeróbios, demonstrando ser uma alternativa interessante para pós-tratamento de reatores anaeróbios de manta de lodo (SANTOS, 2001).

Esse tipo de processo depende, em sua maioria, do desempenho do coagulantes/floculantes, mas com os grandes volumes a serem tratados e variabilidade do efluente, se faz necessário fazer ajustes para que o tratamento seja eficiente (ZHENG et al., 2011), pois os produtos utilizados no processo conferem diferentes resultados dado que cada efluente tem suas características físicas e químicas próprias (RAMALHO, 2013).

Portanto para que sua aplicação tenha alta eficiência, é necessário fazer uma otimização do processo levando em conta os vários fatores intervenientes como: pH, dosagem, velocidade e tempo de mistura (LI et al., 2016). As condições ótimas são determinadas em ensaios de testes de jarros (ZHENG et al., 2011).

Os agentes coagulantes mais utilizados no processo de coagulação são os sais inorgânicos, como o sulfato de alumínio, cloreto férrico e cloreto de polialumínio. No entanto, acrescentam elementos químicos ao efluente final e ao lodo, ou seja, são ambientalmente menos desejáveis que os coagulantes naturais (PELEGRINO, 2011), pois o alumínio presente nos lodos além de diminuir a disponibilidade de fósforo às plantas é também tóxico a maioria delas (MOTTA et al., 2005)

Os taninos são definidos como compostos fenólicos biodegradáveis com alta solubilidade em água, capazes de formar complexos com proteínas e outras macromoléculas e minerais. São extraídos de árvores *Acacia mearnsii* De Wild, *Schinopsis balancae* e *Castania Sativa* (HAMEED et al., 2016; SÁNCHEZ-MARTÍN; BELTRÁN-HEREDIA; SOLERA-HERNÁNDEZ, 2010). São utilizados como base de produção de coagulantes, a partir da reação entre o tanino condensado e o cloreto de imínio, formado pela reação do cloreto de amônio e o aldeído fórmico, formando polímero orgânico catiônico (MANGRICH et al., 2014).

Os taninos são moléculas com propriedades coagulantes, que agem desestabilizando os coloides através da diminuição do potencial zeta, durante o processo de coagulação, e, posteriormente permite a formação de flocos (SILVA, 1999).

O uso dos coagulantes orgânicos, aplicados isoladamente ou associados aos polímeros, são alternativas interessantes pois são biodegradáveis, não tóxicos, geram lodos com menores teores de metais e em menor quantidade quando comparados com os coagulantes inorgânicos (KONRADT-MORAES et al., 2007; VALVERDE et al., 2018). Devido a inexistência de metais remanescentes no lodo gerado, a disposição final do mesmo é facilitada, podendo ser utilizado para fins mais específicos, como a agricultura (CORAL; BERGAMASCO; BASSETTI, 2009).

A dosagem de coagulante varia de acordo com cada efluente a ser tratado, sendo estas determinadas em testes de jarros. Na Tabela 1 são apresentados estudos realizados com diferentes coagulantes e efluentes, seguidos das dosagens utilizadas e resultados obtidos.

TABELA 1 – Estudos realizados com diferentes coagulantes e tipos de efluentes, seguidos das dosagens ótimas e resultados obtidos

Coagulante	Dosagem	Efluente utilizado	Resultados obtidos	Autores
Alumínio Cloreto Férrico Sulfato Férrico Cloreto de Polialumínio	20 mg/L 39,6 mg/L 17,6 mg/L 24 mg/L	Efluente pós UASB	Concentração de DBO inferior a 20 mg/L e Sólidos Suspensos inferior a 50 mg/L para os quatro coagulantes	PRAKASH et al. (2007)
Lodo de ETA + Alumínio	15 g/L + 4,2 mg/L	Efluente pós UASB	Remoção de: DBO (78%), DQO (74%), turbidez (89%), fosfato (79%), sólidos suspensos (84%) e coliformes totais (99,7%)	ABHILASH e AHAMMED (2013)
Tanfloc® PAC	35 mg/L 35 mg/L	Esgoto Sanitário	Tanfloc® superior ao PAC em relação a remoção de DQO, DBO e sólidos suspensos totais	HAMEED et al. (2016)
Tanfloc®	40 mg/L	Esgoto Sanitário	Constataram que o Tanfloc® é comparável ao Alumínio para remoção de DBO, DQO e turbidez	BELTRÁN-HEREDIA e SÁNCHEZ-MARTÍN (2009)

Prakash et al. (2007) utilizaram quatro diferentes coagulantes (alumínio, cloreto férrico, sulfato férrico e cloreto de polialumínio) no processo de coagulação/floculação como pós-tratamento para efluente de um reator tipo UASB no tratamento de esgoto doméstico. Foram feitos testes para obtenção das dosagens ideais (20 mg/L para alumínio, 24 mg/L PAC, 39,6 mg/L cloreto férrico e 17,6 mg/L sulfato férrico), tendo como tempos e gradientes de mistura rápida 100 rpm por 2 minutos, de mistura lenta 20 rpm por 20 minutos e tempo de sedimentação igual a 30 minutos. Constatou-se que para a redução de DBO e sólidos suspensos (SS), para menos de 20 e 50 mg/L, respectivamente, os quatro coagulantes foram eficientes, mas para a utilização do efluente para a irrigação irrestrita, somente a coagulação/floculação não foi eficiente, necessitando de posterior desinfecção.

Abhilash e Ahammed (2013) estudaram a viabilidade de utilizar o lodo de estação de tratamento de água (ETA) à base de cloreto de polialumínio associado ao coagulante fresco como agente coagulante para efluente de um reator tipo UASB. As dosagens ótimas obtidas foram de 15 g/L de lodo de ETA mais 4,2 mg Al/L do coagulante fresco com pH 9. A remoção de DQO e turbidez foram entre 74% e 89%, respectivamente, além da alta remoção de fosfato (79%), sólidos suspensos (84%), DBO (78%) e coliformes totais (99,7%). Esse estudo mostrou que o lodo de ETA combinado ao coagulante fresco proporcionou maior remoção de DQO, DBO,

turbidez, fosfatos e sólidos suspensos quando comparado a apenas ao coagulante fresco, além de apresentar uma nova alternativa de reutilização do lodo.

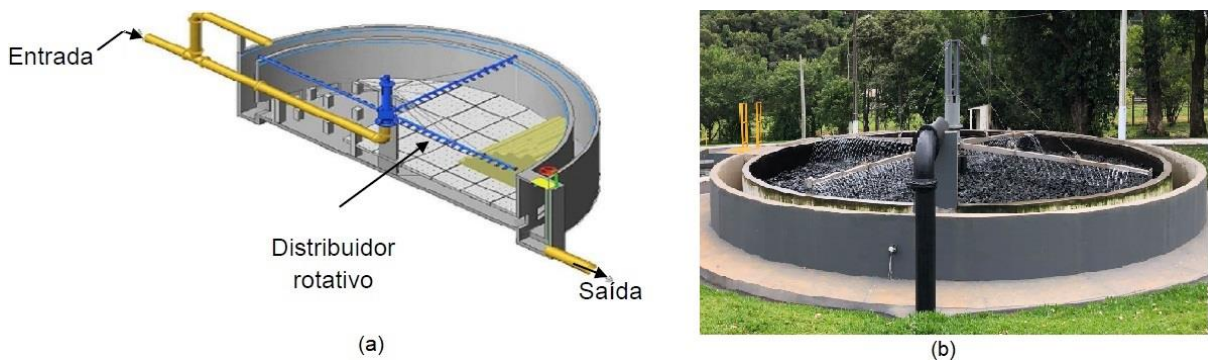
Haamed et al. (2016) realizaram ensaios utilizando Tanfloc[®] (coagulante à base de tanino) e PAC como agentes coagulantes para esgoto sanitário. Os tempos e gradientes para a obtenção da dose ideal de coagulante que foi de 35 mg/L para ambos, foram de 200 rpm por 1 minuto na mistura rápida, 60 rpm por 5 minutos para mistura lenta e 10 minutos de sedimentação. O Tanfloc[®] apresentou resultados superiores ao PAC para a remoção de DQO, DBO e sólidos suspensos totais (SST), mas para a remoção de fósforo total o PAC teve melhor desempenho.

Beltrán-Heredia e Sánchez-Martín (2009) investigaram o Tanfloc[®] como agente coagulante para tratamento de esgoto sanitário, para obtenção da dosagem ideal (em torno de 40 mg/L), utilizaram os gradientes e tempos de mistura rápida de 100 rpm por 2 minutos, 40 rpm por 30 minutos para mistura lenta e 60 minutos de sedimentação. Com isso constataram que o Tanfloc[®] é comparável ao alumínio em termos de remoção de DBO, DQO e turbidez, também verificaram que a temperatura não influenciou o processo além da vantagem de se produzir lodo livres de sais de ferro e alumínio.

3.4 PÓS-TRATAMENTO DE REATORES ANAERÓBIOS DE MANTA DE LODO POR FILTROS BIOLÓGICOS AERÓBIOS PARA A REMOÇÃO MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO

Os filtros biológicos aeróbios (FBA) são constituídos por tanques recheados com material grosseiro, por onde escoar o esgoto e circula o ar nos espaços vazios, permitindo o crescimento bacteriano aderido na superfície do material, formando biofilme, onde há interação entre os microrganismos e a matéria orgânica, de forma que fique retida por tempo suficiente para a sua estabilização (SPERLING, 2005) como mostrado na FIGURA 4 (a) e (b).

FIGURA 4 – (a) Representação esquemática do filtro biológico aeróbio (FBA) e (b) Foto do FBA real



Fonte: (a) Adaptado de SANEPAR (2013) *apud* Machado Filho (2015) (b) A autora

A escolha do material de preenchimento desses filtros é de suma importância pois deve permitir a fixação dos microrganismos e retenção dos sólidos suspensos que estão presentes no efluente (GIUSTINA; MIRANDA; MONTEGGIA, 2010). Geralmente se utiliza a pedra britada de origem basáltica com diâmetro entre 5,0 e 10,0 cm - brita número 4 - previamente lavadas e isentas de substâncias estranhas que possam interferir na eficiência do processo (MACHADO, 1997). Podendo ser utilizados também outros materiais como plástico, polietileno, polipropileno, poliuretano, zeólitas, carvão ativado, borracha, dentre outros (NAZ et al., 2014; ZHANG et al., 2016).

A concentração residual de sólidos em suspensão e matéria orgânica proveniente do reator anaeróbio é polida no sistema aeróbio (KASSAB et al., 2010), além de possuir capacidade de degradar os compostos solúveis e filtrar as partículas em suspensão (GONÇALVES; ARAÚJO; CHERNICHARO, 1998).

Quando se utiliza o tratamento de águas residuárias domésticas sequenciais, anaeróbio seguido do aeróbio, são exploradas as vantagens de ambos os sistemas em sua configuração mais econômica, pois tem boa eficiência, baixo consumo de energia e simplicidade de manutenção e operação. (ALMEIDA; CHERNICHARO; SOUZA, 2009; KASSAB et al., 2010).

Nesse sistema também se dá a oxidação de amônio em nitrito e nitrato via nitrificação e quando parte do efluente aeróbio nitrificado é recirculado para o reator anaeróbio ocorre a desnitrificação junto com a digestão anaeróbia, pois nesse reator, parte do teor de carbono orgânico presente no efluente bruto serve como fonte de carbono para a desnitrificação, o restante é convertido em metano (KASSAB et al., 2010).

Chernicharo e Nascimento (2001) utilizaram um sistema piloto onde, após o tratamento preliminar, o efluente era direcionado para o UASB, então seguia para uma caixa de mistura contínua para não haver sedimentação de sólidos e por fim era direcionado para o FBA preenchido com resíduo de indústria siderúrgica, esse sistema foi alimentado com esgoto doméstico. A concentração efluente de DQO foi mantida entre 60 e 120 mg/L atingindo eficiência de remoção variando entre 74 a 88%, enquanto a DBO manteve-se abaixo de 60 mg/L com eficiência de remoção média de 87% e sólidos suspensos abaixo de 30 mg/L, mostrando que esse sistema é uma alternativa promissora para o tratamento de esgoto sanitário no Brasil e outros países em desenvolvimento.

Almeida; Chernicharo e Souza (2009) desenvolveram sistemas compactos de UASB/FBA, sem a unidade de decantação secundária, para tratamento de esgoto doméstico em pequenas comunidades no Brasil. Os meios suportes dos FBA foram folhas de polietileno corrugado e no outro a associação de folhas de polietileno mais esponjas. A eficiência de remoção de DBO e sólidos suspensos totais foi entre 85% e 95% e para DQO entre 80% a 85%, atendendo aos padrões de lançamento de efluente. Apesar de não reduzirem de forma considerável a concentração de amônia, eles afirmam que esta é uma alternativa notável para pós-tratamento de UASB.

3.5 FATORES INTERVENIENTES NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO

A nitrificação é a oxidação do nitrogênio amoniacal realizada por microrganismos quimiolitotróficos sob condições estritamente aeróbias. A conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato ocorre por meio de reações heterogêneas, em duas etapas: sendo a primeira chamada nitritação, onde se dá a oxidação de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) a nitrito (NO_2^-) e a segunda, nitratação, que é a oxidação do nitrito (NO_2^-) a nitrato (NO_3^-) (EPA, 2009).

Na nitritação, o amônio é levado até nitrito pelas bactérias oxidadoras de amônio (AOB), sendo que os microrganismos predominantes pertencem ao gênero de bactérias *Nitrossomonas*, contudo, os gêneros *Nitrossococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosovibrio* e *Nitrosolobulus* também podem oxidar o nitrogênio amoniacal a nitrito. Já na nitratação, o nitrito é consumido pelas bactérias oxidadoras de nitrito (NOB), sendo o gênero predominante denominado de *Nitrobacter*, mas bactérias do gênero

Nitrospina, *Nitrococcus* e *Nitrospira* também podem oxidar o nitrito, produzindo nitrato (FLORENCIO, et al., 2009; EPA, 2009; ZOPPAS, BERNARDES, MENEGUZZI, 2016).

Na Tabela 2, são apresentados os fatores intervenientes no processo de nitrificação e desnitrificação.

TABELA 2 – Fatores intervenientes no processo de nitrificação e desnitrificação

Parâmetro	Nitrificação	Desnitrificação	Recomenda
Temperatura (°C)	10 a 25 28 e 30	25	EPA (2009) KIM; LEE; KELLER (2006)
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	> 3 a 4	0	EPA (2009)
pH	Entre 6,8 a 8,0		HIDAKA et al. (2002)
Alcalinidade	Consumo	Produção	EPA (2009)

Para que o processo de nitrificação seja eficiente, a *Environmental Protection Agency* (EPA, 2009) recomenda que a temperatura do líquido deve estar entre 10°C a 25°C e que o incremento de 8°C a 10°C de temperatura pode fazer com que dobre a taxa de nitrificação. Kim; Lee; Keller (2006) afirmam que temperaturas entre 28°C e 30°C estimulam o crescimento de AOB sobre as NOB e que temperaturas abaixo de 10°C inibem drasticamente a velocidade de nitrificação.

A taxa de nitrificação começa a reduzir quando se tem a concentração de oxigênio dissolvido (OD) abaixo de 3 a 4 mg/L, sendo que em concentrações abaixo de 2 mg/L há redução significativa (EPA, 2009; HIDAKA et al., 2002).

O pH ótimo para a nitrificação encontra-se na faixa de 6,8 a 8,0, com pH mais baixo a ocorrência da nitrificação é mais lenta, sendo que no pH 6,0 ocorre apenas 20% de nitrificação quando comparado com o pH 7, enquanto que nesse processo ocorre o consumo de alcalinidade, onde calcula-se que 7,14 mg de alcalinidade como CaCO₃ são requeridas para oxidar 1 mg de nitrogênio amoniacal, podendo ser adicionados produtos químicos para elevar o pH a níveis aceitáveis (EPA, 2009).

A desnitrificação consiste na redução do nitrito ou nitrato a nitrogênio gasoso (N₂) e se dá por uma variedade de microrganismos heterotróficos, a maioria são bactérias aeróbias facultativas capazes de usar o oxigênio (O₂), nitrito ou nitrato como receptores de elétrons para oxidação do material orgânico, sendo elas dos gêneros: *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Moraxella*,

Nesseria, *Paracoccus*, *Propionibacteria*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum* e *Vibrio* (EPA, 2009). Para que ocorra de forma efetiva é necessário que o ambiente não tenha oxigênio dissolvido no meio para garantir que o nitrito ou nitrato sejam utilizados como receptores de elétrons ao invés do oxigênio.

Além da ausência de oxigênio dissolvido no meio (concentrações acima de 0,1 a 0,5 mg/L podem ter efeito inibidor da desnitrificação) a EPA (2009) também recomenda que a temperatura seja de aproximadamente 25°C, que a fonte de carbono orgânico para as bactérias desnitrificantes podem ser na forma de produtos orgânicos degradáveis solúveis presentes no afluente, matéria orgânica liberada durante a decomposição endógena da biomassa e material orgânico solúvel produzido por hidrólise de material particulado, e em relação a alcalinidade, nesse processo é produzido 3,57 mg/L de alcalinidade na forma de CaCO₃ para cada 1 mg/L de nitrogênio amoniacal consumido no processo.

3.6 PADRÕES DE LANÇAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

Para lançar o efluente em corpos hídricos é necessário que estes atendam aos padrões de estabelecidos pela Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011) e Resolução SEMA 021 (PARANÁ, 2009), conforme a Tabela 3, prevalecendo a norma ambiental mais restritiva.

TABELA 3 – Parâmetros físico-químicos e padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores exigidos pela Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011) e Resolução SEMA 021 (PARANÁ, 2009).

Parâmetro	Resolução CONAMA 430	Resolução SEMA 021
Temperatura	< 40 °C	-
Sólidos sedimentáveis	< 1mL/L	-
Materiais flutuantes	Ausente	-
pH	Entre 5 e 9	-
DBO	Redução mínima de 60% no tratamento	90 mg/L
DQO	-	225 mg/L
Substâncias solúveis em hexano (óleos e graxas) *	Até 100 mg/L	-
Óleos vegetais e gorduras animais *	-	50 mg/L
Óleos minerais *	-	20 mg/L
Nitrogênio Amoniacal Total **	20 mg/L	-

Fonte: Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011), Resolução SEMA 021 (PARANÁ, 2009), Portaria 910 (PARANÁ, 2013)

*Os parâmetros: substâncias solúveis em hexano (óleos e graxas), óleos vegetais e gorduras animais e óleos minerais não são escopo do trabalho, porém estão contidos na Resolução SEMA 021 (PARANÁ, 2009) e CONAMA 430 (BRASIL, 2011).

** Não é exigível o padrão de nitrogênio amoniacal total pela Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011), ficando a critério do órgão ambiental competente.

Conforme apresentado na revisão bibliográfica concluímos que o tratamento de esgoto sanitário realizado por meio de reatores anaeróbios necessita de pós-tratamentos, os quais podem ser realizados por vias biológicas, bem como por processos físico-químicos. Sendo assim, no Artigo I é apresentado o processo de coagulação/floculação/sedimentação utilizado em ETE com *layout* compacto e no Artigo II são utilizados filtros biológicos aeróbios, a fim de verificar se estas alternativas produzem efluentes que atendem aos padrões de lançamento de esgoto sanitário exigidos.

4 ARTIGO I

PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DE REATOR ANAERÓBIO DE MANTA DE LODO: POR PROCESSOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO

Resumo: Neste trabalho avaliou-se a eficiência de diferentes agentes coagulantes no processo de coagulação/floculação/sedimentação para pós-tratamento de reator anaeróbio de manta de lodo no tratamento de esgoto sanitário. Foram avaliados coagulantes à base de tanino (AP S5T, AP Plus, AP C1) e o cloreto de polialumínio, nas concentrações de 15 e 30 mg/L. Foram realizados testes de jarros, utilizando a velocidade de 120 rpm e tempo de 1 minuto para a mistura rápida, 40 rpm e 15 minutos para a mistura lenta, com tempos de sedimentação de 45, 60 e 90 minutos. Os coagulantes à base de tanino foram superiores ao PAC para a remoção de DQO, turbidez e sólidos totais, para a remoção de fósforo total, o PAC foi superior aos demais e para a remoção de nitrogênio amoniacal nenhum dos coagulantes tiveram desempenho satisfatório. No entanto, os coagulantes à base de tanino mostram-se promissores e competitivos ao PAC para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios de manta de lodo.

Palavras-chave: Esgoto Doméstico, Tratamento Físico Químico, Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado

POST-TREATMENT OF SANITARY SEWAGE FROM ANAEROBIC SLUDGE BLANKET: BY COAGULATION/FLOCCULATION/SEDIMENTATION PROCESS

Abstract: This work evaluated the efficiency of different coagulating agents in the coagulation/flocculation/sedimentation process for post-treatment of anaerobic sludge blanket reactor in the treatment of sanitary sewage. Tannin-based coagulants (AP S5T, AP Plus, AP C1) and polyaluminium chloride at concentrations of 15 and 30 mg/L were evaluated. Jar tests were performed using a speed of 120 rpm and a time of 1 minute for rapid mixing, 40 rpm and 15 minutes for slow mixing, with settling times of 45, 60 and 90 minutes. The tannin-based coagulants were superior to PAC for COD, turbidity and total solids removal, for total phosphorus removal, the PAC was superior to the others and for ammoniacal nitrogen removal none of the coagulants had satisfactory performance. However, tannin-based coagulants are promising and competitive with PAC for post-treatment of anaerobic sludge blanket reactor effluents.

Key Words: Domestic Sewage, Chemical Physical Treatment, Fluidized Bed Reactor

4.1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas tem crescido consideravelmente a preocupação pública em relação aos problemas de poluição da água, aumentando o número de regulamentações e deixando-as mais rigorosas quanto à descarga de águas residuárias (ZENG et al., 2007). Diante disso, tem-se a necessidade de investir em tratamentos que sejam eficientes e que gerem efluentes que atendam as legislações cabíveis.

A utilização de processos físico-químicos no tratamento de esgotos sanitários tem sido aplicada nos últimos anos, principalmente quando associados a processos biológicos anaeróbios, demonstrando ser uma alternativa interessante para pós-tratamento de reatores anaeróbios de manta de lodo.

Esse tipo de processo depende, em sua maioria, do desempenho dos coagulantes/floculantes, mas com os grandes volumes a serem tratados e variabilidade do efluente, se faz necessário fazer ajustes para que o tratamento seja eficiente, pois os produtos utilizados no processo conferem diferentes resultados dado que cada efluente tem suas características físicas e químicas próprias (ZHENG et al., 2011).

Para que sua aplicação tenha alta eficiência, é necessário fazer a otimização do processo levando em conta os vários fatores intervenientes como: pH, dosagem, velocidade e tempo de mistura (LI et al., 2016), sendo que as condições ótimas são determinadas em testes de jarros.

Os agentes coagulantes mais utilizados no processo de coagulação são os sais inorgânicos, como o sulfato de alumínio, cloreto férrico e cloreto de polialumínio (PAC). No entanto, acrescentam elementos químicos ao efluente final e ao lodo, ou seja, são ambientalmente menos desejáveis que os coagulantes naturais (CRUZ et al., 2005; VAZ et al., 2010).

Os coagulantes naturais, à base de taninos, são compostos fenólicos com alta solubilidade em água extraídos de árvores *Acacia mearnsii* De Wild, *Schinopsis balancae* e *Castania Sativa* (HAMEED et al., 2016; SÁNCHEZ-MARTÍN et al., 2010).

O uso desses coagulantes, aplicados isoladamente ou associados aos polímeros, são alternativas interessantes pois são biodegradáveis, não tóxicos, geram lodos com menores teores de metais e em menor quantidade quando comparados com os coagulantes inorgânicos. Devido a inexistência de metais remanescentes no

lodo gerado, a disposição final do mesmo é facilitada, podendo ser utilizado para fins mais específicos, como a agricultura (CORAL et al., 2009).

Beltrán-Heredia; Sánchez-Martín (2009) investigaram o Tanfloc® como agente coagulante para tratamento de esgoto sanitário. Para obtenção da dosagem ideal (em torno de 40 mg/L), utilizaram os gradientes e tempos de mistura rápida de 100 rpm por 2 minutos, 40 rpm por 30 minutos para mistura lenta e 60 minutos de sedimentação. Constatando que a eficiência de remoção de turbidez foi próxima de 100%, enquanto a DBO e DQO foi em torno de 50%, constatando que o Tanfloc® tem eficiência comparável ao alumínio em termos de remoção de DBO, DQO e turbidez. Constataram também que a temperatura não influenciou no processo além da vantagem de se produzir lodo livres de sais de ferro e alumínio.

Para a realização deste trabalho foram investigadas as dosagens de 15 e 30 mg/L, utilizando a velocidade de 120 rpm e tempo de 1 minuto para a mistura rápida, 40 rpm e 15 minutos para a mistura lenta e tempos de sedimentação de 45, 60 e 90 minutos.

Sendo assim, esse trabalho teve por objetivo investigar a eficiência do pós-tratamento de efluente proveniente de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB – do inglês, *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) por processo de coagulação/floculação/sedimentação com coagulantes vegetais à base de tanino e cloreto de polialumínio, em relação à remoção de demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total (P_{total}), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), turbidez e sólidos totais (ST) a fim de atender aos padrões de lançamento estabelecidos nas resoluções e portarias exigidas.

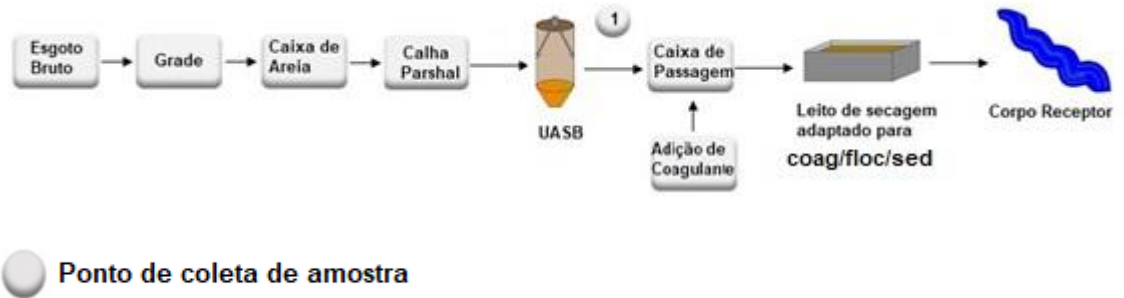
4.2 METODOLOGIA

4.2.1 ETE em escala plena

A companhia de saneamento do estado do Paraná (SANEPAR) tem na cidade de Ponta Grossa, no estado do Paraná, uma ETE adaptada para operar com o processo de coagulação/floculação/sedimentação para o pós-tratamento de reator UASB, onde é utilizado o cloreto de polialumínio como agente coagulante com concentração média de 30 mg/L.

Essa ETE tem vazão média de 6 L/s, possui 1245 ligações, atendendo aproximadamente 5000 mil habitantes e é composta por unidades de tratamento preliminar, secundário e pós-tratamento, conforme fluxograma apresentado na FIGURA 4.1.

FIGURA 4.1- Fluxograma da ETE com identificação do ponto de coleta de amostras.



Fonte: A autora

O tratamento preliminar é realizado por meio de grades, caixa de areia e medidor de vazão (calha *Parshall* e medidor ultrassônico). O tratamento secundário é do tipo biológico anaeróbio, utilizando UASB e por fim, tem o processo de coagulação/floculação/sedimentação, que é realizado em um leito de secagem adaptado, como pós-tratamento de UASB.

Foram realizadas quatro coletas de amostras, diretamente na ETE, em galões plásticos com 20 L de capacidade, entre 08h30 e 09h00 da manhã, em diferentes datas, de acordo com a metodologia proposta pela Companhia Ambiental de São Paulo (CETESB, 2011).

Após a coleta, as amostras eram encaminhadas até ao laboratório de Saneamento e Instalações Hidráulicas Prediais da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), que fica a aproximadamente 15 Km de distância, onde era realizada a caracterização do efluente e então os mesmos eram congelados.

Antes dos testes de jarros, era necessário o tempo de 48 horas em temperatura ambiente para que o efluente descongelasse por completo e assim proceder com os testes de jarros.

4.2.2 Caracterização do efluente de reator tipo UASB

Na Tabela 4.1 encontra-se a caracterização das amostras de efluente do reator tipo UASB que foram utilizados para a realização dos ensaios de testes de jarros em laboratório.

TABELA 4.1 - Caracterização do efluente de reator tipo UASB utilizado para os ensaios de testes de jarros em laboratório, no período de Abril de 2018 a Julho de 2018, sendo n o número de amostras

Parâmetros	Média	Máximo - Mínimo	n
pH	6,87	6,96 – 6,84	4
Temperatura (°C)	17,5	22,0 – 12,0	4
Sólidos totais (mg/L)	0,32	0,34 – 0,22	4
DQO (mg/L)	151	267,07 – 113,37	4
N amoniacal (mg/L)	49,44	50,7 – 19,28	4
P total (mg/L)	5,93	6,4 – 3,78	4
Turbidez (NTU)	98,20	129,5 – 42,10	4

4.2.3 Coagulantes

Para a realização dos testes de jarros em laboratório foram utilizados os seguintes coagulantes:

- 1) T1: coagulante orgânico à base de tanino Acquapol S5T, que é um líquido castanho com densidade de 1,07 a 1,17 g/cm³, catiônico com pH de 1,9 a 2,5.
- 2) T2: coagulante orgânico à base de tanino Acquapol Plus, que é um líquido castanho com densidade de 1,06 a 1,09 g/cm³, catiônico com pH de 2,3 a 3,3.
- 3) T3: coagulante orgânico à base de tanino Acquapol C1, que é um pó castanho com densidade de 0,3 a 0,5 g/cm³, catiônico com pH de 1,8 a 3,0.
- 4) PAC: coagulante inorgânico à base de sais alumínio Cloreto de Polialumínio, que é um líquido castanho com densidade de 1,272 g/cm³, catiônico com pH de 1,4 a 3,0.

4.2.4 Métodos analíticos

Nesta pesquisa as análises foram realizadas de acordo com os métodos propostos pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). DQO (5220 A), nitrogênio amoniacal (4500-NH₃ C), fósforo total (4500-P), turbidez (2130) e sólidos totais (2540 B).

4.2.5 Ensaio de bancada – teste de jarros

Os ensaios para ajustes das melhores dosagens de coagulantes, foram conduzidos em bancada pelo equipamento *Jar-test* Microcontrolado Milan[®], modelo JT-203, que possui seis jarros de acrílico com capacidade de 2 L cada e hastes misturadoras.

Foi estabelecido para mistura rápida o gradiente de 120 rpm por 1 minuto e para a mistura lenta 40 rpm por 15 minutos, já os tempos de sedimentação foram de 45, 60 e 90 minutos. Todos selecionados com base na literatura, conforme apresentado na Tabela 4.2.

TABELA 4.2 - Velocidades e tempos de mistura rápida, mistura lenta e sedimentação seguidos do efluente utilizado, reportados na literatura

Mistura rápida	Mistura lenta	Sedimentação	Efluente utilizado	Autores
100 rpm – 2 min	20 rpm – 20 min	30 min	Efluente pós UASB	PRAKASH et al. (2007)
100 rpm – 2 min	40 rpm – 30 min	60 min	Esgoto sanitário	BELTRÁN-HEREDIA e SÁNCHEZ-MARTÍN (2009)
200 rpm – 1 min	40 rpm – 15 min	30 min	Água sintética*	XU et al. (2011)
100 rpm – 2 min	20 rpm – 30 min	30 min	Efluente pós UASB	ABHILASH e AHAMMED (2013)
200 rpm – 1 min	60 rpm – 5 min	10 min	Esgoto sanitário	HAMEED et al. (2016)
120 rpm – 1 min	40 rpm – 4 min	15 min	Água bruta**	VALVERDE et al. (2018)

*Água sintética: água deionizada e ácido húmico

**Água de manancial

As dosagens de coagulantes utilizadas foram de 15 e 30 mg/L, além de ensaios sem a adição de coagulantes (0 mg/L) levando em conta apenas os tempos de sedimentação. Não foram feitas correções prévias do pH do esgoto sanitário.

Os testes de jarros foram realizados para determinar a eficiência de remoção de DQO, nitrogênio amoniacal, fósforo total, turbidez e sólidos totais. De cada jarro, foram coletados 250 mL de amostra, todas foram retiradas pela válvula de saída já existente no jarro após os tempos de sedimentação estabelecidos.

Para calcular a eficiência para a remoção de demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total (P_{total}), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), turbidez e sólidos totais (ST) foi utilizada a Equação 1.

$$\varepsilon(\%) = 100 - \left(\frac{\overline{m}_{out} \times 100}{\overline{m}_{in}} \right)$$

(1)

Em que:

ε (%) - porcentagem de eficiência (%)

\overline{m}_{in} - valor médio de entrada (mg/L)

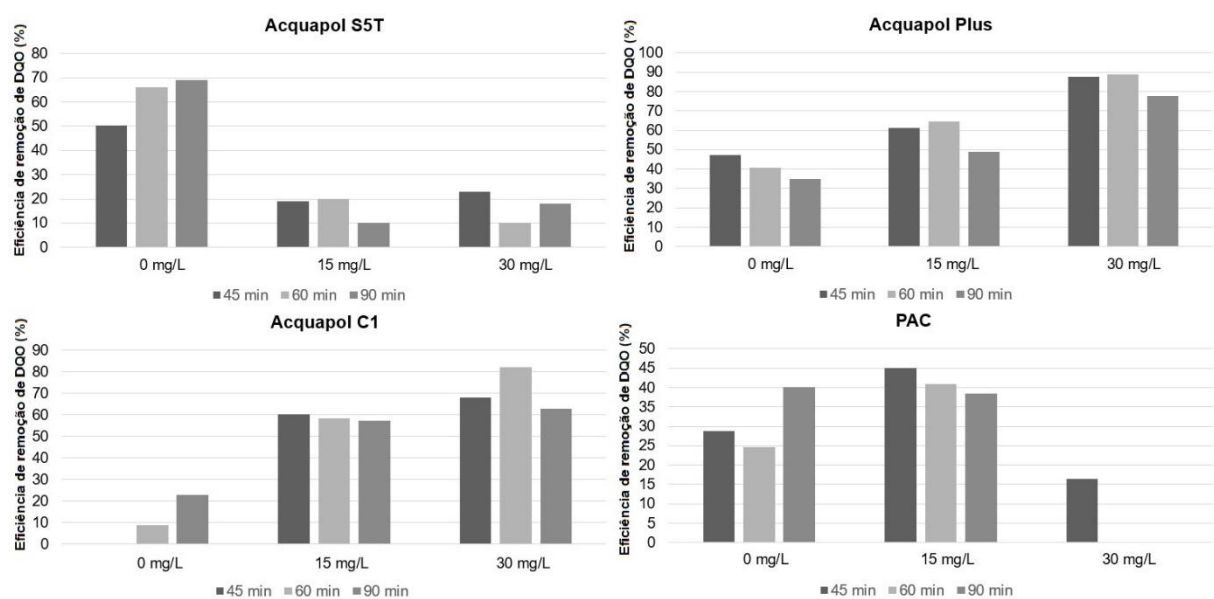
\overline{m}_{out} - valor médio de saída (mg/L)

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Remoção de DQO

A eficiência de remoção de DQO do efluente do reator tipo UASB são apresentados na FIGURA 4.2, nas seguintes condições: sem adição de coagulantes (0 mg/L), com adição de 15 mg/L e 30 mg/L considerando os tempos de sedimentação de 45, 60 e 90 minutos.

FIGURA 4.2 - Eficiência de remoção de DQO em relação as dosagens de coagulantes e tempos de sedimentação preestabelecidos



Na Resolução Sema 021 (PARANÁ, 2009) é estabelecido o limite de 225 mg/L de DQO para lançamento de efluente em corpos receptores.

Apenas na Coleta 1 a DQO excedia o limite estabelecido pela Resolução Sema 021 (PARANÁ, 2009), no entanto, apenas com a sedimentação, sem adição de coagulantes, esse limite foi atingido (FIGURA 2).

Para o coagulante Acquapol C1 a 0 mg/L e tempo de sedimentação de 45 minutos, a concentração de DQO aumentou, isto está associado ao fato de que as partículas que estavam sedimentando escoaram pela válvula de coleta de amostra, pois esta se encontra na parte inferior do jarro, interferindo na leitura da concentração de DQO. Sendo que o mesmo ocorreu para o coagulante PAC a 30 mg/L e tempos de sedimentação de 60 e 90 minutos.

Em relação a eficiência de remoção de DQO, com a adição dos coagulantes, obteve-se os melhores desempenhos para o coagulante Acquapol Plus na concentração de 30 mg/L para os tempos de sedimentação de 45 e 60 minutos, de 89% e 88%, respectivamente. Já para o coagulante inorgânico (PAC), a maior eficiência obtida foi de 45% com concentração de 15 mg/L. As concentrações médias dos ensaios são apresentadas na Tabela 4.3.

TABELA 4.3 - Coagulantes utilizados, concentração de DQO pós reator tipo UASB e concentrações médias de DQO obtidas nos ensaios realizados, nas concentrações e tempos de sedimentação preestabelecidos

Coagulante	Concentração de DQO pós UASB	0 mg/L			15 mg/L			30 mg/L		
		Tempo de sedimentação (min)			Tempo de sedimentação (min)			Tempo de sedimentação (min)		
		45	60	90	45	60	90	45	60	90
AP S5T	267 mg/L	133	90	82	215	214	240	196	240	220
AP Plus	180 mg/L	95	107	117	70	64	92	22	20	40
AP C1	113 mg/L	122	103	87	45	47	48	37	20	42
PAC	122 mg/L	87	92	73	67	72	75	102	165	239

Beltrán-Heredia e Sánchez-Martín (2009) investigaram o Tanfloc® como agente coagulante para tratamento de esgoto sanitário e verificaram que a remoção máxima de DQO, em torno de 50%, se deu na concentração de 60 mg/L.

Haamed et al. (2016) realizaram ensaios utilizando Tanfloc® (coagulante à base de tanino) e PAC como agentes coagulantes em esgoto sanitário, ambos com concentração de 35 mg/L e tempo de sedimentação de 10 minutos, e observaram que o Tanfloc® apresentou resultados superiores ao PAC para a remoção de DQO.

Neste trabalho os resultados obtidos para a remoção de DQO vem de encontro aos resultados obtidos por Haamed et al. (2016), pois o coagulante à base de tanino Acquapol Plus, mostrou-se superior ao coagulante inorgânico PAC.

4.3.2 Remoção de nutrientes: nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) e fósforo total (P_{total})

Para o parâmetro nitrogênio amoniacal, as maiores eficiências de remoção obtidas neste trabalho foram de aproximadamente 10%, quando utilizou o coagulante inorgânico PAC, na concentração de 30 mg/L e tempos de sedimentação de 60 e 90 minutos. Quanto aos coagulantes à base de tanino, estes não foram eficientes na remoção de nitrogênio amoniacal, havendo leve aumento da concentração, como mostrado na Tabela 4.4.

TABELA 4.4 - Coagulantes utilizados, concentração de N-NH₄⁺ pós reator tipo UASB e concentrações médias de N-NH₄⁺ obtidas nos ensaios realizados, nas concentrações e tempos de sedimentação preestabelecidos

Coagulante	Concentração de DQO pós UASB	0 mg/L			15 mg/L			30 mg/L		
		Tempo de sedimentação (min)			Tempo de sedimentação (min)			Tempo de sedimentação (min)		
		45	60	90	45	60	90	45	60	90
AP S5T	19,28 mg/L	22	24	23	22	22	22	45	24	23
AP Plus	49,40 mg/L	50	50	51	50	50	50	50	52	50
AP C1	49,48 mg/L	51	52	50	50	55	52	50	53	50
PAC	50,70 mg/L	50	50	50	48	49	49	57	46	46

O incremento na concentração de N-NH₄⁺ pode ser explicado pelo fato de que os coagulantes à base de tanino (tanato quaternário de amônio) são de origem vegetal e liberaram compostos nitrogenados no efluente, ao invés de removê-los.

Para o lançamento de efluentes em corpos receptores consta na Resolução Conama 430 (BRASIL, 2011), apesar de não ser exigida, a concentração de 20 mg/L para o parâmetro nitrogênio amoniacal, no entanto, nenhum dos coagulantes teve desempenho satisfatório, não atendendo à concentração estabelecida.

A maiores eficiências obtidas para à remoção de fósforo total foi quando utilizou o coagulante PAC na concentração de 30 mg/L com tempo de sedimentação 90 minutos (84%) e 60 minutos (69%). Para os coagulantes à base de taninos houve apenas remoção discreta.

Na Coleta 2, sem a adição de coagulantes, levando em conta apenas os tempos de sedimentação, foram obtidas eficiências de 64%. As concentrações médias são apresentadas na Tabela 4.5.

TABELA 4.5 - Coagulantes utilizados, concentração de P_{total} pós reator tipo UASB e concentrações médias de P_{total} obtidas nos ensaios realizados, nas concentrações e tempos de sedimentação preestabelecidos

Coagulante	Concentração de DQO pós UASB	0 mg/L			15 mg/L			30 mg/L		
		Tempo de sedimentação (min)			Tempo de sedimentação (min)			Tempo de sedimentação (min)		
		45	60	90	45	60	90	45	60	90
AP S5T	3,78 mg/L	3	3	3	3	3	3	3	3	3
AP Plus	5,60 mg/L	2	2	2	6	6	6	5	5	5
AP C1	6,26 mg/L	6	6	5	5	5	6	5	5	5
PAC	6,40 mg/L	6	6	6	5	5	5	5	2	1

Condição semelhante também foi observada por Hameed et al. (2016), na qual o PAC foi superior para remoção de fósforo total, prevendo que a remoção pelo Tanfloc[®] se deu pela sedimentação de sólidos suspensos que contém fosfatos como resíduos alimentares e resíduos corporais, enquanto o íon alumínio foi incorporado ao fosfato, por reação química, precipitando o fósforo.

Yang et al. (2010) estudaram a remoção de fósforo, em efluente secundário de estação de esgoto sanitário, por processo de coagulação para quatro diferentes coagulantes (sulfato de alumínio, cloreto férrico, cloreto de polialumínio e polissulfato férrico) e mostraram que não só a precipitação foi responsável pela remoção do fosfato, mas também a adsorção do fósforo aos hidróxidos de metais, sendo que ambos os mecanismos ocorreram ao mesmo tempo.

Apesar de o parâmetro fósforo total não ter limites estabelecidos para lançamento de efluentes em corpos hídricos e o nitrogênio amoniacal não ser exigido pela Resolução Conama 430 (BRASIL, 2011), ficando a critério do órgão ambiental competente, a remoção desses se faz necessária, pois esses nutrientes ao serem lançados nos corpos hídricos são os responsáveis pela eutrofização dos mesmos.

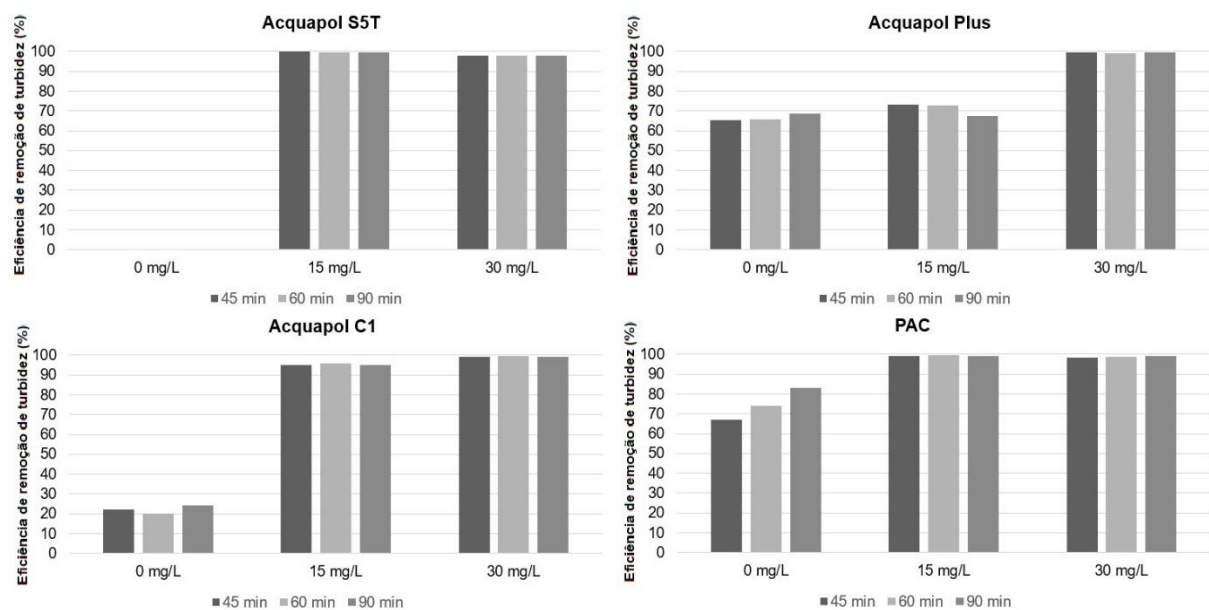
E ambientes aquáticos enriquecidos com nutrientes apresentam dois fatores predominantes que são o estado de águas claras dominadas pela macro vegetação bêntica e o estado mais turvo dominado por algas, fazendo com que haja diminuição do oxigênio dissolvido no meio líquido, aumentando a incidência de mortes de peixes

(SMITH; SCHINDLER, 2009), se estiver na forma livre, a amônia torna-se tóxica aos peixes (SPERLING, 2005).

4.3.3 Remoção de turbidez e sólidos totais (ST)

Quanto a remoção de turbidez, todos os coagulantes tiveram alta eficiência de remoção, como mostra a FIGURA 4.3. Quando levou em conta apenas os tempos de sedimentação, na Coleta 1 não houve remoção.

FIGURA 4.3 - Eficiência de remoção de turbidez em relação as dosagens de coagulantes e tempos de sedimentação preestabelecidos



Na Tabela 4.6 são apresentadas as concentrações médias de turbidez obtidas nos testes de jarros.

TABELA 4.6 - Coagulantes utilizados, concentração de turbidez pós reator tipo UASB e concentrações médias de Turbidez obtidas nos ensaios realizados, nas concentrações e tempos de sedimentação preestabelecidos

Coagulante	Concentração de DQO pós UASB	0 mg/L			15 mg/L			30 mg/L		
		Tempo de sedimentação (min)			Tempo de sedimentação (min)			Tempo de sedimentação (min)		
		45	60	90	45	60	90	45	60	90
AP S5T	42,10 NTU	61	56	59	0,1	0,2	0,2	1	2	2
AP Plus	120 NTU	41	41	38	32	33	39	1	1	1
AP C1	76,40 NTU	60	61	58	3	3	4	1	0	1
PAC	129,50 NTU	42	34	21	1	1	1	2	2	1

A alta eficiência dos coagulantes para a remoção de turbidez é reportada por vários autores (HAMEED *et al.*, 2016; ABHILASH; AHAMMED, 2013; ZHENG *et al.*, 2011; SÁNCHEZ-MARTÍN, BELTRÁN-HEREDIA; SOLERA-HERNÁNDEZ, 2010).

Na Tabela 4.7, são apresentadas as concentrações médias obtidas em testes de jarros para sólidos totais.

TABELA 4.7 - Coagulantes utilizados, concentração de sólidos totais pós reator tipo UASB e concentrações médias de sólidos totais obtidas nos ensaios realizados, nas concentrações e tempos de sedimentação preestabelecidos

Coagulante	Concentração de DQO pós UASB	0 mg/L			15 mg/L			30 mg/L		
		Tempo de sedimentação (min)			Tempo de sedimentação (min)			Tempo de sedimentação (min)		
		45	60	90	45	60	90	45	60	90
AP S5T	0,22 mgdeST/L	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2
AP Plus	0,32 mgdeST/L	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
AP C1	0,33 mgdeST/L	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2	0,3	0,4	0,3	0,3
PAC	0,34 mgdeST/L	0,3	0,3	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,3

A maior eficiência na remoção de sólidos totais foi de 55% para o coagulante Acquapol S5T, 15 mg/L e tempo de sedimentação de 60 minutos e para o PAC (41%) foi no mesmo tempo de sedimentação, mas com concentração de 30 mg/L.

4.4 CONCLUSÕES

Os coagulantes à base de tanino foram eficientes na remoção de DQO, turbidez e sólidos totais, já o cloreto de polialumínio (PAC) apresentou maior remoção de fósforo total.

Quanto a remoção de nitrogênio amoniacal o PAC teve uma pequena eficiência, enquanto os coagulantes à base de tanino elevaram as concentrações.

Para o atendimento aos padrões de lançamentos em corpos hídricos superficiais, exigidos nas resoluções e portarias vigentes, os coagulantes à base de tanino mostraram-se promissores para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios de manta de lodo.

REFERÊNCIAS

- ABHILASH, T.N.; AHAMMED, M.M. The reuse of water treatment sludge as a coagulant for post-treatment of UASB reactor treating urban wastewater. **Journal of Cleaner Production**. p. 1-10. 2013.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and wastewater**. 22nd edition, Washington, USA, 2012.
- BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J. Municipal wastewater treatment by modified tannin flocculant agent. **Desalination**. n. 249, p.353-358. 2009.
- BRASIL. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, 16 mai. 2011.
- CORAL, L. A.; BERGAMASCO, R.; BASSETTI, F. J. Estudo da viabilidade de utilização do polímero natural (TANFLOC) em substituição ao sulfato de alumínio no tratamento de águas para consumo. In: 2nd INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION. **Anais...** São Paulo, 2009
- CETESB. **Guia Nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos/ Companhia Ambiental do Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, Brasília: ANA, 2011.
- CRUZ, J.G.H. et al. Aplicação de coagulante vegetal à base de tanino no tratamento por coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação do efluente de uma lavanderia industrial, em **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 1-12. Rio de Janeiro, 2005.
- HAMEED, Y.T. et.al. A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater: Chemical composition, performance assessment compared to polyaluminum chloride and application in a pilot plant. **Journal of Environmental Management**. 10 p. 2016.
- LI, N. et.al. Multiple response optimization of the coagulation process for upgrading the quality of effluent from municipal wastewater treatment plant. **Scientific Reports**. ed. 6. 2016.
- PARANÁ. Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos **Resolução nº 021 de 22 de abril de 2009**. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento.
- PRAKASH, J. K. et al. Post-treatment of UASB reactor effluent by coagulation and flocculation process. **Environmental Progress**. v. 26 n. 2. 2007.
- SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; BELTRÁN-HEREDIA, J.; SOLERA-HERNÁNDEZ. Surface water and wastewater treatment using a new tannin-based coagulant. **Journal of Environmental Management**. ed. 91. p. 2051-2058. 2010.

Smith, H. V., Schindler, W. D. (2009) Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecological & Evolution*. 24(4) 201-207, 2009.

SPERLING, M.V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3^o ed. Belo Horizonte:Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. 452 p. 2005.

VALVERDE, K. C. et al. Combined water treatment with extract of natural *Moringa oleifera* Lam and synthetic coagulant. **Revista Ambiente e Água**. v. 13, n.3. 2018.

Vaz, L.G.L. et al. Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia, **Eclética Química**. 35(4). 2010.

Xu, W. et al. Influence of pH on flocs formation, breakage and fractal properties – the role of Al₁₃ polymer, **Journal of Water Sustainability**. 1, 45-57. 2011.

Yang, K. et al. Municipal wastewater phosphorus removal by coagulation, **Environmental Technology**. 31, 601-609. 2010.

Zeng, G. et al. Optimization of wastewater treatment alternative selection by hierarchy grey relational analysis, **Journal of Environmental Management**. 82, 250-259. 2007.

Zheng, H. et al. Investigation of coagulation-flocculation process by performance optimization, model prediction and fractal structure of flocs, **Desalination**. 269, 148-156. 2011.

5 ARTIGO II

PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DE REATOR ANAERÓBIO DE MANTA DE LODO: POR FILTRAÇÃO BIOLÓGICA AERÓBIA

Resumo: Este trabalho foi conduzido em escala plena, com o objetivo investigar o pós-tratamento de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) por filtração biológica aeróbia. Foi monitorada Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário (ETE) por período de um ano, a fim de investigar a eficiência do sistema para a remoção de matéria orgânica carbonácea, sólidos e nitrogênio. Os melhores resultados obtidos foram 87 % para Demanda Química de Oxigênio (DQO), 91 % para Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e 100% para sólidos sedimentáveis, sendo as concentrações médias desses parâmetros no efluente final foram de 48 mg/L, 22 mg/L e 0 mL/L, respectivamente. A remoção de nitrogênio amoniacal nesse sistema se deu de forma discreta. Quanto a variação da alcalinidade no efluente, não foi possível verificar se foi devido ao material de preenchimento dos filtros biológicos aeróbios, que eram diferentes, pois pode estar associada também a nitrificação discreta que ocorreu no sistema.

Palavras chave: Esgoto Sanitário, Filtro Percolador, Pós-tratamento

POST-TREATMENT OF SANITARY SEWAGE FROM ANAEROBIC SLUDGE BLANKET BY: AEROBIC BIOLOGICAL FILTRATION

Abstract: This work was conducted in full scale, aiming to investigate the post-treatment of anaerobic sludge blanket reactors (UASB) by aerobic biological filtration. Sanitary sewage treatment plant (WWTP) was monitored for a period of one year to investigate the efficiency of the system for the removal of carbonaceous organic matter, solids and nitrogen. The best results were 87 % for Chemical Oxygen Demand (COD), 91 % for Biochemical Oxygen Demand (BOD) and 100 % for sedimentable solids. The mean concentrations of these parameters in the final effluent were 48 mg/L, 22 mg/L and 0 mL/L, respectively. Ammonia nitrogen removal in this system was discret. Regarding the alkalinity variation in the effluent, it was not possible to verify if it was due to the filling material of the aerobic biological filters, which were different, as it may also be associated with the discrete nitrification that occurred in the system.

Key Words: Sanitary Sewage, Trickling Filter, Post-treatment

5.1 INTRODUÇÃO

As estações de tratamento de esgoto (ETE) sanitário convencionais utilizadas no Brasil, em sua maioria, são projetadas para a remoção de matéria orgânica e sólidos sedimentáveis, não sendo levado em conta a remoção de nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo. Porém, há uma forte tendência que as legislações fiquem mais restritas e então, faz-se necessário verificar se estas ETE têm potencial para a remoção de nutrientes e se podem ser adaptadas para essa finalidade.

Os reatores anaeróbios de manta de lodo são largamente utilizados no Brasil e no Paraná para o tratamento de esgotos sanitários, pois tem baixos custos de implantação, operação e manutenção, no entanto possuem limitação na eficiência de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em torno de 70%, mas esta é considerada uma característica do processo sendo necessário a utilização de pós-tratamento para atingir a eficiência desejada (SPERLING, 2005; CHERNICHARO; NASCIMENTO, 2001; CHERNICHARO, 2006).

No Brasil esses reatores possuem várias denominações (RALF, RAFA, DAFA RAFAALL, entre outros), mas ficaram conhecidos no mundo todo pela nomenclatura original dada por Lettinga: UASB, do inglês, *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (CAMPOS, 1999; AISSE et al., 2002).

O efluente proveniente do processo anaeróbio pode ser tratado por meio de lagoas facultativas, de alta taxa e aeradas, disposição no solo, lodos ativados, processo físico-químico, filtros biológicos aeróbios, entre outros (KHAN et al., 2011).

A combinação sequencial de sistemas anaeróbios e aeróbios, reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) seguido de filtro biológico aeróbio (FBA), é uma alternativa interessante, pois além de implicarem em baixa demanda de energia e complexidade operacional ainda tem resistência a choques de carga e toxicidade, gerando efluente final compatível com os padrões de lançamento de países em desenvolvimento, como o Brasil (ALMEIDA; OLIVEIRA; CHERNICHARO, 2011).

A escolha do material de preenchimento dos filtros biológicos aeróbios é de suma importância pois devem permitir a fixação dos microrganismos e reter os sólidos suspensos que estão presentes no efluente (GIUSTINA; MIRANDA; MONTEGGIA, 2010). Geralmente se utiliza a pedra britada de origem basáltica com diâmetro entre 5,0 e 10,0 cm - brita número 4 - previamente lavadas e isentas de substâncias estranhas que possam interferir na eficiência do processo (MACHADO, 1997).

Podendo ser utilizados também outros materiais como plástico, polietileno, polipropileno, poliuretano, zeólitas, carvão ativado, borracha, entre outros (NAZ et al., 2014; ZHANG et al., 2016).

Os sistemas constituídos de UASB seguidos de filtros biológicos aeróbios são tecnologias consolidadas e eficientes na remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos (AISSE et al., 2002; CHERNICHARO; NASCIMENTO, 2001; RIBEIRO et al., 2017; ALMEIDA, CHERNICHARO; SOUZA, 2009).

A remoção de nitrogênio dentro do sistema é dada por processos de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação consiste na oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito (nitritaço) e do nitrito a nitrato (nitrataço), já a desnitrificação consiste na redução do nitrito ou nitrato a nitrogênio gasoso.

Para que o processo de nitrificação seja eficiente, a *Environmental Protection Agency* (EPA, 2009) recomenda que a temperatura do líquido deve estar entre 10 °C a 25 °C e que o incremento de 8 °C a 10 °C de temperatura pode fazer com que dobre a taxa de nitrificação. Kim; Lee e Keller (2006) afirmam que temperaturas entre 28 °C e 30 °C estimulam o crescimento das bactérias oxidadoras de amônio (AOB) sobre as bactérias oxidadoras de nitrito (NOB) e que temperaturas abaixo de 10 °C inibem drasticamente a velocidade de nitrificação.

Quando a concentração de oxigênio dissolvido está abaixo de 3 a 4 mg/L, a taxa de nitrificação começa a reduzir, sendo que em concentrações abaixo de 2 mg/L há redução significativa (EPA, 2009; HIDAKA et al., 2002).

O pH ótimo para a nitrificação encontra-se na faixa de 6,8 a 8,0, com pH mais baixo a ocorrência da nitrificação é mais lenta, sendo que o pH 6,0 ocorre apenas 20% de nitrificação quando comparado com o pH 7, enquanto que nesse processo ocorre o consumo de alcalinidade, onde calcula-se que 7,14 mg de alcalinidade como CaCO₃ são requeridas para oxidar 1 mg de nitrogênio amoniacal, podendo ser adicionados produtos químicos para elevar o pH a níveis aceitáveis (EPA, 2009).

Para a desnitrificação, é necessário que o ambiente não tenha oxigênio dissolvido no meio para garantir que o nitrito ou nitrato sejam utilizados como receptores de elétrons ao invés do oxigênio.

Além da ausência de oxigênio dissolvido no meio (concentrações acima de 0,1 a 0,5 mg/L podem ter efeito inibidor da desnitrificação). A EPA (2009) recomenda que a temperatura seja de aproximadamente 25°C e que a fonte de carbono orgânico para as bactérias desnitrificantes podem ser na forma de produtos orgânicos

degradáveis solúveis presentes no afluente, matéria orgânica liberada durante a decomposição endógena da biomassa e material orgânico solúvel produzido por hidrólise de material particulado. Em relação a alcalinidade, nesse processo é produzido 3,57 mg/L de alcalinidade na forma de CaCO_3 para cada 1 mg/L de nitrogênio amoniacal consumido no processo.

Para a remoção de nitrogênio, sistemas com aeração controlada e elevados tempos de detenção hidráulicos são mais eficientes (NETO; COSTA, 2011; FULAZZAKY et al., 2015) além dos sistemas como Anammox, Sharon, Sharon-Anammox (ZHANG et al., 2008; SHALINI; JOSEPH, 2018).

Para nos guiarmos, há parâmetros para lançamento de efluentes em corpos hídricos superficiais que estão contidos na Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011) e na Resolução SEMA 021 (PARANÁ, 2009). Os parâmetros de interesse são: temperatura menor que 40 °C, sólidos sedimentáveis menor que 1 mL/L, ausência de materiais flutuantes, pH entre 5 e 9, sendo os mais restritivos, DBO 90 mg/L e DQO 225 mg/L.

Para o parâmetro nitrogênio amoniacal, a Resolução Conama 430 (BRASIL, 2011) estabelece a concentração de 20 mg/L, no entanto, a exigência quanto a necessidade de remoção fica a critério do órgão ambiental competente. Além destas resoluções, pode haver também outorgas de direito de uso de recursos hídricos para o lançamento de efluentes emitidas pela Agência Nacional de Águas (ANA).

Sendo assim, o presente trabalho teve por objetivo monitorar o novo fluxograma da Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário durante um ano, para avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica, sólidos e nitrogênio, a fim de verificar se estes atendem aos padrões de lançamento estabelecidos nas resoluções exigidas, além de investigar se os meios filtrantes dos filtros biológicos aeróbios interferem no efluente.

5.2 METODOLOGIA

5.2.1 ETE em escala plena

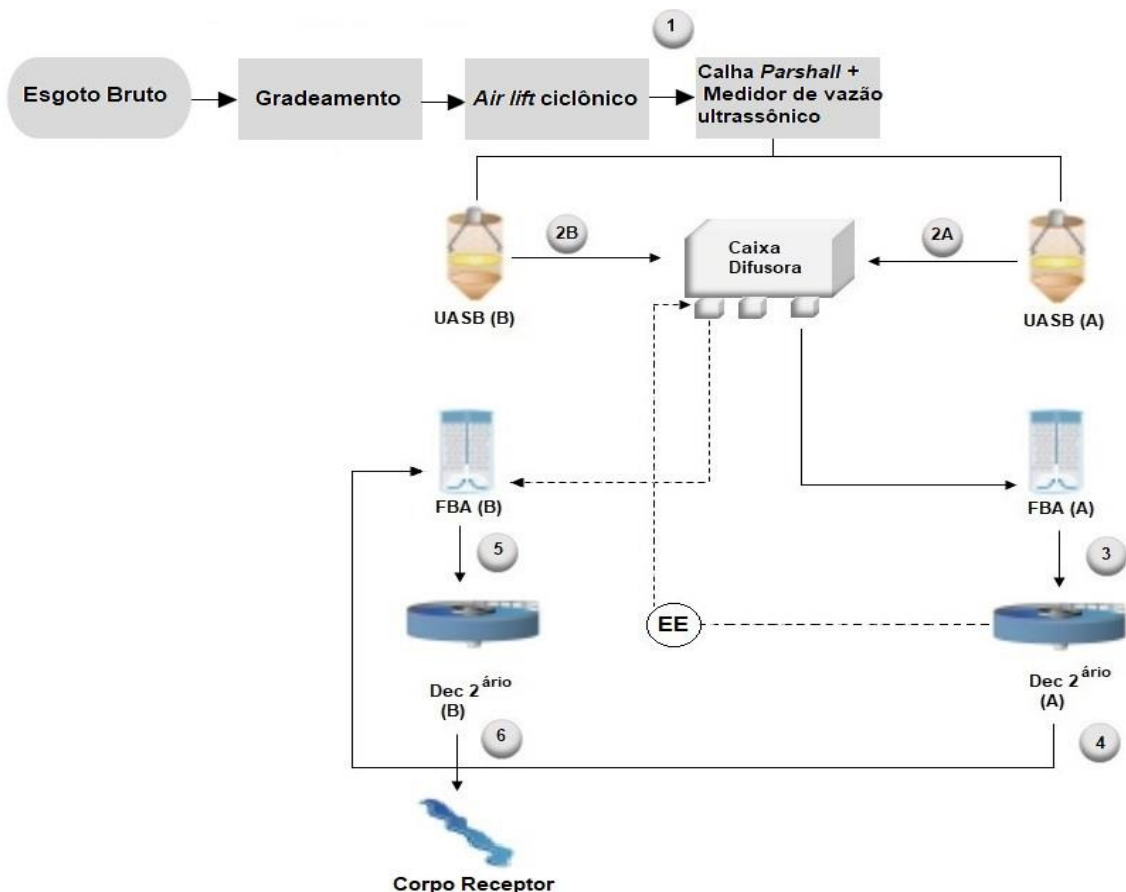
A estação de tratamento de esgoto sanitário em estudo está localizada na cidade de Ponta Grossa, no estado do Paraná. Possui 6702 ligações, atendendo aproximadamente 27.000 mil habitantes.

Em operação desde 2003, a ETE era constituída de estação elevatória de esgoto bruto, tratamento preliminar e tratamento biológico (composto por um reator anaeróbio, um filtro biológico aeróbio e um decantador secundário), com capacidade de tratar até 30 L/s de esgoto gerado.

Em outubro de 2017 foi iniciado o funcionamento de um sistema de tratamento da ETE, o qual contou com a instalação de mais uma linha de tratamento biológico (um reator anaeróbio, um filtro biológico aeróbio e um decantador secundário), ampliando a capacidade de tratamento de 30 para 60 L/s (SANEPAR, 2016)

O fluxograma apresentando na FIGURA 5.1 é a representação esquemática da atual configuração da ETE, seguido dos pontos de amostragem.

FIGURA 5.1 - Fluxograma da ETE real contendo o tratamento preliminar composto por gradeamento, desarenador do tipo *air lift* ciclônico e medidores de vazão (calha *Parshall* + medidor ultrassônico), reatores anaeróbios, filtros biológicos aeróbios e decantadores secundários e os pontos de amostragem.



5.2.2 Descrição dos pontos de coleta e análises de monitoramento

Na caixa difusora se deu a mistura do efluente dos reatores UASB, (A) e (B), e os direcionou para o FBA (A), seguindo para o decantador secundário (A), FBA (B) e por fim decantador secundário (B). A elevatória de esgoto (EE) é um fluxo alternativo do efluente, no qual passa por umas das caixas de passagens da caixa difusora, não misturando com o efluente dos reatores UASB.

Os pontos de coleta foram (FIGURA 1): (1) entre desarenador e medidor de vazão, (2A) saída do UASB (A), (2B) saída do UASB (B), (3) saída do FBA (A), (4) saída do DEC (A), (5) saída do FBA (B) e (6) saída do DEC (B).

As amostras foram coletadas diretamente na ETE em frascos de 500 mL, as quais se deram sempre entre 08h30 e 09h00 da manhã, em diferentes datas. Após a coleta as amostras eram encaminhadas até ao laboratório de Saneamento e Instalações Hidráulicas Prediais da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG) que fica a aproximadamente 15 Km de distância, onde eram realizados os ensaios de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+), nitrito (N-NO_2^-), nitrato (N-NO_3^-) e alcalinidade total. Os dados referentes a demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos sedimentáveis (Ssed), potencial hidrogeniônico (pH), vazão de entrada (Q_{entrada}) e temperatura foram realizados pelo laboratório da companhia de saneamento que opera a ETE.

As concentrações de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) foram monitoradas em todos os pontos de amostragem, de nitrito (N-NO_2^-) nos pontos (2A e 2B) UASB (A) e (B), (3 e 5) FBA (A) e (B) e (4 e 6) decantadores secundário (A) e (B) e de nitrato (N-NO_3^-) nos pontos (2A e 2B) UASB (A) e (B) e (3 e 5) FBA (A) e (B).

As concentrações de nitritos e nitratos não foram monitoradas no afluente, pois estas são as formas oxidadas do nitrogênio, sendo consideradas como praticamente ausentes em esgoto sanitário bruto (SPERLING, 2005).

Para calcular a eficiência de remoção de DQO, DBO, Ssed e N-NH_4^+ foi utilizada a Equação 1.

$$\varepsilon(\%) = 100 - \left(\frac{\bar{m}_{out} \times 100}{\bar{m}_{in}} \right)$$

(1)

Em que:

ε (%) - porcentagem de eficiência (%)

\bar{m}_{in} - valor médio de entrada (mg/L)

\bar{m}_{out} - valor médio de saída (mg/L)

5.2.3 Métodos analíticos

As análises foram realizadas de acordo com os métodos propostos pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). DBO (5210 D), DQO (5220 A), nitrogênio amoniacal (4500-NH₃ C), nitrito (4500-NO₂⁻), nitrato (4500-NO₃⁻ B), alcalinidade total (2320 B), sólidos sedimentáveis (2540 F) e pH (4500-H⁺).

Observou-se que as rochas que preenchem os filtros biológicos aeróbios eram visualmente diferentes, portanto foram coletadas amostras e estas foram moídas e peneiradas em 2mm. Então encaminhadas ao Complexo de Laboratórios Multiusuários (C-LABMU) da Universidade Estadual de Ponta Grossa, para os ensaios de fluorescência de raios X, a fim de determinar as quantidades de óxidos presentes em cada fração.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 5.1 encontra-se a caracterização do afluente, seguido da média, valores máximos e mínimos e número de amostras.

TABELA 5.1 - Caracterização do afluente do esgoto bruto, com valores de média, máximo e mínimo e n o número de amostras

Parâmetros	Média	Máx - Mín	n
pH	7,36	7,88 – 6,69	186
Temperatura (°C)	20,49	23,0 – 15,0	186
Vazão de entrada (L/s) *	15,80	36,28 – 2,18	186
DBO (mg/L)	243,45	466 – 57,00	11
DQO (mg/L)	371,65	870 - 125	31
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	68,19	100,45 – 35,92	16
Sólidos sedimentáveis(mL/L)	3,4	9,0 – 0,2	186

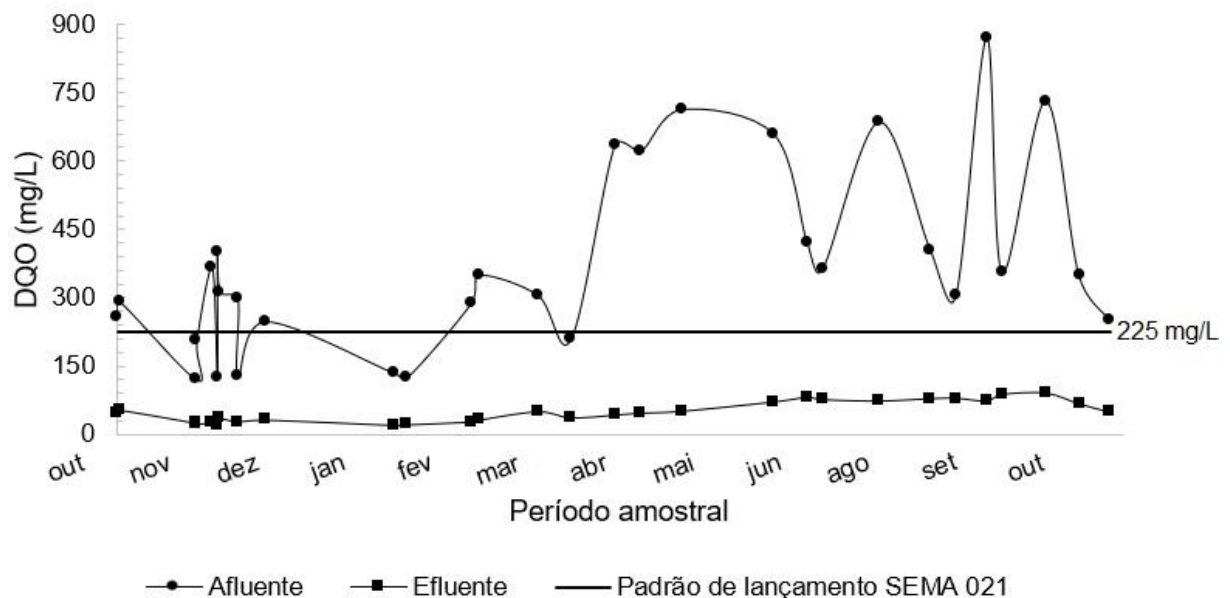
*Vazão de entrada medida às 10h00 por procedimento padrão da ETE

Após um ano monitorando, a eficiência média de remoção de DQO, DBO e Ssed no sistema foi alta, 87 %, 91 % e 100 %, respectivamente, com concentrações médias de 48 mg/L, 22 mg/L e 0 mL/L.

Os resultados alcançados vêm de encontro a literatura, pois Almeida, Chernicharo e Souza (2009) estudando sistemas compactos de UASB seguido de filtros biológicos aeróbios, sem unidade decantação secundária, obtiveram eficiência de remoção de DBO e sólidos suspensos totais (SST) entre 85% e 95% e para DQO entre 80% a 85%.

Na FIGURA 5.2 são apresentadas a variabilidade dos dados observados para DQO, afluente e efluente final, após o ponto 6 de coleta, além do padrão de lançamento de efluentes em corpos hídricos superficiais, que é 225 mg/L estabelecido pela Resolução SEMA 021 (PARANÁ, 2009).

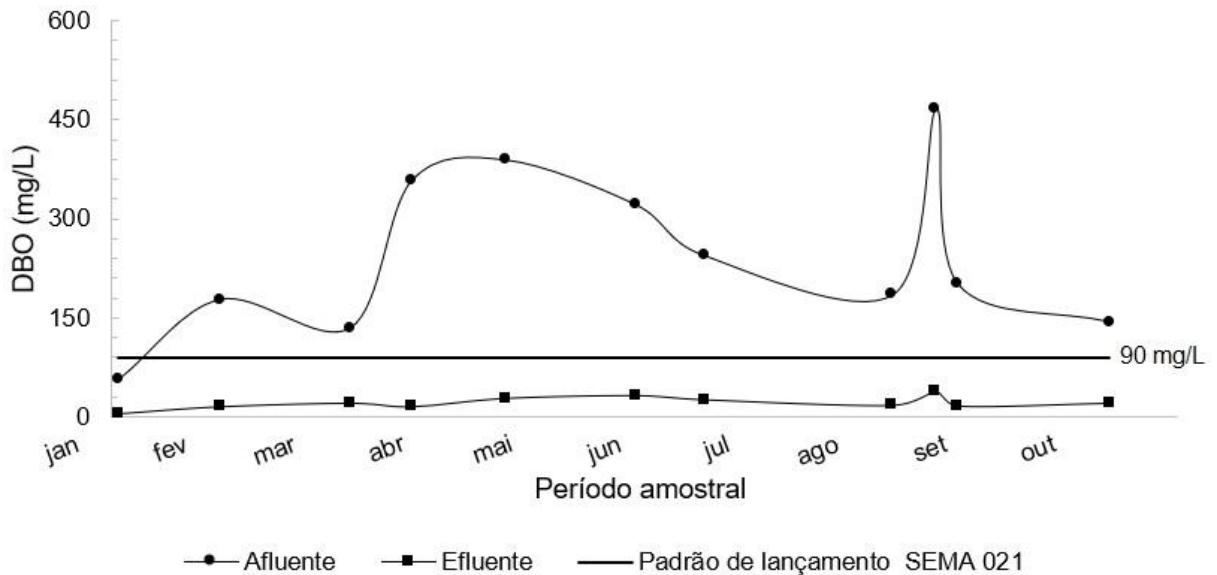
FIGURA 5.2 - Variação da concentração DQO, afluente e efluente, e padrão de lançamento contido na Resolução SEMA 021 (PARANÁ, 2009)



Chernicharo e Nascimento (2001) monitoraram por 16 meses um sistema constituído de UASB/FBA e relataram o sistema de tratamento de esgoto teve alta eficiência de remoção de DBO entre 74% a 88% e DQO de 80% a 94%, suficientes para manter as concentrações de DQO no efluente entre 60 e 120 mg/L e de DBO abaixo de 60 mg/L, além das baixas concentrações de sólidos.

Já na FIGURA 5.3, a variabilidade dos dados é referente a remoção de DBO, além do padrão de lançamento de efluentes em corpos hídricos superficiais mais restritivo, que é de 90 mg/L estabelecido pela Resolução SEMA 021 (PARANÁ, 2009).

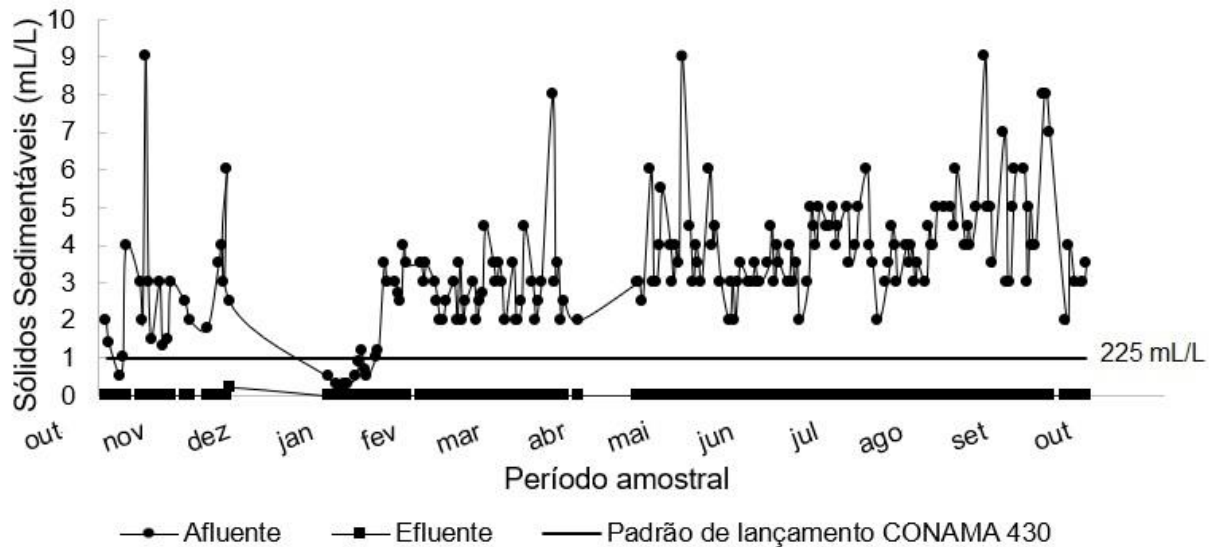
FIGURA 5.3 - Variação da concentração DBO, afluente e efluente, e padrão de lançamento contido na Resolução SEMA 021 (PARANÁ, 2009)



Ribeiro et al. (2017) monitoraram em seu trabalho uma ETE de pequena comunidade, em escala real, composta por um reator UASB e dois filtros biológicos aeróbios paralelos ao reator, preenchidos com espumas de poliuretano, sem decantadores secundários e obtiveram eficiência de remoção de DQO de 84%, DBO 89% e SST 88%.

Na FIGURA 5.4 a variabilidade dos dados, afluente e efluente, de Ssed observados durante o período de monitoramento da ETE, seguido do padrão de lançamento de efluentes em corpos hídricos superficiais, menor que 1 mL/L, estabelecido pela Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011).

FIGURA 5.4 - Variação da concentração Ssed, afluente e efluente, e padrão de lançamento contido na Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011)



Quando comparados com Almeida, Chernicharo e Souza (2009) e Ribeiro et al. (2017) os resultados encontrados de remoção de sólidos no sistema monitorado foram superiores, constatando que os decantadores secundários foram importantes para o aumento da eficiência.

No entanto, mesmo sem a unidade de decantação secundária Almeida, Chernicharo e Souza (2009), que utilizaram como meio filtrante a associação de folhas de polietileno e espumas e Ribeiro et al. (2017) folhas de poliuretano confinadas em estruturas verticais de plástico relataram alta eficiência de remoção de sólidos, pois afirmam que este tipo de meio filtrante tem grande potencial de retenção de sólidos e biomassa, atendendo aos padrões de lançamento.

Na Tabela 5.2 são apresentados os dados referentes aos parâmetros monitorados no efluente da ETE investigada, seguidos dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos superficiais.

TABELA 5.2 - Média e valores máximos e mínimos dos parâmetros analisados para o efluente, sendo n o número de amostras e valores máximos permissíveis para lançamento de efluentes previstos nas Resoluções Conama 430 e Sema 021

Parâmetros	Média	Máximo - Mínimo	n	Padrões de lançamento
pH	7,40	8,20-7,07	185	Entre 5 e 9 CONAMA 430
Temperatura (°C)	20,28	12,0-23,0	186	< 40 CONAMA 430
Vazão de entrada (L/s)	15,80	36,28-2,18	186	-
DBO (mg/L)	21,73	38,0-6,0	11	90 SEMA 021
DQO (mg/L)	48,16	21,0-90,0	31	225 SEMA 021
Nitrogênio amoniacal (mg/L)*	44,54	70,54-27,21	15	20 CONAMA 430
Sólidos sedimentáveis(mL/L)	0,001	0,2-0	186	< 1 CONAMA 430

* Não é exigível o padrão de nitrogênio amoniacal total pela Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011), ficando a critério do órgão ambiental competente.

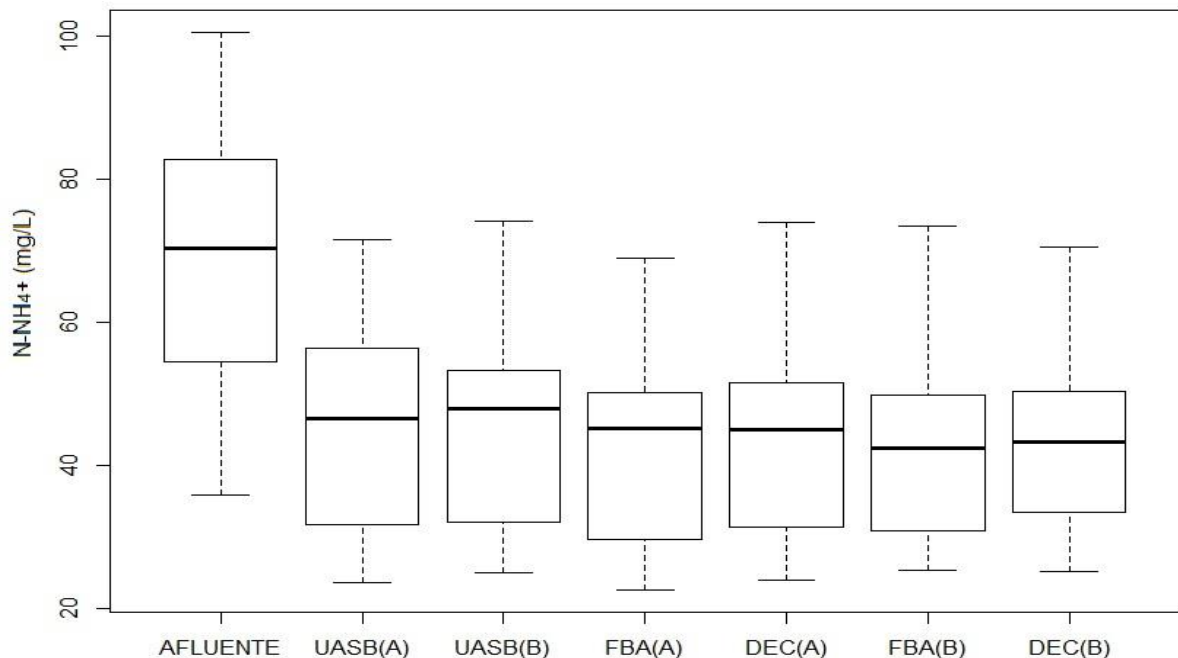
Os sistemas de tratamento de esgoto sanitário constituídos de reator anaeróbio e filtração biológica aeróbia (UASB/FBA) são tecnologias bastante difundidas e eficientes para a remoção de matéria orgânica e sólidos sedimentáveis, relatados em diversos trabalhos (GONÇALVES; ARAÚJO; CHERNICHARO, 1998; CHERNICHARO; NASCIMENTO, 2001; ALMEIDA; CHERNICHARO; SOUZA, 2009; ALMEIDA; OLIVEIRA; CHERNICHARO, 2011; FOCO; NOUR, 2014; ABOU-ELELA; HELLAL; HARB, 2015).

5.3.1 Remoção de nitrogênio

Neste tópico serão discutidos os resultados dos teores de nitrogênio, nas suas diferentes formas, encontrados ao longo dos sistemas operacionais da ETE monitorada.

Durante o período amostral foi observado que houve redução discreta da concentração de N-NH_4^+ no sistema, sendo a concentração média do afluente de 68,19 mg/L e efluente de 44,54 mg/L, apresentado na FIGURA 5.5.

FIGURA 5.5 - Variação da concentração de N-NH_4^+ ao longo das unidades operacionais, sequencial

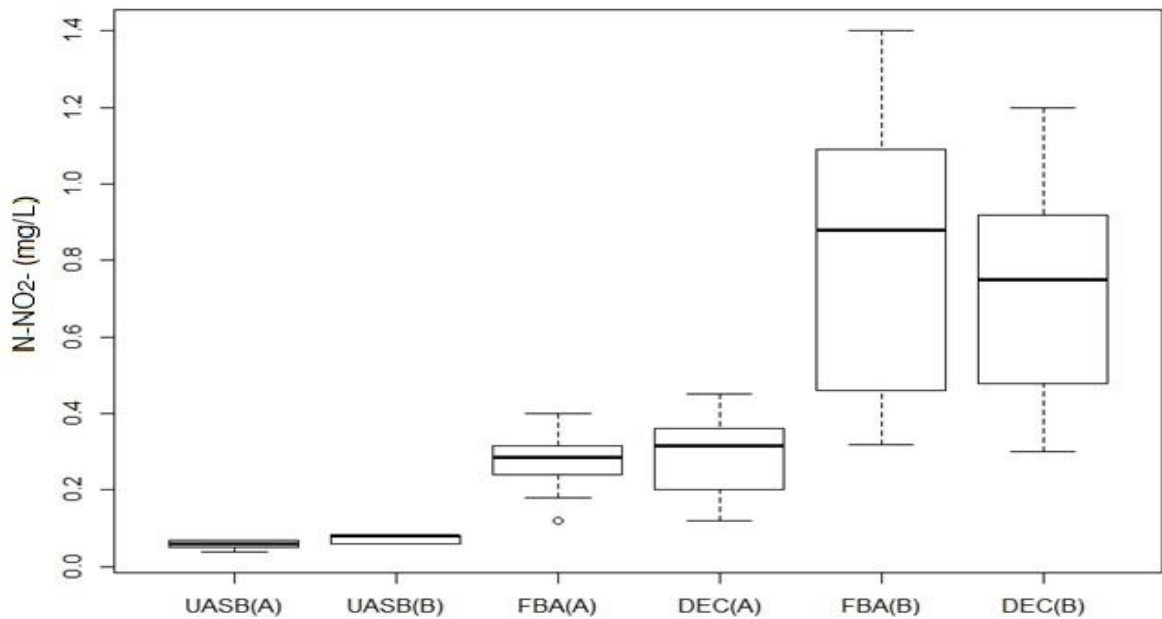


Para o lançamento de efluentes em corpos hídricos superficiais consta na Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011), apesar de não ser exigida, a concentração

de 20 mg/L, ou seja, os valores obtidos são aproximadamente 1,5 vezes maiores do que o recomendado.

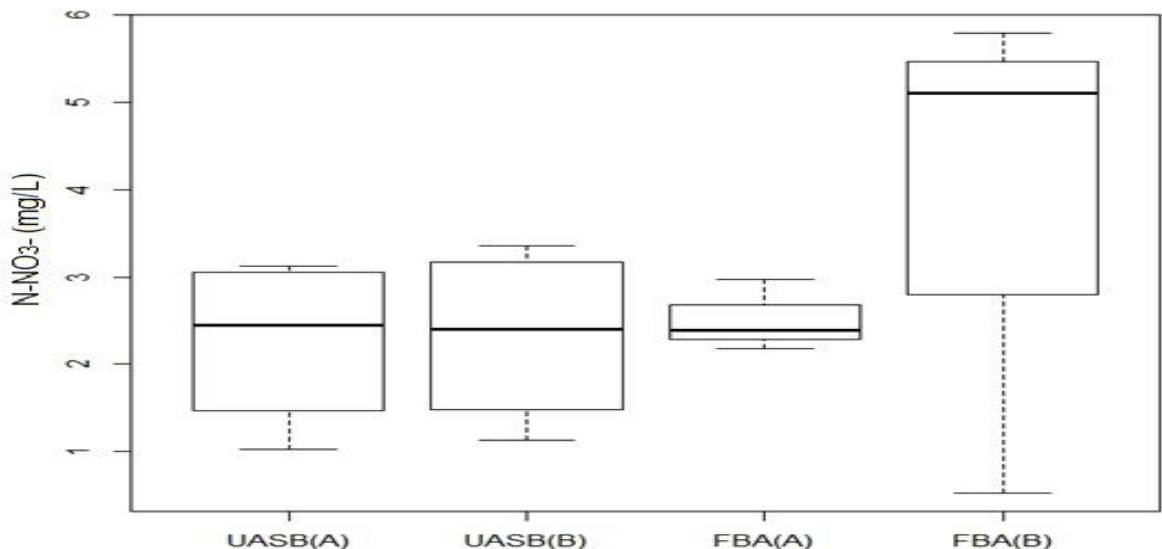
A concentração de N-NO_2^- no UASB (A) foi de 0,07 mg/L, no UASB (B) de 0,06 mg/L e no efluente de 0,72 mg/L, ou seja, não se deu na mesma proporção da remoção de N-NH_4^+ (FIGURA 5.6), portanto apresentou nitrificação discreta, a qual pode ser mais efetiva se tiver as condições ideais.

FIGURA 5.6 - Variação da concentração de N-NO_2^- ao longo das unidades operacionais, sequencial.



Então a fim de confirmar este comportamento foi monitorada a concentração de N-NO_3^- durante quatro coletas consecutivas e a formação de nitratos também foi baixa, como mostra a FIGURA 5.7.

FIGURA 5.7 - Variação da concentração de N-NO_3^- ao longo das unidades operacionais, sequencial.



Ao longo das unidades operacionais tanto no UASB (A) quanto no UASB (B) a eficiência média de remoção da concentração de $N-NH_4^+$ foi de 33%. Apesar de não ser muito expressiva, as maiores concentrações obtidas, tanto de $N-NO_2^-$ quanto $N-NO_3^-$, foram no FBA(B), mostrando que o novo *layout* da ETE tem tendência para nitrificar o efluente. Esse comportamento observado é válido, pois a nitrificação, onde o nitrogênio amoniacal é oxidado a nitrito e nitrato, se dá em condições estritamente aeróbias (MOURA, 2014).

Magri et al. (2013) reportam que os fatores mais rotineiros que afetam negativamente o processo de nitrificação em estações de tratamento de esgoto doméstico são as elevadas cargas orgânicas aplicadas, curtos tempos de detenção hidráulica e celular, baixas temperaturas, valores de pH extremos e baixas concentrações de oxigênio dissolvido (OD).

Considerando que os UASB foram responsáveis por 70 % de remoção de matéria orgânica, expressa em DBO, estimou-se que a taxa de carregamento orgânico no FBA(A) foi de $2,74 \text{ kgDBO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, já no FBA (B) esta taxa não pode ser estimada, pois a DBO não foi monitorada neste ponto.

Foco e Nour (2014) estudaram um sistema constituído por filtro anaeróbio (FA) seguido de biofiltro aerado submerso (BAS), onde ambos os filtros eram preenchidos de eletrodutos corrugados de PVC, foram operados com e sem recirculação do efluente tratado e concluíram que taxas de carregamento orgânico acima de $0,30 \text{ kgDBO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ desfavorecem a nitrificação devido à competição por oxigênio.

Almeida e Chernicharo; Souza (2009) comparando filtros biológicos aeróbios preenchidos com diferentes materiais relatou que a eficiência de remoção de amônia de 26% a 32%, não foi satisfatória para atender aos padrões de lançamento de efluentes e associou que para a remoção de amônia em filtros de baixa altura (2,5 metros) estes devem ser alimentados com baixas taxas de aplicação de matéria orgânica (abaixo de $0,25 \text{ kgDBO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$). Se o objetivo for a oxidação do carbono e nitrificação o volume requerido podem ser duas ou mais vezes maiores, para que se mantenham as baixas taxas de aplicação de matéria orgânica no sistema, sendo essa uma desvantagem desse tipo de sistema.

Outros fatores importantes para a nitrificação é a aeração e o tempo de detenção hidráulica (TDH), no entanto, neste trabalho não foi monitorado, mas sabe-se que o TDH é baixo.

Neto e Costa (2011) e Fulazzaky et al. (2015) relataram que unidades com tempos de detenção hidráulica e aeração controladas aumentam consideravelmente a eficiência na remoção de nitrogênio.

Domingues (2005) estudou o sistema combinado de filtro anaeróbio seguido de biofiltro aerado submerso e constatou que o TDH de 10 horas (5 horas de aeração) foi o adequado à nitrificação de esgoto doméstico com concentração média de amônio de 30 mg/L, tendo grande potencial para tratar esgotos com concentração de amônia acima de 50 mg/L.

Torres e Foresti (2001) estudaram o um sistema piloto constituído de UASB-SBR (reator aerado por bateladas sequenciais) visando a remoção de nitrogênio e fósforo. O UASB operou com o TDH de 6 horas enquanto o reator aerado teve o TDH variando entre 2 e 22 horas. Com 10 horas de aeração, houve conversão de 100% do $N-NH_4^+$ e 89% de NTK, quando utilizou o período de 4 horas, a conversão foi de 98% do $N-NH_4^+$ e 80% de NTK e com 2 horas alcançou 68% do $N-NH_4^+$ e 64% de NTK.

Durante o monitoramento da ETE houve variações no pH afluente (6,69 – 7,88) e efluente (7,07– 8,20) porém foram mantidos, na maior parte do período monitorado, dentro do recomendado pela *Environmental Protection Agency* (EPA, 2009) que estabelece que a faixa ótima do pH para o processo nitrificação é de 6,8 a 8,0.

Além da faixa ótima de pH, a *Environmental Protection Agency* (EPA, 2009) recomenda que para uma efetiva nitrificação a temperatura do líquido deve estar entre 10°C a 25°C, sendo que o incremento de 8 a 10°C de temperatura pode fazer com que dobre a taxa de nitrificação.

A temperatura média, durante o período de monitoramento, foi de aproximadamente 21°C para o afluente e 20°C para o efluente, atendendo as recomendações da EPA (2009) durante todo o período de monitoramento.

Na Tabela 5.3 são apresentados os valores médios obtidos para pH e alcalinidade nas unidades operacionais do sistema monitorado.

TABELA 5.3 - Valores máximo, mínimos e médios de pH e alcalinidade ao longo das unidades operacionais do sistema, sendo n o número de amostras

Parâmetros	Afluente	UASB (A)	UASB (B)	FBA (A)	DEC (A)	FBA (B)	DEC (B)
pH	7,36	6,68	6,67	7,02	7,10	7,39	7,40
Máx	7,88	7,95	7,96	8,0	8,05	8,19	8,20
Mín	6,69	6,5	6,5	6,43	6,09	6,66	7,07
n	186	183	183	186	186	185	185
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	NA	290,68	NA	257,95	241,07	226,94	NA
Máx		391,58		352,0	363,93	147,68	
Mín		171,96		160,01	162,88	349,43	
N		11		11	14	14	

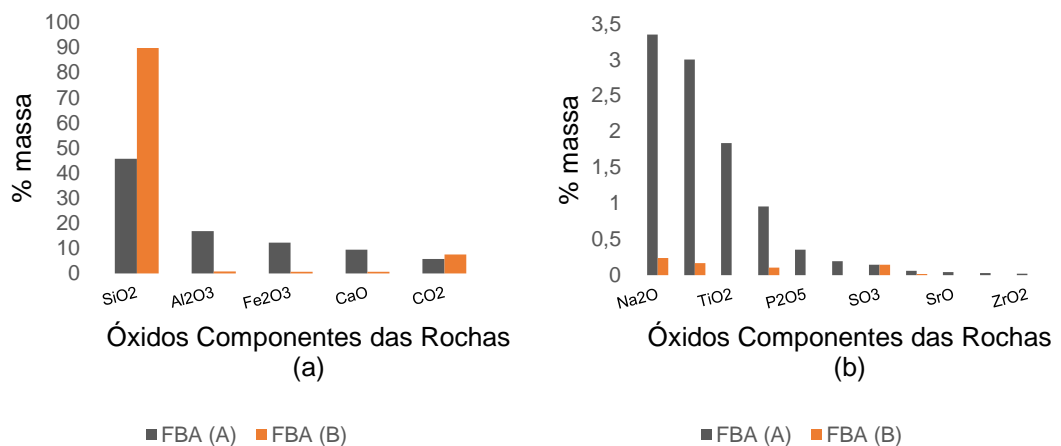
*NA: não analisada

Houve redução da alcalinidade no FBA (B), quando comparado com o FBA (A), indicando também a ocorrência de nitrificação no sistema, em contrapartida os valores de pH aumentaram.

Foco e Nour (2014) verificaram que mesmo ocorrendo uma discreta nitrificação, indicada pelo consumo de alcalinidade, não eram suficientes para baixar os valores de pH e associaram este ao *stripping* de CO₂ que ocorre em reatores com elevada aeração.

Outro fator que pode estar associado a alcalinidade e pH do meio é de que os filtros biológicos aeróbios eram preenchidos com rochas diferentes. Os ensaios de fluorescência de raios X mostraram que estas possuem diferentes porcentagens de massa dos componentes, mostrado na FIGURA 5.8 (a) e (b).

FIGURA 5.8 - Porcentagem de óxidos que compõe as rochas que preenchem o FBA (A) e FBA (B) (a) óxidos mais representativos (b) óxidos com menor representatividade.



As rochas que preenchem o FBA (A) são classificadas como ígneas básicas, pois o teor de sílica (SiO_2) está entre 45% a 52%, são ricas em óxidos metálicos (FeO , MgO e CaO) e óxidos básicos (principalmente K_2O e Na_2O) e apresentam coloração escuras, sendo exemplos mais comuns o basalto e o diabásio (WERNICK, 2004).

Já as que preenchem o FBA (B) são quartzitos, pois a sílica (SiO_2) é o óxido majoritário em sua composição (BABISK; VIDAL; CORREIA, 2010).

O FBA (B), preenchido com o quartzito, teve um valor médio de alcalinidade ligeiramente menor que o FBA (A). Além da nitrificação discreta, esse valor pode estar associado a sílica presente na rocha, quando em meio aquoso, possui solubilidade constante na faixa de pH de 2 a 9 e esta quando solubilizada, apresenta-se na forma monomérica de ácido silícico $\text{Si}(\text{OH})_4$ (GOMES; FURTADO; SOUZA, 2018).

Magri et al. (2013) utilizaram como meio suporte de biofiltro aerado submerso (BAS), conchas de ostras e concluíram que este manteve ótima capacidade de tamponamento mesmo com intensa atividade nitrificante no reator, pois além de realizarem a função como meio suporte para o biofilme também forneceram alcalinidade ao sistema.

As rochas são os meios filtrantes tradicionalmente utilizados, no entanto, os meios plásticos estão se tornando cada vez mais comuns, pois permitem altas cargas orgânicas (FORBIS-STOKE; ROCHA-MELOGNO; DESHUSSES, 2018).

5.4 CONCLUSÕES

A atual configuração da ETE atende aos padrões de lançamentos de efluentes em corpos hídricos, pois a concentração média efluente de DQO é de 48 mg/L, DBO de 22 mg/L e sólidos sedimentáveis de 0 mg/L.

A remoção de nitrogênio amoniacal no sistema está sendo discreta, com concentração média afluente de 68 mg/L e efluente de 44 mg/L. Na Resolução Conama 430 (BRASIL, 2011) consta a concentração de 20 mg/L para lançamento de esgoto sanitário, no entanto a exigência fica a critério do órgão ambiental competente.

Portanto, para trabalhos futuros sugere verificar se a implantação de unidades de aeração prolongada, com tempo de detenção hidráulico mínimo de 8 horas, ao invés dos filtros biológicos aeróbios e taxas de carregamento orgânicos menores que $0,30 \text{ KgDBO.m}^3.\text{d}^{-1}$, torna o sistema mais eficiente para a remoção de nitrogênio.

REFERÊNCIAS

- ABOU-ELELA, I.S., HELLAL, S.M. e HARB, H.A. Assessment of seasonal variations on the performance of P-UASB/BAF for municipal wastewater treatment. **Desalination and Water Treatment**. p. 8-11. 2015.
- ALMEIDA, P.G.S.; CHERNICHARO, C.A.L.; SOUZA, C.L. Development of compact UASB/trickling filter systems for treating wastewater in small communities in Brazil. **Water Science and Technology**. v. 59, n. 7, p.1431-1439. 2009.
- ALMEIDA, P.G.S., OLIVEIRA., S.C, CHERNICHARO, C.A.L. Operação de filtros biológicos percoladores pós reatores UASB sem a etapa de decantação secundária. **Engenharia Sanitária Ambiental**. v.16, n.6. 2011.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and wastewater**. 22nd edition, Washington, USA, 2012.
- AISSE, M.M. et.al. Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios no estado do Paraná (Brasil). In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITÁRIA Y AMBIENTAL. **Anais...** Cancún: AIDIS, 2002. 8 p.
- BABISK, M.P., VIDAL, F.W.H, CORREIA, J.C.G. Estudo de aproveitamento de resíduos finos de quartzito na região de Seridó, em **II Simpósio de Minerais Industriais do Nordeste**. 2010.
- BRASIL. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispões sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, 16 mai. 2011.
- CAMPOS, R.J. (Coord.) **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES. 436 p. 1999.
- CHERNICHARO, C.A.L. e NASCIMENTO, M.C.P. Feasibility of a pilot-scale UASB/trickling filter system for domestic sewage treatment. **Water Science and Technology**. v.44, n. 04, p. 221-228. 2001.
- CHERNICHARO, C.A.L. Post- treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Environmental Science and Bio/Technology**. v.5, n. 01, p. 73 - 92. 2006.
- DOMINGUES, L.M. Sistema combinado filtro anaeróbio-biofiltro aerado submerso: Avaliação da partida e da nitrificação de esgoto sanitário, **Dissertação de mestrado**, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil (Saneamento e Ambiente), Departamento de Saneamento e Ambiente, Universidade Estadual de Campinas, 147pp. 2005.
- EPA. **United States Environmental Protection Agency**. Nutrient control desing manual: state of technology review - 2009, Cincinnati, Ohio, 102 p., jan. 2009.

FOCO, M.L.R, NOUR, E.A.A. Desempenho de Sistema Combinado Anaeróbio-Aeróbio na Remoção de Nitrogênio no Tratamento de Esgoto Sanitário. **Semina: Ciências exatas e tecnológicas**. n. 35, v. 2, p. 131-138. 2014.

FORBIS-STOKES. A.A.; ROCHA-MELOGNO. L.; DESHUSSES. M.A. Nitrifying trickling filters and denitrifying bioreactors for nitrogen management of high-strength anaerobic digestion effluent. **Chemosphere**. n.137, p. 119-129. 2018.

FULAZZAKY, A.M. et al. Conditioning the alternating aerobic e anoxic process to enhance the removal of inorganic nitrogen pollution from a municipal wastewater in France. **Journal of Cleaner Production**. n.100, p. 195-201. 2015.

GIUSTINA, S.V.D.; MIRANDA, L.A.S.; MONTEGGIA, L.O. Remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos por nova configuração de biofiltro aeróbio submerso no pós-tratamento de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. n. 3, v.15. 2010.

GOMES, L.S., FURTADO, A.C., SOUZA, M.C. A sílica e suas particularidades. **Revista Virtual de Química**. v.10, n. 4. 2018.

HIDAKA, T. et al. Effect of dissolved oxygen conditions on nitrogen removal in continuously fed intermittent-aeration process wuth two tanks. **Water Science and Technology**. n. 12, p. 181-188. 2002.

KIM, D. J.; LEE, D. I.; KELLER, J. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by Fish. **Bioresource Technology**. v. 97. p. 459-468. 2006.

KHAN, A. A. et al. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. **Conservation and Recycling**. v.55, p.1232-1251. 2011.

MACHADO, R.M.G. **Estudo da associação em série de reator UASB e filtros anaeróbios para o tratamento de esgotos sanitários**. 1997, 146f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1997

MAGRI, M.E. et al. Otimização do processo de nitrificação com o uso de conchas de ostras como material suporte em reatores aeróbios com biomassa fixa. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. n. 18, v. 2, p. 123-130. 2013.

MOURA, B.R. Remoção de matéria orgânica e nutrientes de esgoto sanitário em reator de leito estruturado submetido à aeração intermitente e recirculação do efluente. **Tese** (hidráulica e saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos. 2014.

NAZ, I. et al. Assessment of biological trickling filter systems with various packing material for improved wastewater treatment. **Environmental Technology**. p. 37-41. 2014.

NETO, L.G.L.; COSTA, R.H.R. Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e

nutrientes (N.P). **Revista Engenharia sanitária e ambiental**. n. 16, v. 4, p. 411-420. 2011.

PARANÁ. Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos **Resolução nº 021 de 22 de abril de 2009**. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento.

RIBEIRO, T.B. et al. Technological improvements in compact UASB/SBTF systems for decentralized sewage treatment in developing countries. **Desalination and water treatment**. n. 91, p. 112-120. 2017.

SANEPAR. Presidente da Sanepar vistoria obras de esgoto em Ponta Grossa. Disponível em: <<http://site.sanepar.com.br/noticias/presidente-da-sanepar-vistoria-obras-de-esgoto-em-ponta-grossa>>. **Acesso em: 15 out. 2018**. 2016.

SHALINI, S., JOSEPH, K. Combined Sharon and Anammox processes for ammoniacal nitrogen stabilization in landfill bioreactors. **Biosource Technology**. n. 250, p. 723-732. 2018.

SPERLING, M.V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3^o ed. Belo Horizonte:Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. 452 p. 2005.

TORRES, P., FORESTI, E. Sewage treatment in a pilot system composed of UASB and SBR reactors, **Water Science and Technology**. n. 4, v. 44, p. 247-253. 2001.
WERNICK, E. Rochas magmáticas: conceitos fundamentais e classificação modal. química. termodinâmica e tectônica. São Paulo: Editora UNESP. 651 p. 2004. Disponível em: <<https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=6s7EcMsi5slC&oi=fnd&pg=PA23&dq=caracter%C3%ADsticas+rochas+%C3%ADgneas+%C3%A1cidas+e+b%C3%A1sicas&ots=AwIxEHexUI&sig=Izqlw1MBHjs6qqjEmV-wVutfHmE#v=onepage&q=caracter%C3%ADsticas%20rochas%20%C3%ADgneas%20%C3%A1cidas%20e%20b%C3%A1sicas&f=false>>. **Aceso em: 13 fev. 2019**. 2004.

ZHANG, X. et al. Biofilm characteristics in natural ventilation trickling filters (NVTfS) for municipal wastewater treatment: Comparison on three kinds of biofilm carriers. **Biochemical Engineering Journal**. n. 106, p. 86-97. 2016.

ZHENG, H. et al. Investigation of coagulation-flocculation process by performance optimization, model prediction and fractal structure of flocs, **Desalination**. 269, 148-156. 2011.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados obtidos neste trabalho, foi possível afirmar que tanto o processo de coagulação/floculação/sedimentação quanto a filtração biológica aeróbio são alternativas eficientes para ser utilizada como pós-tratamento de reatores UASB, para a remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos, se enquadrando aos padrões de lançamento exigidos.

Para a coagulação/floculação/sedimentação utilizando coagulantes à base de tanino, foram obtidas altas eficiências de remoção para os parâmetros DQO, turbidez e sólidos sedimentáveis, atendendo aos padrões de lançamento de efluentes exigidos nas resoluções Conama 430 (BRASIL, 2011) e Sema 021 (PARANÁ, 2009), enquanto o PAC foi superior para remoção de fósforo total.

No entanto nenhum coagulante teve remoção satisfatória de nitrogênio, sendo que os à base de taninos acrescentaram compostos nitrogenados no efluente.

Para o sistema anaeróbio - aeróbio (UASB/FBA), foi verificado alto desempenho na remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos, atendendo também aos padrões de lançamentos estabelecidos nas resoluções exigidas.

Quanto a nitrificação no sistema, está se deu de forma discreta, mas sugere que para trabalhos futuros sejam realizados ajustes para maior controle dos fatores intervenientes na nitrificação. Para isso, deve-se diminuir as taxas de carregamento orgânico nos filtros biológicos aeróbios, controlar a concentração de oxigênio dissolvido e adequar os tempos de detenção hidráulica no sistema.

Não pode afirmar se os materiais de preenchimento dos filtros biológicos aeróbios interferiram diretamente no efluente final, pois a variação da alcalinidade pode também estar associada a nitrificação discreta do sistema.

REFERÊNCIAS

- ABHILASH, T.N.; AHAMMED, M.M. The reuse of water treatment sludge as a coagulant for post-treatment of UASB reactor treating urban wastewater. **Journal of Cleaner Production**. p. 1-10. 2013.
- ABREU.B.S. e ZAIAT,M. Desempenho de reator anaeróbico-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 181-188. 2008.
- AISSE,M.M. et.al. Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios no estado do Paraná (Brasil). In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITÁRIA Y AMBIENTAL. **Anais...** Cancún: AIDIS, 2002. 8 p.
- ALMEIDA,P.G.S.; CHERNICHARO, C.A.L.; SOUZA, C.L. Development of compact UASB/trickling filter systems for treating wastewater in small communities in Brazil. **Water Science and Technology**. v. 59, n. 7, p.1431-1439. 2009.
- BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J. Municipal wastewater treatment by modified tannin flocculant agent. **Desalination**. n. 249, p.353-358. 2009.
- BRASIL. Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nºs 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 01 jan. 2007.
- BRASIL. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispões sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, 16 mai. 2011.
- BRASIL. **Agência Nacional de Águas**. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Brasília, 88 p., 2017.
- BRASIL. **Ministério das Cidades**. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Sistema Nacional de Informações sobre saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2017, Brasília, 226 p., fev. 2019.
- CAMPOS, R.J. (Coord.) **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES. 436 p. 1999.
- CAVALCANTE, L.F. **Avaliação da eficiência de filtros anaeróbios na remoção de coliformes fecais e ovos de helmintos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Sanitária, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007.

CHERNICHARO, C.A.L. e NASCIMENTO, M.C.P. Feasibility of a pilot-scale UASB/trickling filter system for domestic sewage treatment. **Water Science and Technology**. v.44, n. 04, p. 221-228. 2001.

CORAL, L. A.; BERGAMASCO, R.; BASSETTI, F. J. Estudo da viabilidade de utilização do polímero natural (TANFLOC) em substituição ao sulfato de alumínio no tratamento de águas para consumo. In: 2nd INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION. **Anais...** São Paulo, 2009

EPA. **United States Environmental Protection Agency**. Nutrient control desing manual: state of technology review - 2009, Cincinnati, Ohio, 102 p., jan. 2009.

FERREIRA, P.S.F. et al. Avaliação preliminar dos efeitos da ineficiência dos serviços de saneamento na saúde pública brasileira. **Revista Internacional de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 06, n. 02. p. 214-229, jul-dez. 2016.

FLORENCIO, et al. Nitrificação em reatores aeróbios com biomassa aderida. In: MOTA, B. S.F; SPERLING, M. V. **Nutrientes no esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. cap. 8. 428 p.

GIUSTINA, S.V.D.; MIRANDA, L.A.S.; MONTEGGIA, L.O. Remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos por nova configuração de biofiltro aeróbio submerso no pós-tratamento de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. n. 3, v.15. 2010.

GONÇALVES, R.F.; ARAÚJO, V.L. e CHERNICHARO, C.A. Association of UASB reactor and a submerged aerated biofilter for domestic sewage tratment. **Water Science and Technology**, Great Britain, v. 38, n. 8-9. p.189-195. 1998.

HAMEED, Y.T. et.al. A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater: Chemical composition, performance assessment compared to polyaluminum chloride and application in a pilot plant. **Journal of Environmental Management**. 10 p. 2016.

HIDAKA, T. et al. Effect of dissolved oxygen conditions on nitrogen removal in continuously fed intermittent-aeration process wuth two tanks. **Water Science and Technology**. n. 12, p. 181-188. 2002.

JAVAREZ, J.A., et.al. Avaliação do desempenho de dois sistemas modulares no tratamento anaeróbio de esgotos em comunidades rurais. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.27, n. 1, p. 794-803, set./dez. 2007.

KASSAB, G. et al. Sequential anaerobic-aerobic treatment for domestic wastewater - A review. **Bioresource Technology**. n.101, p. 3299-3310. 2010.

KIM, D. J.; LEE, D. I.; KELLER, J. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by Fish. **Bioresource Technology**. v. 97. p. 459-468. 2006.

KONRADT-MORAES, L.C. et.al. Avaliação da eficiência de remoção de cor e turbidez, utilizando como agente coagulante os taninos vegetais, com a finalidade de obtenção

de água tratada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais...** Rio de Janeiro: UFRJ, 2007.

LI, N. et.al. Multiple response optimization of the coagulation process for upgrading the quality of effluent from municipal wastewater treatment plant. **Scientific Reports**. ed. 6. 2016.

MACHADO FILHO, J.G. **Tratamento biológico de esgoto sanitário composto por reator de leito fluidizado e filtro percolador com a inserção de uma etapa intermediária de aeração**. 2015, 67f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2015.

MACHADO, R.M.G. **Estudo da associação em série de reator UASB e filtros anaeróbios para o tratamento de esgotos sanitários**. 1997, 146f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1997

MANGRICH, A. S. et. al. Química verde no tratamento de águas: uso de coagulante derivado de tanino de *Acacia mearnsii*. **Revista Virtual de Química**, v. 6, p. 2-15. 2014.

METCALF, L e EDDY, H.P. **Wastewater Engineering Treatment and Resource Recovery**. 5^o ed. New York:McGraw-Hill, 2014. 1927 p.

MORRIS, L. et al. Municipal wastewater effluent licensing: A global perspective and recommendations for best practice. **Science of the Environment**. n. 580, p. 1327-1339. 2017.

MOTTA, A.C.V. et al. *Disposição final de lodos de estação de tratamento de água*. **Parecer técnico**. Curitiba. UFPR, 43 p.

NAZ, I. et al. Assessment of biological trickling filter systems with various packing material for improved wastewater treatment. **Environmental Technology**. p. 37-41. 2014

PARANÁ. Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos **Resolução nº 021 de 22 de abril de 2009**. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento.

PELEGRINO, E.C.F. **Emprego de coagulante a base de tanino em sistema de pós-tratamento de efluente de reator UASB por flotação**. 2011, 155f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

PRAKASH, J. K. et al. Post-treatment of UASB reactor effluent by coagulation and flocculation process. **Environmental Progress**. v. 26 n. 2. 2007.

RAMALHO, M.J.A.C. **Otimização de um processo de coagulação-floculação na ETE de Icaraí, Niterói**. 2013, 102f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Universidade do Porto, 2013.

SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; BELTRÁN-HEREDIA, J.; SOLERA-HERNÁNDEZ. Surface water and wastewater treatment using a new tannin-based coagulant. **Journal of Environmental Management**. ed. 91. p. 2051-2058. 2010.

SANEPAR. COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ. **Manual do Tratamento de Esgoto**. 2013.

SANTOS, H.R. **Aplicação de coagulantes no afluente do reator anaeróbio de leito expandido alimentado com esgoto sanitário**. 2001, 183f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

SANTOS, E. M. A. et al. Reator anaeróbio tipo UASB conjugado com processo Fenton para a remoção de cor e demanda química de oxigênio de água residuária sintética de indústria têxtil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 22, n. 02, 2016.

SILVA, T.S.S. **Estudo da tratabilidade físico-química com uso de taninos vegetais em água de abastecimento e de esgotos**. 1999, Dissertação (Mestrado) – Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 1999.

SPERLING, M.V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3^o ed. Belo Horizonte:Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. 452 p. 2005.

TEH, Y. C. et al. Recent advancement of coagulation-flocculation and its application in wastewater treatment. **Industrial & Engineering Chemistry Research**. 101 p. 2016.

VALVERDE, K. C. et al. Combined water treatment with extract of natural *Moringa oleifera* Lam and synthetic coagulant. **Revista Ambiente e Água**. v. 13, n.3. 2018.

VERMA, K. A.; DASH, R. R.; BHUNIA, P. A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters. **Journal of Environmental Management**. ed. 93. p. 154-168. 2012.

ZHANG, X. et al. Biofilm characteristics in natural ventilation trickling filters (NVTfS) for municipal wastewater treatment: Comparison on three kinds of biofilm carriers. **Biochemical Engineering Journal**. n. 106, p. 86-97. 2016.

ZHENG, H. et al. Investigation of coagulation-flocculation process by performance optimization, model prediction and fractal structure of flocs. **Desalination**. n. 269, p. 148-156. 2011.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. n. 1. p. 29-42. 2016.

APÊNDICE A – DETALHES

Amostras coletadas na ETE –



Amostra das rochas -



Teste de jarros: Antes do coagulante -



Teste de jarros: Floculação -



Teste de jarros: Sedimentação -

