



UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA - UDESC
CENTRO DE EDUCAÇÃO SUPERIOR DO ALTO VALE DO
ITAJAÍ – CEAVI
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA

DIAGNÓSTICO, ANÁLISE DE DESEMPENHO E PROPOSTA
DE MELHORIAS PARA A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
ESGOTO JAÍ NOEL GAYA

ARIELEEN REIS DA SILVA

IBIRAMA – SANTA CATARINA

2017

ARIELEEN REIS DA SILVA

**DIAGNÓSTICO, ANÁLISE DE DESEMPENHO E PROPOSTA DE MELHORIAS
PARA A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO JAÍ NOEL GAYA**

Trabalho de Conclusão apresentado ao Curso de Engenharia Sanitária do Centro de Educação Superior do Alto Vale do Itajaí (CEAVI), da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Sanitária.

Orientador: Dr. Tiago José Belli

Coorientador: Msc. Caio Cardinali Rebouças

IBIRAMA – SANTA CATARINA

2017

ARIELEEN REIS DA SILVA

**DIAGNÓSTICO, ANÁLISE DE DESEMPENHO E PROPOSTA DE MELHORIAS
PARA A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO JAÍ NOEL GAYA**

Trabalho de conclusão apresentado ao curso de Engenharia Sanitária do Centro de Educação Superior do Auto Vale do Itajaí (CEAVI) da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), como requisito parcial para obtenção do grau de bacharel em Engenharia Sanitária.

Banca examinadora:

Orientador:

(Dr. Tiago José Belli)
UDESC

Membros:

(Msc. Eduardo Bello Rodrigues)
UDESC

(Msc. Maria Pilar Serbent)
UDESC

Ibirama, 07/12/2017.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Antônio e Elizete, por todo suporte, investimento e compreensão.

À minha irmã Lucielen, melhor amiga e companheira nos momentos de espairecer.

À minha amada avó, por toda oração e conforto nos momentos difíceis.

Ao Flávio Augusto, por todo carinho e motivação.

Aos meus queridos amigos de curso, por toda parceria nesses 5 anos de faculdade.

Obrigado por todos os momentos que passamos juntos, sem vocês não teria a menor graça!

A todos os professores da UDESC que me prepararam para o mercado de trabalho, em especial à professora Maria Pilar Serbent, por exigir sempre o melhor de mim e acreditar no meu potencial.

Ao meu inteligentíssimo orientador Tiago Belli, pelo suporte no pouco tempo que lhe coube, pelas suas correções e compreensão ao longo deste trabalho.

Ao meu coorientador Caio Cardinali por todo aprendizado, amizade e tempo cedido a este trabalho.

À EMASA por disponibilizar toda estrutura necessária para realização dessa pesquisa e a todos do Laboratório de Controle de Qualidade de Efluentes. Em especial, Andrezza e Lucas, por toda ajuda, parceria e risadas; sem vocês, todas aquelas horas no laboratório passariam como séculos!

A todos os operadores/coordenadores da EMASA, pelo incentivo e colaboração na realização das análises. Principalmente ao Rodrigo, por todo auxílio e companheirismo na realização dos Jar-test, além dos ensinamentos sobre alcalinidade.

A todos que de alguma forma me auxiliaram a concretizar essa etapa.

RESUMO

A Estação de Tratamento de Esgoto Jaí Noel Gaya, localizada no município de Balneário Camboriú, apresenta como sistema de tratamento um reator integrado, composto por um compartimento anaeróbio seguido de um compartimento aeróbio. Com a realização do diagnóstico atual da estação, mediante auditoria no local, foram observados inúmeros problemas atrelados a ausência de manutenção periódica, além de problemas operacionais e de projeto, fatores que impactam diretamente no desempenho de remoção de poluentes. Dentre os parâmetros com maiores inconformidades com as legislações pertinentes, pode-se citar a remoção de fósforo, nitrogênio e a DBO_5 . Como proposta de melhorias a estação, analisou-se em escala de bancada a aplicação de um pós-tratamento físico-químico com os processos de coagulação, floculação e sedimentação. Foram testados dois coagulantes, o Cloreto Férrico e o Policloreto de Alumínio, mediante ensaios de Jar-test. Tanto o Cloreto Férrico quanto o Policloreto de Alumínio, apresentaram satisfatória eficiência de remoção e possível aplicação na ETE, sendo 51,2% e 71,4% de remoção de turbidez, 49,7% e 64,2% de remoção de SST e 99,3% e 99,2% de remoção de fósforo, respectivamente. Porém tendo em vista as melhores eficiências de remoção e também a menor geração de lodo químico, sugere-se como melhor opção de aplicação o coagulante Policloreto de Alumínio.

Palavras-chave: Avaliação de desempenho. Estação de Tratamento de Esgoto. Reator integrado. Pós-tratamento físico-químico.

ABSTRACT

The Jaí Noel Gaya Wastewater Treatment Plant (WWTP), located in Balneario Camboriú-SC, comprises an integrated system combining an up flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor followed by an activated sludge (AS) reactor. Performing the current diagnosis of this WWTP, through an on-site audit, several inconsistencies were observed, which was attributed to the absence of periodic maintenance. Moreover, operational and design problems were also found, which were directly related to the poor performance of the UASB and AS reactors. Among the parameters with the greatest disagreement with the environmental regulations, the removal of phosphorus, nitrogen and BOD₅ were the most relevant. To overcome this scenario, a physical-chemical post-treatment by coagulation-flocculation process was proposed to improve the WWTP performance, especially regarding to phosphorus and suspended solids removal. The coagulants ferric Chloride and aluminum polychloride were tested in Jar-test assays. Both Ferric Chloride and Aluminum Polychloride, showed appreciable removal efficiency and possible application at the sewage treatment station, with 51.2% and 71.4% turbidity removal, 49.7% and 64.2% of SST removal and 99.3% and 99.2% of phosphorus removal, respectively. However, taking into account the best removal efficiencies and also the lower generation of chemical sludge, it is suggested that Aluminum Polychloride can be the better option for the real field condition.

Keywords: Performance Assessment. Wastewater Treatment Plant. Upflow Anaerobic Sludge Blanket. Activated Sludge. Physical-chemical post-treatment.

LISTA DE ABREVIATURAS

- BSR – Bactérias Sulfato Redutoras
- DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DQO – Demanda Química de Oxigênio
- ETA – Estação de Tratamento de Água
- ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
- FBAS – Filtro Biológico Aerado Submerso
- LA – Lodos Ativados
- NTU – Unidades Nefelométricas de Turbidez
- PAC – Policloreto de Alumínio
- pH – Potencial Hidrogeniônico
- PPM – Partes por Milhão
- RPM – Rotações por Minuto
- SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
- SST – Sólidos em Suspensão Totais
- UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente)
- Uc – Unidades de Cor

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Fluxograma das etapas que compreendem a digestão anaeróbia.....	17
Figura 2: Concepção dos reatores UASB.....	19
Figura 3: Unidades de etapa biológica do sistema de Lodos Ativados como pós-tratamento de reatores anaeróbios.....	23
Figura 4: Localização da Estação de Tratamento de Esgoto Jaí Noel Gaya	28
Figura 5: Estação de Tratamento de Esgoto Jaí Noel Gaya	30
Figura 6: Concepção do Reator UBOX®	30
Figura 7: (a) Estação de Tratamento de Esgoto, (b) Lagoa de Taquaras, Tratamento terciário composto por (c) Filtro de areia e (d) Decantador lamelar.	31
Figura 8: Equipamento Jar-test.....	34
Figura 9: Limpeza da caixa de areia (a e b) e das elevatórias de esgoto dentro e fora da estação (c e d)	39
Figura 10: Análise de sedimentabilidade do compartimento aerado	41
Figura 11: Gráfico de Pareto para análise de não-conformidades.....	45
Figura 12: Valores de turbidez inicial dos ensaios de Jar-test.....	47
Figura 13: Valores de Sólidos Suspensos Totais dos ensaios	47
Figura 14: Determinação do pH ótimo de coagulação do Cloreto Férrico	48
Figura 15: Eficiência de remoção de turbidez do FeCl ₃ com e sem correção do pH	49
Figura 16: Decaimento das eficiências de remoção com a aplicação de altas dosagens de PAC	50
Figura 17: Efeito do aumento da dosagem dos coagulantes	51
Figura 18: Comparação da turbidez residual dos coagulantes	52
Figura 19: Comparação das eficiências de remoção de turbidez entre os coagulantes	53
Figura 20: Eficiência de remoção do PAC com correção de pH.....	54
Figura 21: Remoção de fósforo para a faixa ótima de dosagem do Cloreto Férrico	55
Figura 22: Avaliação da remoção de fósforo para diferentes dosagens de PAC.....	58
Figura 23: Remoção de fósforo total para a faixa ótima de Policloreto de Alumínio	59
Figura 24: Análise da dosagem de polímero para diferentes dosagens de coagulante	61
Figura 25: Efeito da adição do polímero Poliacrilamida nas eficiências de remoção de turbidez par o Cloreto Férrico	62
Figura 26: Efeito da adição do polímero Poliacrilamida nas eficiências de remoção turbidez para o PAC	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Eficiência de remoção do processo de Lodos Ativados convencional	25
Tabela 2: Parâmetros fixos adotados para realização dos ensaios Jar-test.....	34
Tabela 3: Estratégias operacionais aplicadas aos ensaios Jar-test.....	35
Tabela 4: Descrição dos parâmetros e técnicas analíticas empregadas	37
Tabela 5: Caracterização do efluente da ETE	43
Tabela 6: Média de remoção dos parâmetros gerais para a faixa ótima de coagulação do Cloreto Férrico.....	56
Tabela 7: Média de remoção dos parâmetros gerais para a faixa ótima de coagulação do PAC	59
Tabela 8: Análise de sedimentabilidade para ambos os coagulantes com e sem aplicação de polímero	63
Tabela 9: Dados considerados para estimar a quantidade de lodo gerado no processo físico-químico.....	64

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	11
2.	JUSTIFICATIVA	13
3.	OBJETIVOS	14
3.1.	Objetivo geral.....	14
3.2.	Objetivos específicos.....	14
4.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
4.1.	Processos biológicos aplicados ao tratamento de efluentes domésticos	15
4.1.1.	Sistemas anaeróbios – UASB	16
4.1.1.1.	Fundamentos e aplicações de reatores UASB	19
4.1.2.	Reatores aeróbios – Lodos Ativados como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios	21
4.1.2.1.	Fundamentos e principais aplicações dos Lodos Ativados como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios	22
4.2.	Processos físico-químicos como pós-tratamento de efluentes.....	25
5.	MATERIAL E MÉTODOS	28
5.1.	Área de estudo.....	28
5.1.1.	Características da ETE Jaí Noel Gaya.....	29
5.2.	Avaliação do desempenho da ETE	32
5.3.	Procedimentos experimentais aplicados ao pós-tratamento físico químico	33
5.3.1.	Procedimento Jar-test	33
5.3.2.	Estimativa de geração de lodo químico	36
5.4.	Métodos analíticos e Análises estatísticas	36
6.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	39
6.1.	Caracterização e diagnóstico da ETE Jaí Noel Gaya	39
6.2.	Avaliação do desempenho da ETE	42
6.3.	Pós-tratamento físico-químico	46
6.3.1.	Avaliação da dosagem ótima dos coagulantes.....	55
6.3.2.	Efeito da adição de polímero	60
6.4.	Estimativa da geração de lodo e disposição final	63
7.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	65
	REFERÊNCIAS	66

1. INTRODUÇÃO

Os serviços de saneamento têm grande importância para a qualidade de vida da população, e a ausência de um sistema adequado de coleta e tratamento de efluentes contribui diretamente com a disseminação de doenças e a proliferação de vetores, além de ocasionar a degradação da qualidade ambiental, principalmente no que se refere a descaracterização dos recursos hídricos (OLIVEIRA, 2015).

O saneamento básico no Brasil apresentou importantes avanços nos últimos anos, porém, muitas localidades ainda carecem de sistemas de tratamento de esgoto, abastecimento de água, coleta de resíduos sólidos e drenagem urbana. De acordo com dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (2015), tendo como base o volume de água consumido, em média 42,2% dos esgotos gerados no país, foram submetidos a algum tipo de tratamento, percentual crescente quando comparado ao ano anterior, que apresentava uma média nacional de 40,8% de tratamento aos efluentes.

Santa Catarina se apresenta entre o grupo de estados brasileiros que dispõe de 20 a 40% de atendimento urbano com rede coletora de esgotos. Se referindo ao percentual de esgoto tratado, baseado na quantidade de água consumida, o estado trata apenas 24,3% dos seus efluentes, um cenário preocupante frente aos problemas gerados pela ausência desse serviço (SNIS, 2015).

Balneário Camboriú, um município de Santa Catarina que apresenta mais de 108 mil habitantes e uma área relativamente pequena de pouco mais de 46 km², se mantém muito acima das médias nacionais relacionadas ao saneamento básico, pois apresenta coleta e tratamento de esgoto para mais de 90% da cidade. Dentre essa realidade, o município dispõe atualmente de duas estações de tratamento de afluentes, sendo a ETE Nova Esperança, que opera com o sistema de Lodos Ativados de aeração prolongada, tratando a maior parte do esgoto gerado no município e a ETE Jaí Noel Gaya, localizada na praia de Taquaras e construída com a intenção de tratar o efluente gerado nas praias agrestes da cidade (EMASA, 2017).

A ETE Jaí Noel Gaya opera com um sistema de reator integrado – UBOX[®], abrangendo os processos anaeróbios, seguido de processos aeróbios de tratamento de efluentes. Tendo em vista suas particularidades de layout e operação, atualmente a estação não realiza com eficiência os processos de remoção de nutrientes e apresenta baixa estabilidade na eficiência de remoção

de poluentes perante as concentrações exigidas pelas legislações vigentes, Lei estadual nº 14.675/2009 e Lei federal CONAMA nº 430/2011.

Neste contexto, o presente trabalho propõe o diagnóstico da situação atual enfrentada pela ETE, a análise de desempenho do sistema de tratamento, no que diz respeito ao atendimento das legislações e no dever da concessionária para com o meio ambiente, além de sugestões de melhorias na estação, com ênfase no pós-tratamento físico químico do efluente, mediante os processos de coagulação e sedimentação, visando a adequação do efluente tratado e a conservação da Lagoa de Taquaras, ponto de despejo dos efluentes.

A metodologia sugerida de pós-tratamento físico-químico, foi avaliada em escala de bancada, com o auxílio do equipamento Jar-test. Foram analisados dois coagulantes: Cloreto Férrico e Policloreto de Alumínio, visando verificar principalmente as melhores eficiências de remoção de turbidez, SST e fósforo total do efluente gerado pelo reator UBOX®.

Deste modo, este estudo se insere como um material de apoio aos gestores da concessionária de água e saneamento de Balneária Camboriú, surgindo como uma alternativa de otimização para a Estação de Tratamento de Esgotos já existente.

2. JUSTIFICATIVA

A realização deste trabalho foi impulsionada pela necessidade de melhoria da Estação de Tratamento de Esgoto Jaí Noel Gaya, operada pela EMASA – Balneária Camboriú. A instabilidade do processo de tratamento, a baixa remoção de nutrientes e a ausência de acompanhamento periódico na ETE, explica a preocupação da concessionária para com esse sistema e fundamenta a iniciativa de criação deste estudo, visando uma análise mais aprofundada das problemáticas atuais da estação e a sugestão de melhorias ao processo de tratamento, analisando a possibilidade de aplicação de um pós-tratamento físico-químico que enquadre o efluente tratado dentro dos padrões exigidos pela legislação ambiental estadual e nacional.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Este trabalho tem por objetivo avaliar o desempenho da ETE Jaí Noel Gaya e propor melhorias a estação, visando a adequação do efluente tratado com a legislação ambiental e os regulamentos aplicáveis.

3.2. Objetivos específicos

- Identificar possíveis problemas de processo e falhas na operação que impactam na eficiência da Estação de Tratamento;
- Propor melhorias ao sistema de tratamento, tanto na rotina operacional quanto nos processos aplicados, com enfoque especial no pós-tratamento;
- Avaliar a eficiência de dois coagulantes, sendo eles, Policloreto de Alumínio e Cloreto Férrico, a partir do percentual de remoção de turbidez e fósforo total.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo será realizada uma breve revisão da literatura existente, a respeito do tratamento biológico e físico-químico de efluentes.

4.1. Processos biológicos aplicados ao tratamento de efluentes domésticos

O processo biológico de tratamento de efluentes consiste basicamente na decomposição de poluentes diversos a compostos mais estabilizados, a partir da ação de microrganismos, em um processo chamado de oxidação biológica. Tal processo de oxidação pode ocorrer tanto na presença como na ausência de oxigênio, compondo assim os processos biológicos aeróbios e anaeróbios de tratamento, respectivamente (SILVA, 2009; SANT'ANNA, 2013).

Os microrganismos atuantes na degradação dos poluentes podem ser atualmente classificados em três domínios: Bacteria, Archea e Eukarya. No primeiro, encontram-se as bactérias, principais constituintes dos flocos biológicos; no segundo encontram-se, predominantemente, os organismos anaeróbios e extremófilos, como por exemplo, os organismos metanogênicos, muito importantes aos sistemas anaeróbios; e no terceiro domínio encontram-se as microalgas, os fungos e os protozoários. Esta diversidade microbiana é o fator de sucesso do tratamento biológico, visto que os efluentes contêm inúmeras substâncias em variados níveis de concentração. Assim, pode-se entender que quanto mais comunidades microbianas estiverem presentes no sistema de tratamento, mais rápido e efetivo se dará a decomposição dos compostos (SANT'ANNA, 2013).

Segundo este mesmo autor, os processos aeróbios de tratamento apresentam como principal atributo a sua robustez, que por sua vez é assegurada pela rica diversidade de microrganismos e pela alta velocidade de crescimento bacteriano, cujo suceder de gerações permite a notável adaptação às condições ambientais. O tratamento aeróbio pode ser conduzido numa ampla faixa de temperatura (10 a 40 °C) e pH (5,5 a 8,5), possuem pouca exigência em relação a micronutrientes, porém necessitam de um cuidado especial em relação a carga nutricional, onde geralmente é empregada a relação $DBO_5/N/P = 100/5/1$, e necessitam de controle do nível de oxigênio dissolvido para a respiração microbiana, onde geralmente adota-se 2 mg/L.

Ao contrário dos sistemas aeróbios, os microrganismos anaeróbios dispõem de uma baixa taxa de crescimento microbiano, sendo mais sensíveis e podendo ser seriamente afetados

por diversos fatores relacionados ao efluente, ao digestor e as condições de operação, gerando um desequilíbrio no processo de tratamento, que se deve principalmente a sensibilidade das bactérias metanogênicas, que deixam de realizar a sua função e prejudicam o processo anaeróbio de uma forma global (SANTOS; MARQUES, 2015).

A digestão anaeróbia pode ocorrer em diversas faixas operacionais, dependendo da remoção desejada de poluentes e das características do efluente a ser tratado, podendo operar na faixa mesofílica (20 a 42 °C), termofílica (50 a 65 °C) e psicofílica (< 20 °C). Para a carga nutricional geralmente emprega-se a relação DBO₅/N/P em 250/5/1. O sistema anaeróbio apresenta também uma faixa de pH estreita (6,3 a 7,8) que carece de atenção, assim como a alcalinidade, que é considerada uma das mais importantes variáveis para o controle e manutenção do processo e deverá ser mantida entre 2000 a 4000 mg/L de CaCO₃ são necessárias para equilibrar o pH do meio (METCALF & EDDY, 2003; SANT'ANNA, 2013).

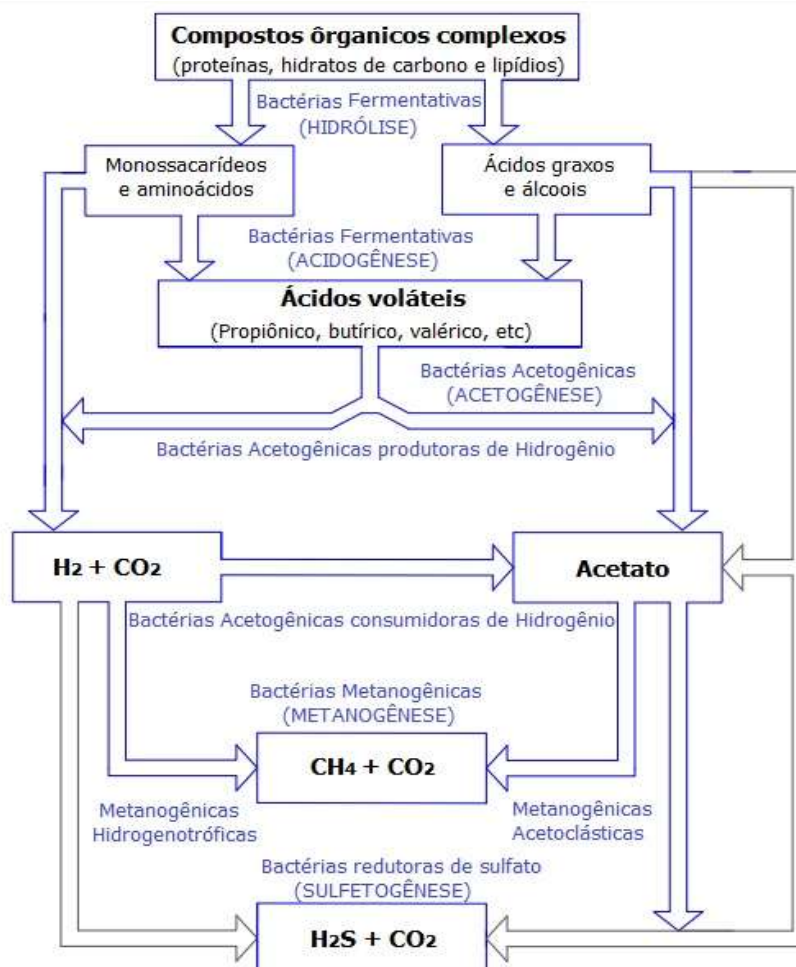
De uma forma geral, existe um consenso de que, na maioria das aplicações, os sistemas anaeróbicos devem ser considerados uma primeira fase do tratamento, pois não são capazes de produzir efluentes finais de boa qualidade (CHERNICHARO, 2007). Portanto, é possível obter maior eficiência na remoção de poluentes de efluentes, quando se trabalha com tratamentos conjugados (SILVA et al., 2017).

4.1.1. Sistemas anaeróbios – UASB

Os sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos, principalmente os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo – UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*), cresceram em maturidade, passando a ocupar uma posição de destaque no mundo e, principalmente no Brasil, face as nossas favoráveis condições ambientais. Diante desta realidade, a digestão anaeróbia tem sido largamente utilizada no tratamento de resíduos sólidos e líquidos, incluindo culturas agrícolas, dejetos de animais, lixo urbano e também efluentes domésticos e industriais (LUCENA, 2008).

Segundo Chernicharo (2007) o processo de digestão anaeróbia se desenvolve a partir de uma sequência de ações realizadas por uma gama de grupos microbianos (Figura 1), cada um com um comportamento fisiológico diferente, trabalhando interativamente para converter a matéria orgânica complexa em produtos finais, dentre eles, o metano, dióxido de carbono, nitrogênio, ácido sulfídrico, água e amônia, além de novas células bacterianas.

Figura 1: Fluxograma das etapas que compreendem a digestão anaeróbia



Fonte: Adaptado de Chernicharo (2007).

Os processos da digestão podem se distinguir em quatro fases metabólicas, sendo elas: hidrólise e acidogênese, acetogênese, metanogênese e sulfetogênese, ambas ocorrendo perante uma sucessiva cadeia de reações bioquímicas, conforme descritas abaixo:

- A. Hidrólise e acidogênese:** Devido a incapacidade dos microrganismos em assimilar matéria orgânica particulada e substâncias de alto peso molecular, a primeira fase do processo de digestão anaeróbia consiste na hidrólise do material particulado complexo em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores), que são metabolizadas e excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas, dentre elas, pode-se citar os gêneros: *Bactenoides*, *Clostridium*, *Enterobacter*, *Escherichia* e *Lactobacillus*, gerando os ácidos voláteis, sendo eles, o ácido fórmico, o ácido

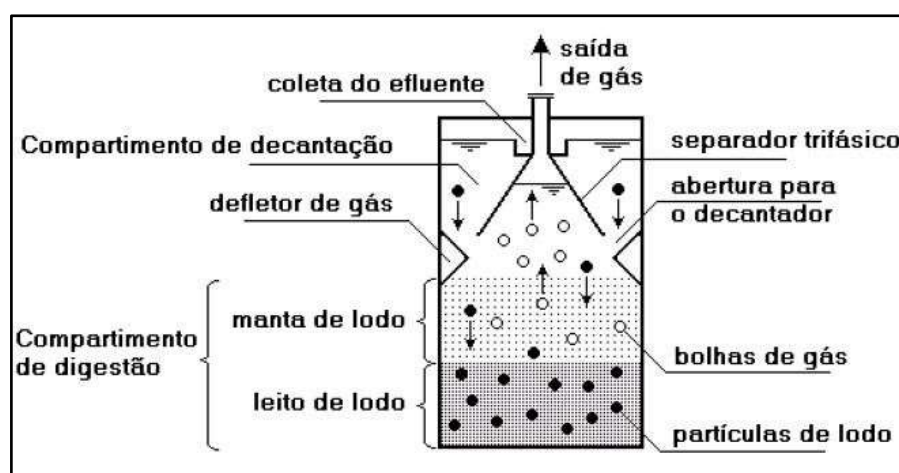
acético, o ácido propiônico, o ácido burítico e o ácido valérico (SANT'ANNA, 2013; CHERNICHARO, 2007).

- B. Acetogênese:** Segundo Sant'Anna (2013) a fermentação acetogênica é uma das etapas críticas e fundamentais do processo de digestão anaeróbia, sendo conduzida de forma mais atuante pelas bactérias do gênero *Syntrobacter* e *Syntrophomonas*, responsáveis por converter os ácidos de maior cadeia gerados na fase acidogênica em ácidos de cadeia curta (formiato e acetato), hidrogênio e dióxido de carbono, formando substratos apropriados para o consumo dos microrganismos metanogênicos.
- C. Metanogênese:** É nesta etapa que ocorre, efetivamente, a mineralização dos poluentes, sendo realizada pelos microrganismos denominados *Arqueas metanogênicas*, onde, os gêneros mais comuns encontrados em digestores anaeróbios são: *Methanobacterium*, *Methanococcus*, *Methanosarcina*, *Methanospirillum* e *Methanosaeta* (SANT'ANNA, 2013). A obtenção do metano pode ocorrer de duas maneiras, dependendo do substrato utilizado. A primeira via de mineralização é a partir da descarboxilação do acetato pelos microrganismos classificados como acetotróficos, ou a partir da redução do dióxido de carbono com hidrogênio pelos microrganismos hidrogenotróficos. Embora apenas algumas das espécies metanogênicas sejam capazes de formar metano a partir de acetato, são estes microrganismos que geralmente prevalecem na digestão anaeróbia, sendo responsáveis por cerca de 60 a 70% de toda a produção de metano (CHERNICHARO, 2007).
- D. Sulfetogênese:** Esta etapa da digestão anaeróbia ocorre em reatores que tratam águas residuais contendo compostos de enxofre (sulfato e sulfito). Assim, esses compostos podem ser usados pelas bactérias sulfatorredutores (BSR) como aceptores de elétrons liberados durante a oxidação de materiais orgânicos (LETTINGA et al., 1996 apud CHERNICHARO, 2007). Estes microrganismos são considerados um grupo muito versátil, capazes de usar uma ampla gama de substratos, o que pode vir a causar uma alteração nas rotas metabólicas do digestor, pois as BSR começam a competir com os microrganismos fermentativos, acetogênicos e metanogênicos por conta do substrato disponível, resultando em uma diminuição na produção de metano a partir de uma determinada quantidade ou material orgânico presente no efluente (CHERNICHARO, 2007).

4.1.1.1. Fundamentos e aplicações de reatores UASB

Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) são projetados para degradar a matéria orgânica na ausência de oxigênio molecular, a partir da ação dos microrganismos anaeróbios. Sua estrutura consiste em um tanque de concreto armado, com um sistema de distribuição ao fundo, permitindo que o escoamento do efluente flua de forma ascendente, além disso, o reator dispõe de um sistema trifásico para separação de sólidos, líquidos e gases, localizado em sua parte superior (LEGNER, 2015), conforme exemplificado na Figura 2.

Figura 2: Concepção dos reatores UASB



Fonte: Chernicharo (2007).

Dentro do tanque é previamente inoculada uma quantidade suficiente de lodo anaeróbio, para assim poder dar início aos processos de degradação do efluente. O tratamento se inicia a partir do contato do esgoto com o leito de lodo, que apresenta partículas muito densas e de alta atividade microbiana, e segue pelo contato com a manta de lodo, que apresenta um lodo mais leve e disperso. A conversão de matéria orgânica ocorre em todas as áreas do compartimento de digestão e a mistura do sistema é promovida pelo fluxo ascendente das águas residuais e bolhas de gás (CHERNICHARO, 2007).

Sant'Anna (2013) evidência que devido ao possível arraste dos sólidos pelos gases gerados e as dimensões não uniformes dos grânulos/flocos no reator, o separador trifásico desempenha um importante papel no sistema, permitindo a fuga dos gases, a saída de líquido clarificado e a retenção de sólidos arrastados, permitindo que os mesmos retornem ao leito de lodo, após deslizamento sobre as superfícies defletoras. Esta capacidade de retenção

apresentada pelos reatores UASB permite que ele opere com elevadas concentrações de lodo, podendo ultrapassar 30 gSSV/L.

O tratamento anaeróbio via UASB também se destaca por ser um sistema compacto, que não demanda grandes quantidades de área e apresenta baixas produção de lodo. É também um processo econômico, que reduz os custos de investimento com implantação e operação, isso se deve ao fato de o reator apresentar um baixo consumo de energia, quando comparado aos sistemas aeróbios, que tem requisição de aeradores. Por si só, o reator UASB é um processo gerador de energia (produtor de CH₄), ao invés de consumidor, como a maioria dos processos de tratamento de águas residuárias (CHERNICHARO, 2015; GANDARILLAS et al., 2017).

O aproveitamento energético do biogás produzido pelos reatores UASB é uma vantagem a ser destacada. Ross et al. (2017) afirma que este potencial ainda não é explorado em sua plenitude, pois muitas estações de tratamento queimam o biogás, contribuindo com a emissão de gases do efeito estufa e desperdiçando seu potencial como fonte renovável na matriz energética, com inúmeras possibilidades de uso individual ou combinado, tendo como intuito a geração de energia ou calor em benefício da própria ETE, ou o repasse a terceiros. Além disso, a recuperação energética dos principais subprodutos gerados em reatores UASB tem o potencial de conferir às estações maior independência energética e vantagens no âmbito ambiental, social e econômico.

Em condições apropriadas o desempenho dos reatores UASB é bastante notável, principalmente em regiões com um clima quente (temperatura de esgoto acima de 18 °C), podendo-se obter uma eficiência de remoção para DQO e DBO em torno de 65 a 75% em reatores UASB convencionais com um tempo de detenção de 5 a 8 horas (Van Haandel e Lettinga, 1994; Chernicharo, 2007). Segundo Santos, Chaves e van Haandel (2016) as boas remoções podem ser relacionadas com a existência do separador trifásico, onde a idade do lodo se torna, pelo menos em princípio, independente do tempo de detenção hidráulica. Ao manter uma longa idade de lodo, que pode ser superior a 30 dias (CHERNICHARO, 2007), a grande massa de lodo que se desenvolve no reator aumenta a remoção eficiente de material orgânico biodegradável.

Santos et al. (2012) avaliava a eficiência de remoções de DQO e DBO em um reator UASB alimentado com esgoto doméstico e atingiu eficiências médias de 60% e 46%. O autor justifica as baixas remoções devido às baixas vazões de alimentação do reator no período noturno, acarretando na sedimentação dos sólidos e prejudicando a ação do leito de lodo, que é responsável pela transformação da matéria orgânica biodegradável.

Morais (2011) também realizou a avaliação de um reator UASB presente na Estação de Tratamento de Esgoto de Mangueira, região metropolitana do Recife, onde o sistema realiza o tratamento do efluente gerado por uma comunidade de baixa renda. O reator apresentou uma remoção média de 56% para DQO e 43% para sólidos suspensos totais. As baixas eficiências de remoção são atribuídas à inexistência de descarte do lodo em excesso e as deficiências observadas na operação e manutenção da unidade de tratamento.

De forma similar à maioria dos processos compactos de tratamento, os reatores UASB, ainda que bem adequados à remoção da matéria carbonácea dos esgotos, não são eficientes na remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), dispõem de uma eliminação reduzida de organismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos) e apresentam baixa capacidade para tolerar efluentes muito recalcitrantes, necessitando, portanto, de uma etapa de pós-tratamento de seus efluentes, como, por exemplo, tratamentos físico-químicos (SANTOS et al., 2016; CHERNICHARO, 2007). Porém, em geral, o reator UASB possui uma boa aplicabilidade para o tratamento de efluentes domésticos, uma vez que, com um bom projeto de reator, as desvantagens podem ser contrariadas e muitas de suas qualidades podem ser exploradas (GANDARILLAS et al., 2017).

Jordão e Pessoa (2005) afirmam que apesar da eficiência satisfatória na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, os reatores UASB dificilmente produzem efluentes que atendam os requisitos legais de lançamento estabelecidos pelas legislações ambientais. Assim, quase sempre é necessária a realização de um pós-tratamento tendo em vista a complementação dos processos de remoção.

4.1.2. Reatores aeróbios – Lodos Ativados como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios

A degradação aeróbia pode ser conceituada como o processo de respiração das bactérias aeróbias, no qual as moléculas de substrato (poluentes biodegradáveis absorvidos pelas células) são oxidadas quase completamente a CO_2 , por meio do sistema de transporte de elétrons que utiliza o oxigênio molecular como receptor eceptor final, gerando um maior rendimento de ATP, fato que permite disponibilizar maior energia para a multiplicação celular (SANT'ANNA, 2013).

Segundo Chernicharo (2007) nos sistemas aeróbios ocorre cerca de 40 a 50% de degradação biológica, com a conseqüente conversão em CO_2 . Há também uma grande

incorporação de matéria orgânica como biomassa microbiana (cerca de 50 a 60%), constituindo o excesso de lodo do sistema, e apenas 5 a 10% não é convertido em dióxido de carbono ou biomassa, deixando o reator na forma de material não degradado. De acordo com Lima (2006) a microfauna de processos aeróbios que realiza os processos de degradação pode ser composta por protozoários, fungos, leveduras, micrometazoários e muitas bactérias.

Dentre os processos aeróbios, os Lodos Ativados são amplamente utilizados em nível mundial, tanto para o tratamento de efluentes industriais, quanto domésticos, sendo aplicado em casos onde há necessidade de um efluente com elevada qualidade e reduzidos requisitos de área. O sistema de Lodos Ativados opera com biomassa em suspensão, gerando a formação de flocos biológicos, estes apresentam densidade um pouco inferior a água e são comumente afetados por muitas variáveis, que por sua vez, influenciam nas características de tamanho, forma e agregação dos flocos, além de agir diretamente na sua capacidade de sedimentabilidade (SPERLING, 2012).

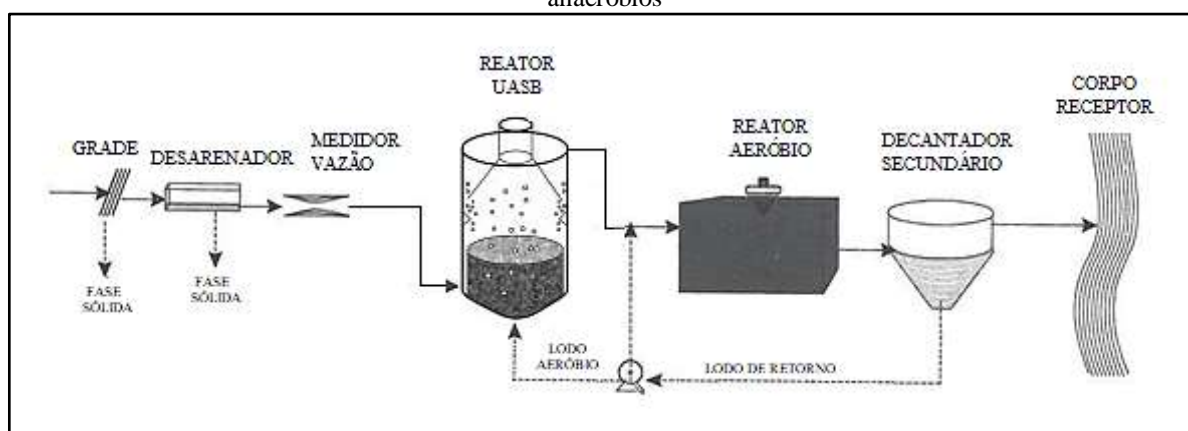
Os Lodos Ativados necessitam da utilização de aeradores mecânicos ou difusores, visando garantir a manutenção do ambiente aeróbio no reator, além de manter a biomassa completamente suspensa e em permanente contato com os compostos orgânicos que lhes servem de substrato (REIS, 2014). Tendo em vista a utilização de biomassa em suspensão, faz-se necessário a aplicação de um decantador posterior ao tanque de aeração, que promoverá a separação dos flocos microbianos, provocando o parcial adensamento do material sedimentado e permitindo que o efluente clarificado seja descartado (SANT'ANNA, 2013).

4.1.2.1. Fundamentos e principais aplicações dos Lodos Ativados como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios

Existem diversas variantes no processo de Lodos Ativados – LA, onde as principais, podem ser diferenciados conforme à idade do lodo (Lodos Ativados convencional ou de aeração prolongada), fluxo (contínuo ou intermitente) e também em relação às características do efluente que irá ser tratado (esgoto bruto, efluente de decantador primário, efluente de reator anaeróbio, efluente de outro processo). O sistema de Lodos Ativados como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios apresenta parâmetros de projeto do reator semelhantes aos LA convencionais, sendo que principal diferença reside na menor concentração de SST no tanque de aeração.

O sistema de Lodo Ativo como pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios (Figura 3) é constituído basicamente por tratamento preliminar, para a remoção de sólidos grosseiros e areia; reator anaeróbio – UASB, visando reduzir o volume do reator biológico e minimizar a concentração de matéria orgânica sedimentável e em suspensão do efluente; tanque de aeração, onde ocorre a degradação dos poluentes e decantador secundário, que realiza a sedimentação e separação dos sólidos do efluente clarificado e onde ocorre o direcionamento do retorno de lodo (SPERLING, 2012).

Figura 3: Unidades de etapa biológica do sistema de Lodos Ativos como pós-tratamento de reatores anaeróbios



Fonte: Adaptado de Sperling (2012).

A etapa mais importante do processo é o reator aerado, pois é onde ocorrem as reações bioquímicas de remoção da matéria orgânica, aonde o efluente é estabilizado biologicamente por uma massa de microrganismos, que constitui o floco biológico, insolúvel, e que exerce demanda de oxigênio. Além do tanque de aeração, o sistema dispõe de um decantador secundário, onde ocorre a sedimentação da biomassa, permitindo que o efluente final saia clarificado. Parte da biomassa retorna ao tanque de aeração, através de bombeamento, constituindo o denominado “lodo de retorno”. Este lodo mistura-se com o afluente ao tanque de aeração, formando o “licor”; sendo fundamental que essa mistura seja bastante uniforme (LIMA, 2006; SPERLING, 2012).

Uma das finalidades do retorno é manter uma relação adequada entre a matéria orgânica do afluente e a biomassa presente no tanque de aeração. O lodo de retorno é um excelente acelerador do processo de estabilização da matéria orgânica, pois além de ser um inoculador ao afluente do tanque de aeração, é de alta capacidade de depuração. A quantidade de lodo a ser recirculado depende basicamente da qualidade do lodo sedimentado no decantador secundário,

quanto mais concentrado é o lodo (quantidade de sólidos suspensos), menor poderá ser a vazão de recirculação. A faixa típica adotada em estações de tratamento para a razão de recirculação de LA como pós-tratamento de reatores anaeróbios é de 0,55 a 0,7 kgSS/kgDBO (LIMA, 2006; SPERLING, 2012).

Entretanto, há necessidade de compensar a produção de biomassa realizando o descarte do lodo excedente, em quantidade equivalente à produção, para que o sistema se mantenha em equilíbrio e não haja sobrecarga no decantador secundário, evitando o arraste de sólidos e a consequente deterioração da qualidade do efluente. Para isso, o lodo aeróbio excedente, ainda não estabilizado, é direcionado ao reator UASB, onde sofre as etapas de adensamento e digestão, juntamente com o lodo anaeróbio (SPERLING, 2012).

De acordo com Sperling (2012) para a configuração de LA de pós tratamento de reatores anaeróbios, a idade do lodo é usualmente da ordem de 6 a 10 dias e o tempo de detenção hidráulica no reator, da ordem de 3 a 5 horas. Com esta idade do lodo, haveria necessidade de uma etapa de estabilização no tratamento do lodo excedente, por conta do elevado teor de matéria orgânica e biomassa ativa, porém com o direcionamento do mesmo ao reator UASB, há necessidade apenas da etapa de desidratação.

Outro parâmetro amplamente utilizado para operação de estações de tratamento é a carga de lodo ou relação A/M (alimento/microrganismo), que baseia-se no conceito de que a quantidade de substrato disponível por unidade de massa dos microrganismos está relacionada com a eficiência do sistema. Deste modo, quanto maior a DBO fornecida e um valor unitário de biomassa (elevada relação A/M), menor é a eficiência de assimilação desse substrato e menor também é o volume requerido do reator. Inversamente, quanto menos DBO fornecida, maior é a eficiência de remoção da DBO e o requisito de volume do reator também aumenta. Geralmente a relação A/M para o Lodos Ativados de pós-tratamento de reatores anaeróbios fica em torno de 0,3 a 0,8 kgDBO₅/kgSSV.d (SPERLING, 2012).

Os processos de lodos ativados normalmente apresentam elevados consumos de energia, por conta da necessidade de aeração contínua, além de consideráveis índices de mecanização e elevadas produções de lodo. Porém, a configuração de LA como pós-tratamento de reatores anaeróbios, quando comparada a outras configurações, apresenta uma reduzida geração de lodo e um lodo com melhores características de desidratabilidade, uma redução no consumo de energia, tendo em vista a remoção prévia da DBO no reator UASB, além de uma maior simplicidade operacional. Entretanto, apresenta como desvantagem a menor capacidade de remoção de nutrientes, devido ao grande consumo de matéria orgânica pelo reator UASB, fator

que afeta as concentrações mínimas necessárias aos processos de desnitrificação e biodesfosfatação.

Entretanto, superando suas desvantagens, os Lodos Ativados produzem efluentes finais com elevada qualidade (Tabela 1) e apresentam requisitos de área para implantação inferiores àqueles apresentados por outros processos aeróbios (OLIVEIRA, 2006; REIS, 2014).

Tabela 1: Eficiência de remoção do processo de Lodos Ativados convencional

Parâmetro	Eficiência de remoção (%)
DBO	85 – 95
DQO	85 – 90
Sólidos em suspensão	85 – 95
Amônia	85 – 95
Nitrogênio	25 – 30
Fósforo	25 – 30
Coliformes	60 – 90

Fonte: Sperling, 2009.

Ferreira (2008) acompanhou um sistema de Lodos Ativados convencional de fluxo contínuo, projetado para atender 400 habitantes e comprovou por meio de monitoramentos uma eficiência de remoção média de DBO superior a 95%, DQO superior a 90% e sólidos suspensos de 83,5%, comprovando a alta eficiência do tratamento biológico aerado na depuração dos efluentes sanitários.

Saliba (2016) avaliou um sistema em escala real, de reator UASB seguido de Lodos Ativados para tratamento de esgoto sanitário e apresentou resultados satisfatórios, que sugerem que esse sistema é bastante adequado para o tratamento desse esgoto, apresentando elevadas eficiências médias globais de remoção de DBO (94%), DQO (91%), amônia (76%), sólidos sedimentáveis (95%) e sólidos suspensos totais (92%). Porém, conforme esperado, esse sistema não se mostrou eficaz para a remoção de nutrientes, fosfato (34%) e nitrogênio (38%), tendo em vista suas limitações de projeto.

4.2. Processos físico-químicos como pós-tratamento de efluentes

O tratamento de esgotos tem sido composto tradicionalmente por processos biológicos, sendo eles anaeróbios, aeróbios ou uma combinação de ambos. No entanto, em função do estabelecimento de padrões mais restritivos de qualidade de corpos d'água e de lançamento de efluentes em corpos receptores, a adoção de processos físico-químicos de tratamento combinados com sistemas biológicos objetivando principalmente a remoção de fósforo, sólidos

suspensos e carga orgânica, tem tido uma elevada aceitação como concepção de estações de tratamento de esgotos (FILHO, MARGUTI E PIVELI, 2009).

Os processos de coagulação/floculação podem ser considerados uma opção promissora de pós-tratamento, em termos de qualidade do efluente, eficiência econômica e simplicidade operacional. Além disso, as unidades de tratamento físico-químico são compactas, principalmente quando empregadas no pós-tratamento, e muito flexíveis, podendo ser facilmente adaptadas aos sistemas já existentes. Apresentam também menor custo de implantação quando comparado aos sistemas biológicos de tratamento. (PRAKASH et al, 2007; GUALBERTO, 2009).

Os coagulantes químicos, tais como alumínio, lima, cloreto férrico e PAC vêm sendo utilizados em todo o mundo para o tratamento de águas residuárias, e a aplicação dos coagulantes juntamente com auxiliares de floculação, tais como os polímeros de cadeia longa, representam um dos métodos comumente utilizados para a remoção de sólidos e o método mais empregado para a remoção de fósforo, mediante a precipitação química (NUNES, 2001; AWWA, 2005; PRAKASH et al, 2007).

Segundo Nunes (2001) em esgotos sanitários a eficiência na remoção dos compostos utilizando coagulação/floculação depende muito das características do efluente, mas geralmente o sistema apresenta uma eficiência na remoção de DBO que situa-se entre 50 e 75% e a remoção de sólidos em suspensão pode ultrapassar 90%. No tratamento físico-químico, a remoção de nitrogênio e fósforo ocorre a partir de precipitação química, onde a eficiência na remoção de fósforo pode se dar na ordem de 95%, demonstrando alto potencial de remoção desse composto e surgindo como uma alternativa tecnológica bastante promissora de acordo com Marguti, Filho e Piveli (2008). Entretanto, de acordo com esses autores, a porcentagem de remoção por precipitação química do nitrogênio se mostra muito baixa, usualmente não ultrapassando 30%.

Sobrinho e Jordão (2001) citam a experiência de uma ETE com reator UASB seguido de tratamento físico-químico, com a aplicação de cloreto férrico como coagulante e decantador lamelar, cuja estação apresentava uma vazão de 30 L/s, onde alcançaram remoções de DBO inferiores a 30 mg/L e fósforo abaixo de 1 mg/L. Outra pesquisa similar foi realizada por Sinelli (2002) que a partir de um sistema piloto, também aplicando cloreto férrico como coagulante, conseguiu uma concentração final de fósforo <1 mg/L, uma eficiência média de remoção de DQO de 45% (variando entre 16 e 56 mg/L) e uma eficiência média de remoção de SST de 79%.

A remoção de macronutrientes é uma forma de preservar os recursos hídricos prevenindo os efeitos da eutrofização, e está associada à consciência e ao dever de respeitar os limites no descarte de efluentes nos corpos receptores. Baccarin et al. (2013) descrevem que a aceitação de sistemas físico-químicos acoplados a sistemas de tratamento de esgoto sanitário se deve a alta eficiência na remoção do fósforo, pois o tratamento que ocorre por via biológica remove apenas parcialmente a carga poluidora presente.

No entanto, a principal desvantagem do tratamento físico-químico se dá pela alto custo com a aquisição de produtos químicos e a produção de lodo químico. O lodo químico é composto por resíduos sólidos orgânicos e inorgânicos, tais como: bactérias, vírus, partículas orgânicas em suspensão, compostos precipitados e colóides, além hidróxidos de alumínio e sais de ferro. As concentrações de sólidos dos diversos tipos de lodos podem encontrar-se desde uma faixa de 0,5 a 8%, podendo ser escoados e bombeados. (GRANDIN, 1993; NUNES, 2001).

Segundo a NBR 10.004, o lodo gerado em uma ETE, é classificado como um resíduo sólido, devendo ser devidamente tratado e encaminhado a uma disposição final adequada, conforme a exigência dos órgãos reguladores. A disposição do lodo gerado na depuração dos esgotos é um problema que envolve dificuldades técnicas e pode resultar em custos relativamente elevados. A determinação de seu tratamento e destino final depende, dentre outros fatores, de seu volume, que influi diretamente no custo de transporte até o destino final. Vale ainda salientar que o lodo bruto possui alto teor de umidade (90 a 99%), devendo ser submetido a uma etapa prévia de desidratação, afim de reduzir seu volume e, conseqüentemente, os custos de transporte e disposição final (PROSAB, 2001).

Outra limitação consiste na reduzida eficiência de remoção de nitrogênio orgânico e amoniacal, o que, em certos casos, pode impedir a aplicação desse sistema, ante a impossibilidade de atender o padrão de lançamento imposto pela legislação. Assim, faz-se necessário avaliar a aplicabilidade da metodologia para cada caso, tendo em vista a necessidade de remoção específica da ETE. O bom dimensionamento do sistema também auxilia na eficiência do processo de coagulação, floculação e decantação, propiciando um ambiente adequado, onde ocorra a rápida sedimentação dos flocos formados, objetivando a geração de efluentes com boa qualidade (PRAKASH et al., 2007).

5. MATERIAL E MÉTODOS

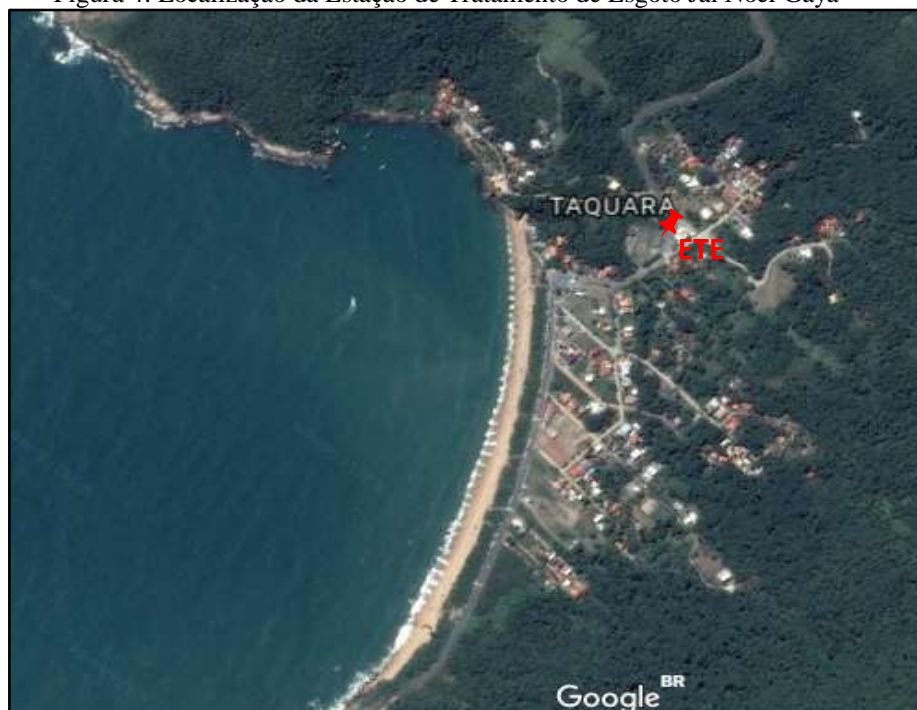
Este capítulo compreende a descrição do local de estudo, os materiais, equipamentos e metodologias experimentais utilizadas para realização desta pesquisa.

5.1. Área de estudo

Com o foco na universalização dos serviços de esgotamento sanitário, assim como no impacto deste na balneabilidade das praias, a Empresa Municipal de Água e Saneamento de Balneário Camboriú – EMASA, autarquia municipal criada em 2005 após a remunicipalização da concessão dos serviços a CASAN, inaugurou em 2007, a Estação de Tratamento de Esgoto Jaí Noel Gaya, localizada na Praia de Taquaras no município de Balneário Camboriú – Santa Catarina (Figura 4).

Inicialmente prevista para tratar os esgotos de toda a região das praias dos agrestes, a ETE realiza o tratamento apenas dos efluentes coletados no bairro Taquaras, sem previsão de ampliação da rede para as demais bacias.

Figura 4: Localização da Estação de Tratamento de Esgoto Jaí Noel Gaya



Fonte: Google Earth, 2017.

5.1.1. Características da ETE Jaí Noel Gaya

A Estação de Tratamento de Esgoto tem seu sistema de tratamento composto por tratamento preliminar, secundário e terciário, além da desinfecção do efluente tratado. Para o lodo excedente gerado foi previsto o transporte e destinação do lodo bruto para outra ETE da instituição para posterior tratamento.

De forma mais detalhada, as principais etapas que compõe o sistema de tratamento estão listadas abaixo de acordo com o fluxo:

1. Peneira rotativa de alimentação interna;
2. Caixa de areia e medidor de vazão afluente;
3. Elevatória de esgoto;
4. Reator UBOX[®];
5. Reator de leito fluidizado para polimento;
6. Medidor de vazão efluente;
7. Desinfecção
8. Tanque de contato.

Inicialmente o efluente que chega a ETE (Figura 5) é peneirado (malha de 3 mm de abertura) e alimenta por gravidade a caixa de areia, passando em seguida por calha Parshall e direcionado a uma elevatória que faz o recalque do efluente até o Reator UBOX[®] onde ocorrerá a depuração do efluente via processos anaeróbios/aeróbios, seguido de decantação.

Finalmente, o efluente clarificado é direcionado ao tratamento terciário, onde ocorre a filtração em leito de areia e desinfecção com hipoclorito de sódio, tendo então a sua disposição final na Lagoa de Taquaras.

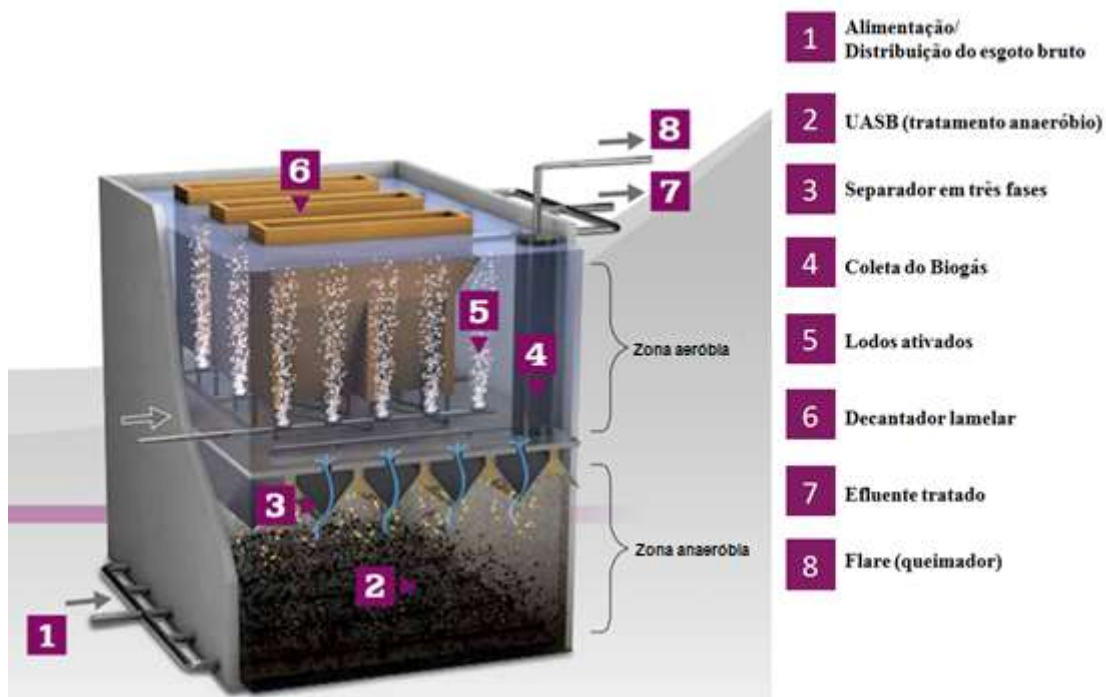
Figura 5: Estação de Tratamento de Esgoto Jaí Noel Gaya



Fonte: Autor (2017).

A ETE apresenta como processo biológico de depuração o Reator UBOX[®], um sistema integrado de tratamento patenteado pela empresa holandesa Paques, e comercializado pela empresa brasileira Astrasand. O UBOX[®] é constituído de Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (UASB) sobreposto por um Reator Aeróbio de Lodos Ativos com aeração difusa, conforme pode ser observado na Figura 6.

Figura 6: Concepção do Reator UBOX[®]



Fonte: Adaptado de Astrasand (2017).

O processo de tratamento biológico misto dispõe de processos anaeróbios ocorrendo no compartimento inferior do reator, seguido de processos aeróbios de tratamento no compartimento superior, sendo realizados em um único tanque de concreto armado. O compartimento anaeróbio apresenta um sistema trifásico de separação para líquidos, sólidos e gases (efluente, lodo e biogás), possibilitando a passagem do efluente pré-tratado à zona aeróbia, mantendo o lodo anaeróbio na parte inferior do reator, e direcionando o biogás gerado para tratamento no queimador de gases tipo flare. O compartimento aeróbio do reator é equipado com sistema convencional de introdução de ar, realizado por meio de difusores de bolhas finas, seguido de sistema de sedimentação composto por decantador lamelar de alta taxa (Figura 7a).

O tratamento terciário é composto por um filtro de areia ascendente (Figura 7c) equipado com sistema air-lift a ser operado em modo contínuo, seguido de decantador lamelar (Figura 7d) para tratamento do efluente proveniente da retrolavagem.

O efluente tratado pela estação tem como ponto de descarte a Lagoa de Taquaras (Figura 7b), localizada na zona costeira da praia de Taquaras. No momento, a lagoa não possui enquadramento oficial de acordo com a Resolução CONAMA nº 357 de 2005, porém visando manter a condição de qualidade do corpo receptor a EMASA monitora a qualidade da água da Lagoa mediante coletas e análises quinzenais; e conforme os dados históricos das análises físico-químicas realizadas, a Lagoa de Taquaras pode ser classificada como corpo hídrico de água salobras, ambiente lântico e enquadrada como Classe 3.

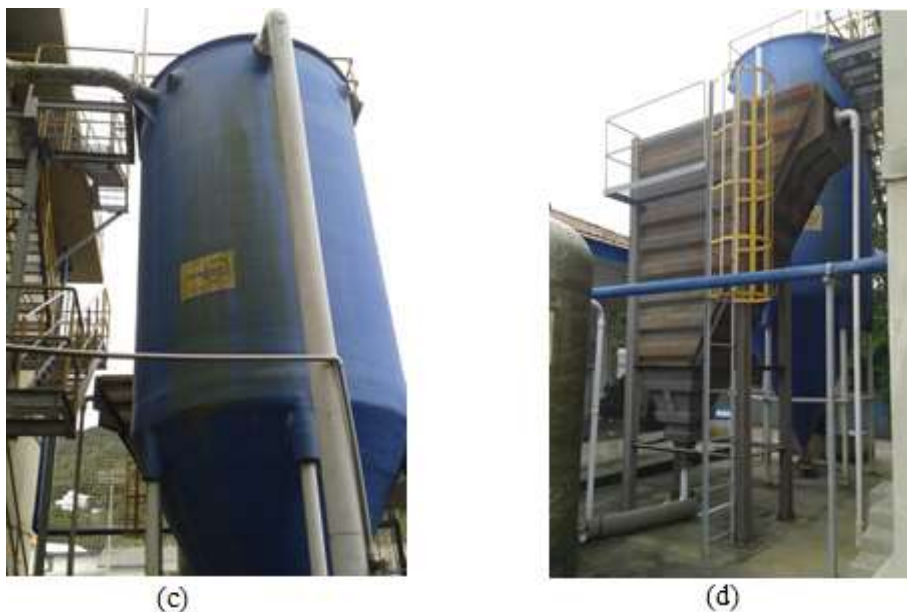
Figura 7: (a) Estação de Tratamento de Esgoto, (b) Lagoa de Taquaras, Tratamento terciário composto por (c) Filtro de areia e (d) Decantador lamelar.



(a)



(b)



Atualmente a Estação de Tratamento de Esgoto Jaí Noel Gaya trabalha com uma vazão média de 14,4 m³/dia, recebendo o efluente de aproximadamente 120 habitantes. Entretanto, o dimensionamento do Reator UBOX[®] foi realizado visando receber o efluente de aproximadamente 5.000 habitantes, fato este que trouxe desde sua inauguração diversos problemas de performance e operacionais à estação, tendo em vista a baixa carga orgânica e hidráulica disponível aos sistemas biológicos.

5.2. Avaliação do desempenho da ETE

Com o intuito de avaliar o desempenho da ETE Taquaras, em relação às eficiências de remoção e a qualidade do efluente tratado no que diz respeito ao atendimento dos padrões de lançamento, realizou-se análise estatística com os dados de monitoramento da estação em um período de 12 meses, considerando os parâmetros de lançamento de esgoto doméstico tratado estabelecidos na Resolução CONAMA 430/2011 e na Lei estadual de Santa Catarina nº 14.675/2009.

Considerando as ferramentas de controle disponibilizadas pela análise estatística, o Gráfico de Pareto surge como uma ferramenta muito interessante, pois através dele tornou-se possível identificar os problemas mais críticos enfrentados pela Estação de Tratamento de Taquaras. Segundo Corrêa e Corrêa (2006), o Gráfico de Pareto tem como objetivo classificar em ordem decrescente os problemas que produzem os maiores efeitos e desenvolver planos de ação visando melhorias.

Para avaliação da análise de desempenho da Estação de Tratamento de Esgoto Jaí Noel Gaya, foi aplicado inicialmente um questionário (check-list) em campo, conforme modelo sugerido por Avignon e La Rovere (2002), a fim de identificar problemas de infraestrutura, funcionamento das unidades, estado de conservação dos equipamentos eletromecânicos, além de análises comparativas com os valores indicados na literatura, na legislação, nas normas técnicas e também com os dados estipulados em projeto. Para tanto, foi verificado o funcionamento de cinco itens gerais: tratamento preliminar, tratamento anaeróbio da fase líquida (UASB), tratamento aeróbio da fase líquida (Lodos Ativados), tratamento terciário e desinfecção, além da rotina de monitoramento da estação.

5.3. Procedimentos experimentais aplicados ao pós-tratamento físico químico

5.3.1. Procedimento Jar-test

As amostras para realização do procedimento Jar-test foram coletadas na calha Parshall de saída, antes do tanque de aplicação de hipoclorito de sódio, e armazenadas em uma bombona de 20 litros. O recipiente cheio era encaminhado ao Laboratório de Controle de Qualidade de Efluentes, localizado na Estação de Tratamento de Água da EMASA. As coletas se sucederam em um período de julho a outubro de 2017.

Após a caracterização de rotina do efluente tratado (análises de turbidez, pH e sólidos suspensos totais), o efluente era submetido ao tratamento físico-químico por meio de coagulação, floculação e sedimentação em aparelho do tipo Jar-test (Figura 8) da marca Milan[®], modelo JT303M, contendo 6 jarros de acrílico com capacidade de 2 litros cada. Cada jarro contém uma pá que sofre rotação, gerando o movimento da massa líquida conforme o programado no display do equipamento.

Figura 8: Equipamento Jar-test



Fonte: Autor (2017).

O equipamento dispõe de um painel digital possibilitando a programação da quantidade de ciclos, tempos de ciclo e velocidade de rotação das pás. O padrão adotado para realização dos ensaios segue descrito na Tabela 2.

Tabela 2: Parâmetros fixos adotados para realização dos ensaios Jar-test

Ciclos	RPM	Tempo
1	250	25 seg
2	80	2,5
3	40	5
4	25	7,5
5	0	7,5
6	0	7,5

Fonte: Autor (2017).

O ensaio Jar-test foi desenvolvido com o intuito de estabelecer e avaliar as condições de tratabilidade do efluente, onde os processos de coagulação, floculação e decantação são utilizados na remoção de sólidos em suspensão e para a precipitação de substâncias. Com a realização desse ensaio, pode-se realizar a simulação do processo de tratamento, reproduzindo as condições de uma ETE real, nos aspectos de mecânica dos fluídos, adição de produtos químicos e concentrações aplicadas, possibilitando uma análise mais precisa do processo (NETTO, 1987; NUNES, 2001).

Os ensaios tiveram como objetivo, definir o coagulante que mais se adequa às características do efluente tratado pela ETE, para isso, foram testados o Cloreto Férrico e o Policloreto de Alumínio – PAC. Buscou-se obter a dosagem ótima de coagulante e polímero,

bem como a faixa de pH ótima, objetivando uma remoção mínima de 70% de turbidez e o enquadramento do efluente tratado com a legislação, no parâmetro fósforo total. Na Tabela 3 estão descritas as estratégias operacionais aplicadas aos ensaios Jar-test ao longo dessa pesquisa.

Tabela 3: Estratégias operacionais aplicadas aos ensaios Jar-test

Etapas	Dosagem de coagulante (mg/L)		pH		Turbidez (NTU)
	FeCl ₃	PAC	FeCl ₃	PAC	
Etapa 1	variável	variável	variável	variável	variável
Etapa 2	200	100	variável	variável	variável
Etapa 3	variável	variável	6,4	6,7	variável

Fonte: Autor (2017).

Durante a etapa 1, foram realizadas algumas constatações gerais, utilizando o efluente real gerado pela ETE, sem correção de pH. Na etapa 2, fixou-se uma dosagem para ambos os coagulantes, visando determinar a faixa ótima de pH, Nunes (2001) afirma que a correção do pH é uma solução técnica e econômica quando se deseja obter maior eficiência de remoção de turbidez durante o processo de coagulação-floculação-precipitação, pois, além dos coagulantes serem mais caros que os ácidos, são necessárias dosagens menores de ácidos para atingir um determinado pH, minimizando também a quantidade de coagulante aplicada. Com o pH ótimo de coagulação determinado, variou-se as dosagens dos coagulantes, visando obter a concentração ótima de produto, para remoção dos objetivos já mencionados.

Os ensaios Jar-test também foram realizados testando a aplicação do auxiliar de floculação Poliacrilamida, onde foram variadas as dosagens do produto e aplicados nos diferentes ciclos do ensaio, visando obter o melhor resultado de formação dos flocos, uma melhor característica do lodo gerado e a redução das dosagens de coagulante.

Para iniciar os testes, eram adicionados dois litros de efluente tratado em cada jarro, quando necessário era realizada a correção do pH utilizando uma solução preparada, ora de Ácido Sulfúrico para reduzir o pH, ora de Hidróxido de Cálcio quando o interesse era elevar o valor do pH. Em seguida adicionava-se as dosagens requeridas de coagulante e o equipamento era ligado, o mesmo já programado com os parâmetros fixos, iniciando a simulação das etapas de mistura rápida, seguido de mistura lenta e por fim a decantação.

Ao final dos ciclos, as amostras dos seis jarros eram coletadas simultaneamente, descartando a água coletada nos primeiros cinco segundos. O efluente final dos testes era novamente submetido as análises de turbidez, pH e sólidos suspensos totais.

5.4. Estimativa de geração de lodo químico

A estimativa de geração do lodo químico foi realizada pelo método do cone Imhoff após os ensaios do Jar-test e mediante emprego de cálculos matemáticos, conforme metodologia descrita por Metcalf & Eddy (2014).

5.5. Métodos analíticos e Análises estatísticas

Para realização dos testes de coagulação, foram utilizados o Policloreto de Alumínio – PAC 18% (m/m) da empresa Avanex e o Cloreto Férrico 40% da marca Buschle & Lepper S/A. Ambos reagentes eram preparados a partir de diluição com água destilada, gerando uma solução com concentração de 2% (v/v). Para os testes com o auxiliar de floculação, foi utilizado o polímero catiônico Poliacrilamida da marca BASF®, preparado a partir de diluição de 0,1 gramas de polímero em 100 mL de água destilada, gerando uma solução 0,1%.

As soluções de ácido sulfúrico para realização da correção do pH foram preparadas com concentrações de 5 mol/L, a partir da diluição do reagente concentrado com peso molecular 98,08% da marca Qhemis. Já para as análises de alcalinidade, o mesmo ácido foi utilizado com concentração de 0,025 mol/L. O indicador ácido/base para as titulações de alcalinidade foi o reagente SPADNS-0500 da marca Qhemis.

Para as soluções de hidróxido de cálcio, utilizado para correção de pH, optou-se pelo produto Neutrageo Mais da empresa Dryller, preparado a partir de diluição, gerando uma solução com concentração de 1% (v/v).

Na Tabela 4 são apresentados os parâmetros e a técnica analítica empregada, faixa de operação de cada técnica, assim como os limites de quantificação e norma ou procedimento de referência.

Tabela 4: Descrição dos parâmetros e técnicas analíticas empregadas

Descrição do Ensaio (técnica analítica e parâmetro)	Faixa de Operação	Limite de Quantificação (LQ)	Norma ou Procedimento
Determinação de pH pelo método eletrométrico	1 - 14	N.A.	Standard Methods 22th ed. 2012 Método 4500 B.
Determinação de Turbidez pelo método nefelométrico	0,1 - 1000	LQ: 0,1 NTU	SMWW, 22th Edição, 2012 Método 2130 B.
Determinação de Sólidos Suspensos Totais pelo método espectrofotométrico	5,0 - 750 mg/L	LQ: 5,0 mg/L	SMWW, 22th Edição, 2012 Método 2540 B.
Determinação de Sólidos Totais pelo método gravimétrico	N.A.	N.A.	SMWW, 22th Edição, 2012 Método 2540 D.
Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) pelo método do refluxo fechado seguido de espectrofotometria	20 - 1500 mg/L O ₂	LQ: 20 mg/L O ₂	SMWW, 22th Edição, 2012 Método 5220 D.
Determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), 5 dias, por método manométrico/ respirométrico	0 - 4000 mg/L O ₂	N.A.	SMWW, 22th Edição, 2012 Método 5210 D.
Alcalinidade por método titulométrico	N.A.	N.A.	SMWW, 22th Edição, 2012. Método 2320 B.
Determinação de Cor verdadeira por método espectrofotométrico	15 - 500	LQ: 15 uC	SMWW, 22th Edição, 2012 Método 2120 C.
Determinação de Cor aparente por método espectrofotométrico	15 - 500	LQ: 15 uC	SMWW, 22th Edição, 2012 Método 2120 C.
Determinação do Índice Volumétrico do Lodo por Cálculo	N.A.	N.A.	SMWW, 22th Edição, 2012 Método 2540 D.
Determinação de Nitrogênio Total por método espectrofotométrico	10,0 – 150,0 mg/L de N	LQ: 10,0 mg/L N	SMWW, 22th Edição, 2012 Método 4500-N B.
Determinação de Nitrogênio Amoniacal por método espectrofotométrico	10 – 150,0 mg/L de N-NH ₄ ⁺	LQ: 10,0 mg/L N	SMWW, 22th Edição, 2012 Método 4500-NH ₃ B.
Determinação de Fósforo Total por método espectrofotométrico	1,0 - 100,0 mg/L de P-PO ₄	LQ: 1 mg/L P-PO ₄	SMWW, 22th Edição, 2012 Método 4500-P C.
Determinação de Ferro Total por método espectrofotométrico	0,02 - 3,00 mg/L de Fe	LQ: 0,02 mg/L Fe	SMWW, 22th Edição, 2012 Método 3500-Fe B.

Fonte: Autor (2017)

As análises de Nitrogênio Total e Nitrogênio Amoniacal (N-NH₄⁺) foram realizadas utilizando o kit da Hach, para testes em cubeta. Para as análises de fósforo total (PO₄ – P) e Demanda Química de Oxigênio – DQO, foi utilizado o kit Spectroquant® da Merck, com digestão das amostras no digestor termoreator DRB 200 e posterior leitura em espectrofotômetro DR 6000, ambos da marca Hach.

As determinações de Ferro Total foram realizadas com o auxílio do reagente FerroVer® da Hach, que recupera o íon ferroso e férrico solúvel total, bem como compostos de ferro complexados e insolúveis, a partir da adição do reagente fenantrolina na solução.

Para as análises de Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO, foi adicionado às amostras do efluente tratado pelo UBOX® e as amostras do Jar-test o nutriente da Hach, visando manter uma disponibilidade suficiente de nutriente aos microrganismos.

Para as medições de pH, foi utilizado o equipamento multiparâmetro HQ40d da marca Hach. As análises de turbidez foram realizadas utilizando-se o turbidímetro AP2000 da marca PoliControl.

Todos os equipamentos utilizados apresentavam certificado de calibração externa em conformidade com a Rede Brasileira de Calibração/INMETRO NBR/ISO 17.025 e os métodos analíticos empregados estavam previamente validados pela equipe de laboratório.

A relação A/M, foi calculada a partir da equação 1 expressa por Sperling (2012).

$$\frac{A}{M} = \frac{Q.S_0}{V.X_v} \quad \text{Equação 1}$$

onde:

Q = vazão afluente (m³/d)

S_0 = concentração de DBO₅ afluente (g/m³)

V = volume do reator (m³)

X_v = concentração de sólidos em suspensão voláteis (g/m³)

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1. Caracterização e diagnóstico da ETE Jáí Noel Gaya

A análise situacional da ETE foi realizada por meio do check-list, previamente descrito na metodologia, que permitiu constatar uma série de problemas nesta estação, tanto no aspecto de concepção quanto no aspecto operacional da estação. No momento da aplicação do questionário a estação não estava coberta por contrato de manutenção preventiva e corretiva nos equipamentos eletromecânicos.

Ao verificar o funcionamento do tratamento preliminar da ETE, constatou-se a ausência de gradeamento, em função de a peneira mecanizada estar inoperante. Segundo o Operador de Estação, o conjunto motorreductor que aciona a peneira encontrava-se danificado há quase sete meses. Tal situação ocasionava o arraste de material grosseiro e o consequente sobrecarregamento do desarenador, além de possíveis obstruções das bombas submersíveis da elevatória de esgoto a jusante que alimenta o reator UBOX[®]. Ao final deste trabalho, foi realizada a substituição do dispositivo mecânico e a peneira foi posta em operação novamente.

Quanto à caixa de areia, foi verificado que a mesma passa por limpeza manual periódica (Figura 9a-b) assim como as elevatórias de esgoto da estação e da rede coletora na Av. Interpraias (Figura 9c-d). Para este tipo de serviço de limpeza e manutenção eletromecânica das bombas de recalque destas elevatórias há cobertura por meio de um contrato com o Consórcio Praia Linda.

Figura 9: Limpeza da caixa de areia (a e b) e das elevatórias de esgoto dentro e fora da estação (c e d)



(a)



(b)



(c)



(d)

Sobre o funcionamento do compartimento anaeróbio do reator, verificou-se que a estação não apresenta um plano de monitoramento do leito de lodo, da granulometria dos flocos nem verificação da velocidade de fluxo ascendente empregada no UASB. Também não há o acompanhamento da produção de biogás gerado, etapa que apresenta um queimador de gases tipo flare, que nunca entrou em funcionamento. Entretanto, segundo VAN HAANDEL & LETTINGA (1994), a produção de biogás em esgotos sanitários é relativamente pequena, pois a concentração de material biodegradável é relativamente baixa e parte do biogás permanece dissolvida na parte líquida. Avaliando o resultado de COV do compartimento anaeróbio, que resultou em 0,04 kgDQO/m³dia, segundo a literatura usualmente esse valor é de 2,5 a 3,0 kgDQO/m³dia. Desse modo, pode-se interpretar que não há condições para formação de biogás, visto a baixa quantidade carga orgânica disponível ao sistema.

Realizando a análise da relação SSV/SST do lodo do reator UASB, obteve-se o valor de 0,55, segundo Chernicharo (2007) usualmente essa relação é de 0,6. Fato que representa um alto grau de mineralização do lodo anaeróbio, evidenciando a presença de uma maior fração inorgânica no lodo, que pode ser relacionado principalmente a ausência do tratamento preliminar.

Analisando o compartimento aeróbio do sistema de tratamento, verificou-se a ausência de formação de lodo biológico. Este fato pôde ser comprovado pela análise de sólidos suspensos sedimentáveis, que resultou em valores inferiores a 3 mL de sedimento, como demonstrado na Figura 10. O baixo valor de sólidos sedimentáveis pode ser atribuído a baixa concentração de sólidos suspensos voláteis, que resultou em 110 mg.SSV.L⁻¹. Segundo Sperling (2012) em

sistemas de Lodos Ativados como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios os valores típicos de SSV variam de 1.100 a 1.500 mg.L⁻¹, ficando evidente a reduzida quantidade de biomassa ativa no tanque de aeração.

Figura 10: Análise de sedimentabilidade do compartimento aerado



Fonte: Autor (2017)

Tendo em vista uma vazão média de entrada de 14,4 m³ ao dia e uma remoção de 60% de DBO₅ no reator UASB, a estação de tratamento apresenta uma concentração média de entrada no compartimento aeróbio de 0,176 g.DBO₅/m³. O tanque aerado dispõe de um volume de 160 m³ e uma concentração de SSV de 0,110 g/m³, deste modo, realizou-se o cálculo da relação A/M, conforme a equação 1.

$$\frac{A}{M} = \frac{14,4 \cdot 0,176}{160 \cdot 0,110} = 0,14 \text{ kgDBO}_5/\text{kgSSV} \cdot d$$

A relação A/M para a configuração de Lodos Ativados de pós-tratamento de efluentes anaeróbios geralmente assume o valor de 0,25 a 0,40 kgDBO₅/kgSSV.d (SPERLING, 2012). Deste modo, pode-se observar que o reator aeróbio apresenta uma baixa carga de DBO disponível à biomassa, assim como, uma reduzida quantidade de microrganismos, característica que explica a ausência de formação de flocos biológicos no tanque de aeração. Observou-se

ainda a presença de difusores do sistema de aeração rompidos, causando a liberação de bolhas grossas e não uniformidade na aeração.

Quanto ao tratamento terciário, o mesmo está inoperante devido quebra do sistema air-lift, seguido da perda do leito filtrante devido ao rompimento da parte inferior do filtro. Segundo os registros da ETE, o problema teria ocorrido por falha na operação do mesmo em 2011. Desde então, não foi realizada manutenção e reestabelecimento das condições iniciais do sistema.

Avaliando de forma geral o reator UBOX[®], verifica-se que o mesmo apresenta um super-dimensionamento, pois foi construído tendo em vista o atendimento de 5.000 habitantes e atualmente recebe o efluente sanitário de aproximadamente 120 habitantes, fazendo com que sua vazão atual seja 52 vezes menor que a vazão inicial estimada para a estação de tratamento. O sistema UBOX[®] ainda apresenta um TDH total superior a 20 dias, podendo ser comparado ao TDH de uma lagoa facultativa.

A respeito da rotina operacional de ETE, a unidade de tratamento conta com a presença de apenas um Operador de Estação, que trabalha em horário comercial de segunda a sexta e um vigilante patrimonial durante 24 horas e sete dias na semana.

Pode-se destacar a incompatível formação acadêmica do funcionário e a falta de treinamento para operar um sistema com esse nível de complexidade. Além disso, havendo ocorrências ou falha de equipamento durante a noite e madrugada, o tempo de resposta para ação corretiva/emergencial no sistema se torna longo e perigoso.

O operador possui atividade de rotina definida para execução de vistorias e abastecimento e dosagem de produtos químicos (antiespumante e hipoclorito de sódio) e executa análises de monitoramento de entrada e saída diárias (sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos totais, turbidez e cloro residual total) duas vezes ao dia, sendo estas devidamente documentadas em registros impressos. As análises dos demais parâmetros, como DBO₅, DQO, série nitrogenada, fósforo total, entre outros, são realizadas semanalmente por laboratório terceirizado e acreditado no INMETRO. Os dados armazenados foram utilizados para o embasamento deste trabalho.

6.2. Avaliação do desempenho da ETE

A análise de desempenho da ETE foi baseada em um histórico de dados (01/2016 a 07/2017) já existente e fornecido pela EMASA. Os valores encontrados foram confrontados aos parâmetros mais relevantes exigidos pela resolução CONAMA N° 430/2011 e pela Lei estadual

Nº 14.675/2009, conforme pode-se observar na Tabela 5.

Tabela 5: Caracterização do efluente da ETE

Parâmetros	Valores máximos permitidos		Valores médios de saída	Eficiência média de remoção (%)
	CONAMA 430/2011	Lei Nº 14.675/2009		
pH	5 a 9	6 a 9	7,42 ± 0,48	-
Temperatura (°C)	< 40	-	23,22 ± 3,31	-
Materiais sedimentáveis (mL/L)	1	-	0,37 ± 0,2	64,6 ± 30,8
DBO5 (mg/L)	120 mg/L ou 60% de remoção	60 mg/L ou 80% de remoção	41,11 ± 23,83	83,74 ± 8,93
Óleos vegetais e gorduras animais (mg/L)	50	30,0	11,38 ± 4,68	32,9 ± 28,3
Óleos minerais (mg/L)	20	-	10,04 ± 0,27	38,2 ± 19,6
Fósforo total (mg/L)	-	4 mg/L ou 75% de remoção	4,43 ± 3,19	47,17 ± 25,83
Nitrogênio amoniacal total (mg/L)	20,0	-	24,5 ± 13,37	56,5 ± 25,5

Fonte: Autor (2017).

Pode-se visualizar que o reator UBOX[®] apresenta baixo desempenho na remoção de nitrogênio amoniacal total, apresentando valores médios de lançamento acima dos exigidos pela legislação nacional. Da mesma forma, observa-se que a concentração de fósforo total situa-se acima do reportado pela legislação estadual, com valor médio de 4,43 mg L⁻¹. Tal cenário pode prejudicar a qualidade da água do corpo receptor, a Lagoa de Taquaras, pois a descarga de efluentes contendo compostos nitrogenados e fosfatados nesses ambientes pode causar o fenômeno de eutrofização, que leva por sua vez a efeitos adversos, como a aumento da turbidez, floração de algas, diminuição do oxigênio dissolvido, geração de odores e mortalidade de peixes. Além disso, sabe-se que lagoas apresentam usualmente baixas condições de energia hidrodinâmica, sendo mais susceptíveis aos efeitos causados pela eutrofização (JONGE; ELLIOTT; ORIVE, 2002; KUMMER et al., 2011). Entretanto, a reduzida remoção de nutrientes já era esperada para o reator UBOX[®], pois os processos de tratamento compostos por reator UASB seguido de Lodos Ativados não apresentam eficiência significativa na remoção de nitrogênio e fósforo, tendo em vista suas limitações (CHERNICHARO, 2007).

Sendo o reator UBOX[®] um sistema combinado entre processos anaeróbios e aeróbios, a remoção do nitrogênio fica comprometida, pois convencionalmente ela é realizada via

nitrificação seguida de desnitrificação (LIMA et al. 2014). Contudo, devido à ausência de uma zona anóxica, os compostos nitrogenados sofrem apenas a etapa de nitrificação no compartimento aerado, portanto a desnitrificação onde o nitrato (NO_3) seria reduzido a nitrogênio molecular (N_2), sendo eliminado por volatilização, não ocorre. Além disso, as bactérias nitrificantes apresentam um crescimento mais lento se comparada às heterotróficas removedoras de matéria orgânica. Nesse caso, a quantidade de bactérias nitrificantes pode ser reduzida no reator de lodos ativados frente a quantidade total de biomassa, o que pode afetar, conseqüentemente, o desempenho do reator quanto ao processo de nitrificação.

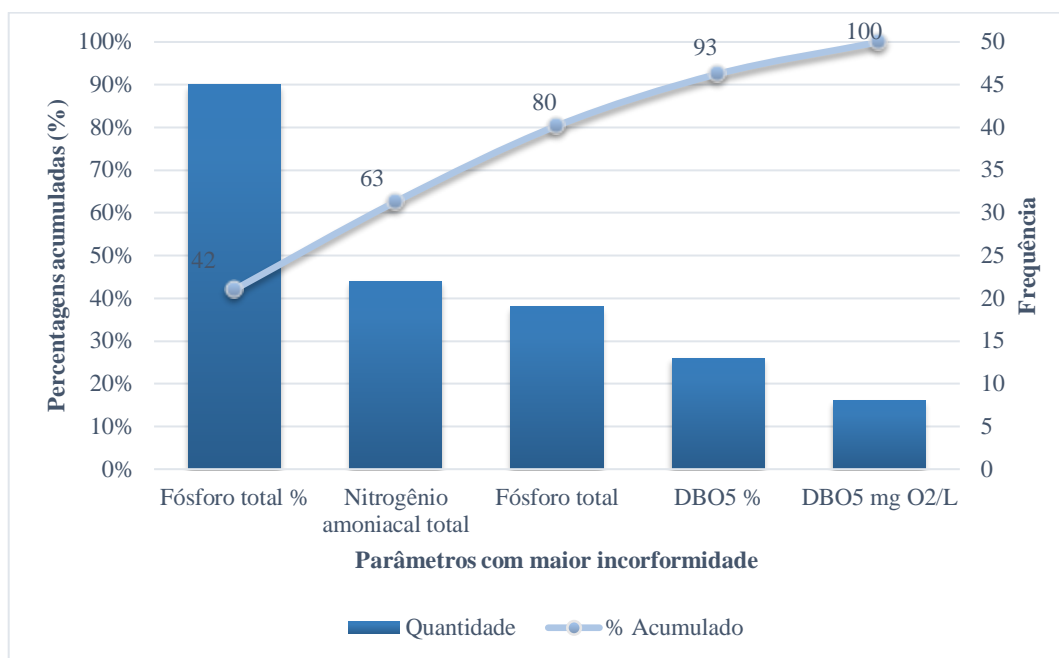
A eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal no período avaliado foi de 56,5%. Contudo, em razão da já mencionada baixíssima concentração SSV no Lodo Ativado, torna-se difícil compreender à ocorrência de nitrificação, ainda que a disponibilidade de oxigênio dissolvido média no reator seja de 5,50 mg O_2/L . Deste modo, torna-se razoável admitir que bactérias nitrificantes (*Nitrosomonas* e *Nitrosococcus*) estejam presentes, porém, a baixa concentração de nitrato (média de 1,7 mg/L) no efluente tratado impede assegurar tal possibilidade.

Outro fator limitante para a remoção de nutrientes no reator UBOX[®] é a ausência de alternância entre os processos aeróbios e anaeróbios, que propiciariam a remoção do fósforo mediante biodesfosfatação pelos organismos acumuladores de polifosfatos, envolvendo a acumulação do nutriente na biomassa celular e remoção do composto do sistema mediante descarte do excesso de lodo biológico (LIMA et al., 2012). Considerando que no reator UBOX[®] tal recirculação não é realizada, a remoção de fósforo então ocorreu apenas via assimilação para síntese celular, usualmente reportada em 1 a 2% em peso de SSV (LESJEAN et al., 2003).

Destaca-se também a remoção de DBO_5 , que mesmo apresentando uma média de lançamento dentro dos valores permitidos, merece atenção, pois apresenta períodos de baixa eficiência ao longo da série de amostragem, mantendo o sistema instável perante o atendimento da legislação.

A partir da análise de conformidade dos dados de saída da ETE com as legislações pertinentes, tornou-se possível a criação do Gráfico de Pareto (Figura 11), que permite a visualização de forma mais clara, dos parâmetros que apresentam maior incidência de não conformidade, auxiliando na definição das prioridades que serão abordadas para a tomada de decisão sobre as alterações que serão aplicadas na ETE, visando sanar esses problemas.

Figura 11: Gráfico de Pareto para análise de não-conformidades



Fonte: Autor (2017).

Com base nos dados apresentados pelo Gráfico de Pareto, é possível constatar que dentre os principais problemas enfrentados pela Estação de Tratamento, o fósforo total é o parâmetro que mais se destaca, representando 42% de todas as inconformidades do sistema, seguido do nitrogênio amoniacal total que representa 21% das inconformidades.

Salas e Martino (1991) apud Von Sperling (2012) ressaltam que apesar do nitrogênio também ser responsável pela eutrofização, o fator limitante para a ocorrência da mesma, normalmente é o fósforo, pois as algas microalgas possuem a capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico, fazendo com que este se torne assimilável, ou seja, nesta situação não é tão importante o controle da carga de nitrogênio afluente ao corpo receptor. Deste modo, opta-se por dar uma maior prioridade ao controle das fontes de fósforo do efluente, mediante a aplicação de um tratamento eficiente, visando prevenir a eutrofização da Lagoa de Taquaras.

Além do mais, cumpre lembrar, no que diz respeito ao parâmetro nitrogênio amoniacal, que a Resolução CONAMA 430/2011, na seção III, art. 21, inciso 1, estabelece que:

“As condições e padrões de lançamento relacionados na Seção II, art. 16, incisos I e II desta Resolução, poderão ser aplicáveis aos sistemas de tratamento de esgotos sanitários, a critério do órgão ambiental competente, em função das características locais, não sendo exigível o padrão de nitrogênio amoniacal total”.

A partir da identificação do problema principal enfrentado pela estação, iniciou-se o processo de tomada de decisão baseado nas alternativas mais satisfatórias para solucionar os problemas de eficiência, levando em consideração alguns fatores como: as características do sistema atual, os custos de implantação e operação e o potencial da tecnologia de tratamento para a remoção de fósforo.

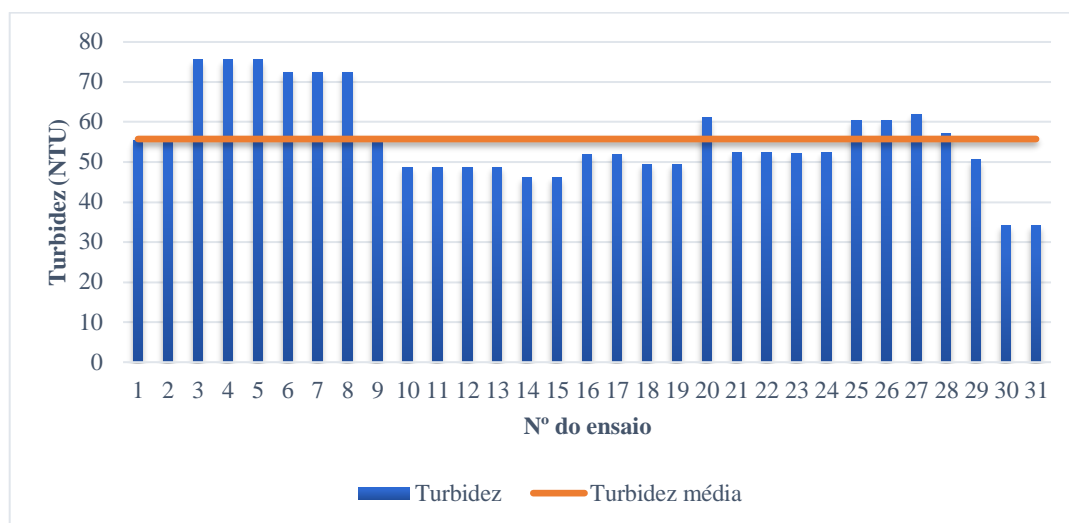
Segundo Metcalf e Eddy (2003), entre as tecnologias mais utilizadas para a remoção eficiente de fósforo dos esgotos sanitários, destacam-se a remoção biológica, que baseia-se na incorporação dos polifosfatos por microrganismos e a precipitação química, que ocorre através da adição de sais metálicos que reagem com os fosfatos presentes no efluente, formando um precipitado que deixa o sistema mediante a remoção do lodo.

Analisando as características atuais da ETE Jaí Noel Gaya, em função da ausência de formação de lodo biológico no compartimento aerado, pode-se concluir que a remoção biológica do fósforo não ocorreria de forma eficiente, tendo em vista a ausência de condições apropriadas para o crescimento dos microrganismos responsáveis pela remoção do nutriente. Neste sentido, o processo físico-químico de precipitação química do fósforo se mostra a melhor alternativa a ser testada para otimizar as eficiências de tratamento da ETE, tendo sido, então, o método adotado nessa pesquisa.

6.3. Pós-tratamento físico-químico

Como a turbidez do efluente tratado pelo reator UBOX[®] constitui o valor de entrada do tratamento físico-químico, a mesma foi considerada como a turbidez inicial dos ensaios. Conforme pode-se observar na Figura 12, a turbidez inicial apresentou grande variação ao longo dos ensaios realizados, com valor mínimo e máximo de 34,1 e 75,6 NTU, respectivamente, e valor médio de 55,7 NTU.

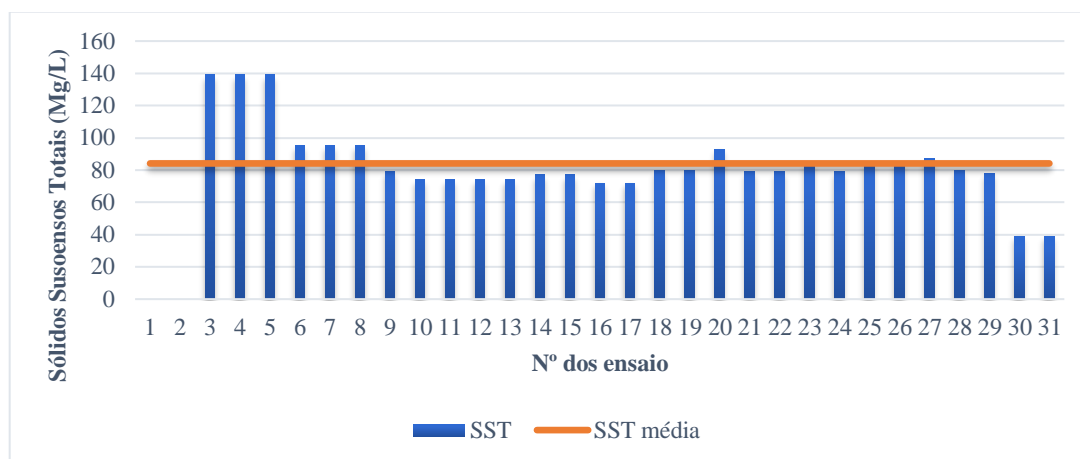
Figura 12: Valores de turbidez inicial dos ensaios de Jar-test



Fonte: Autor (2017).

Da mesma forma, os valores de SST também apresentaram grande variação, com valor mínimo e máximo de 39 e 139 mg L⁻¹, respectivamente, e valor médio de 84,1 mg L⁻¹ (Figura 13).

Figura 13: Valores de Sólidos Suspensos Totais dos ensaios

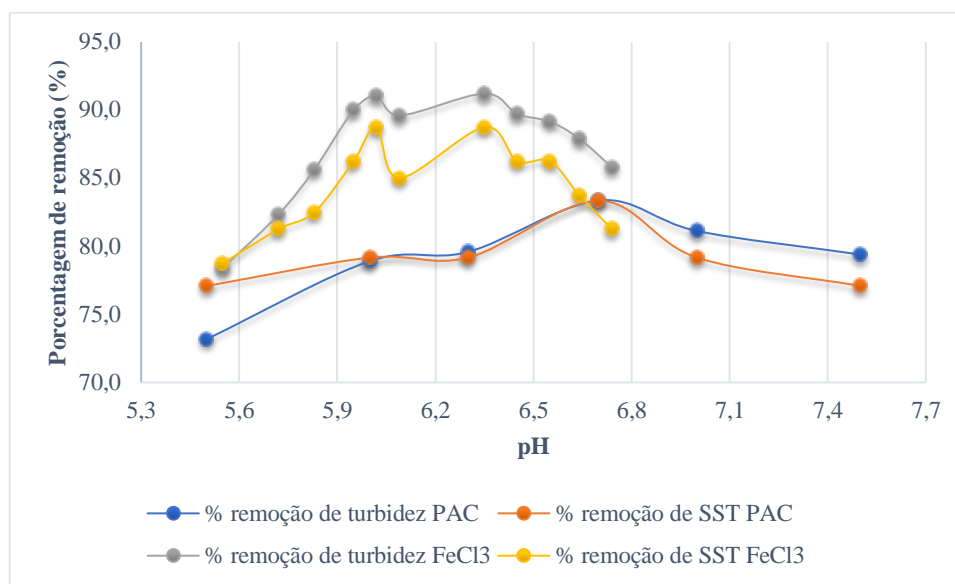


Fonte: Autor (2017).

Os valores de pH do efluente de estudo apresentaram média de 7,8, e valor mínimo e máximo de 7,4 a 8,2, respectivamente.

Segundo Pavanelli (2001) o coagulante Cloreto Férrico apresenta melhores resultados para valores de pH baixos. A Figura 14 apresenta os valores encontrados com a variação do pH para a dosagem fixa de 200 mg/L de Cloreto Férrico e uma turbidez inicial de 49,5 NTU. Assim como, apresenta os resultados da eficiência de remoção de turbidez e SST para o PAC, sob dosagem fixa de 100 mg L⁻¹ e turbidez inicial de 31,2 NTU.

Figura 14: Determinação do pH ótimo de coagulação do Cloreto Férrico



Fonte: Autor (2017).

Observa-se que o pH ótimo de coagulação para o Cloreto Férrico ficou compreendido entre 6 a 6,6, onde observaram-se remoções de turbidez próximas a 90%. Dentro da faixa mencionada, o valor de pH de 6,4 foi aquele que resultou na maior eficiência de remoção de turbidez e SST, com valores de 91,2% e 88,8%, respectivamente.

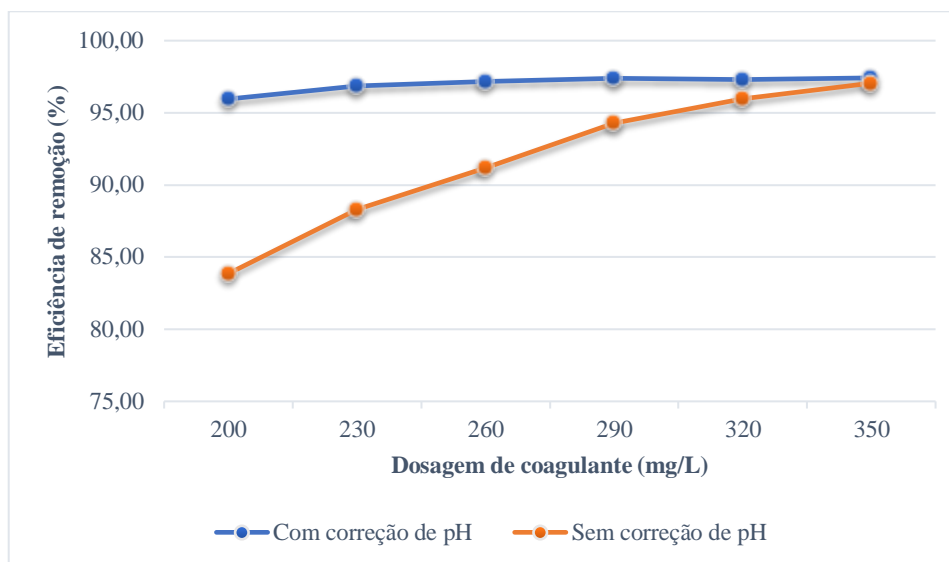
O pH ótimo de coagulação do PAC foi obtido na faixa de 6,0 a 7,0, em que se obtiveram as maiores eficiências de turbidez e sólidos suspensos totais. Dentro da faixa mencionada, o pH de 6,7 foi aquele que gerou os melhores resultados, com eficiência de remoção de turbidez e SST de 83,4% e 83,3%, respectivamente.

Os ensaios Jar-test com o coagulante Cloreto Férrico (FeCl_3) foram realizados variando a concentração do produto na faixa de 10,0 a 350,0 mg/L, em diferentes valores de turbidez, tendo em vista a utilização do efluente real gerado pelo reator UBOX[®]. O maior percentual de remoção de turbidez ocorreu com a dosagem máxima, alcançando 97% e gerando uma turbidez residual de 1,53 NTU. Neste ensaio também foi encontrado o melhor percentual de remoção de SST, atingindo eficiência de 95,8% e gerando 3 mg/L de SST residuais. Essa condição de remoção ocorreu sem a correção inicial do pH, que nesse ensaio se encontrava com pH 7,44 e turbidez de 51,9 NTU.

Para esta mesma condição de remoção máxima, foi realizada a correção do pH para o valor ótimo de coagulação encontrado em ensaios anteriores. Na Figura 15 pode-se observar que ao realizar a correção do pH ocorre a estabilização dos percentuais de remoção, pois o coagulante não possui mais a atuação como ácido na solução, consumindo alcalinidade e

baixando o valor do pH, podendo assim, ter sua dosagem reduzida, mantendo sua eficiência e minimizando custos.

Figura 15: Eficiência de remoção de turbidez do FeCl_3 com e sem correção do pH

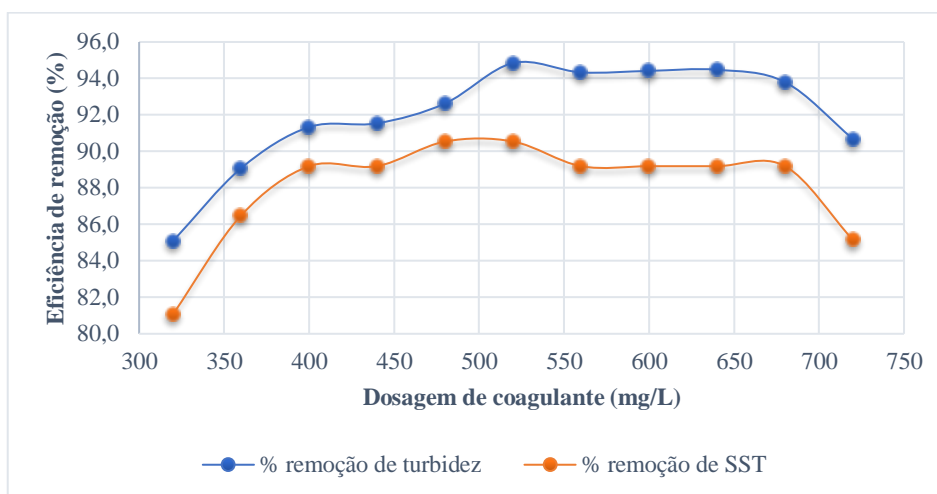


Fonte: Autor (2017).

A partir da correção do pH inicial do efluente, observa-se que há mínima diferença na porcentagem de remoção de turbidez entre a dosagem de 200 e 350 mg/L de Cloreto Férrico, sendo essa diferença inferior a 2 pontos percentuais. Além disso, o ensaio com correção de pH apresentou um singelo aumento na eficiência de remoção, tanto para o parâmetro turbidez que alcançou 97,4%, quanto para SST, que aumentou para 97,2% de remoção. Estes resultados obtidos foram os maiores percentuais de remoção de turbidez e SST encontrados nos ensaios Jar-test.

Os ensaios Jar-test realizados com o coagulante Policloreto de Alumínio ($\text{Al}_2(\text{OH})_3\text{Cl}_3$), variaram a concentração do produto na faixa de 5,0 a 720,0 mg/L, em diferentes valores de turbidez. O maior percentual de remoção de turbidez ocorreu com a dosagem de 520 mg/L, onde alcançou 94,8%, gerando uma turbidez residual de 2,51 NTU. A remoções alcançadas ocorreram sem a correção inicial do pH, que nesse ensaio se encontrava com pH 7,96 e turbidez de 48,7 NTU. Após o aumento dessa dosagem ocorreu a redução das eficiências de remoção (Figura 16).

Figura 16: Decaimento das eficiências de remoção com a aplicação de altas dosagens de PAC



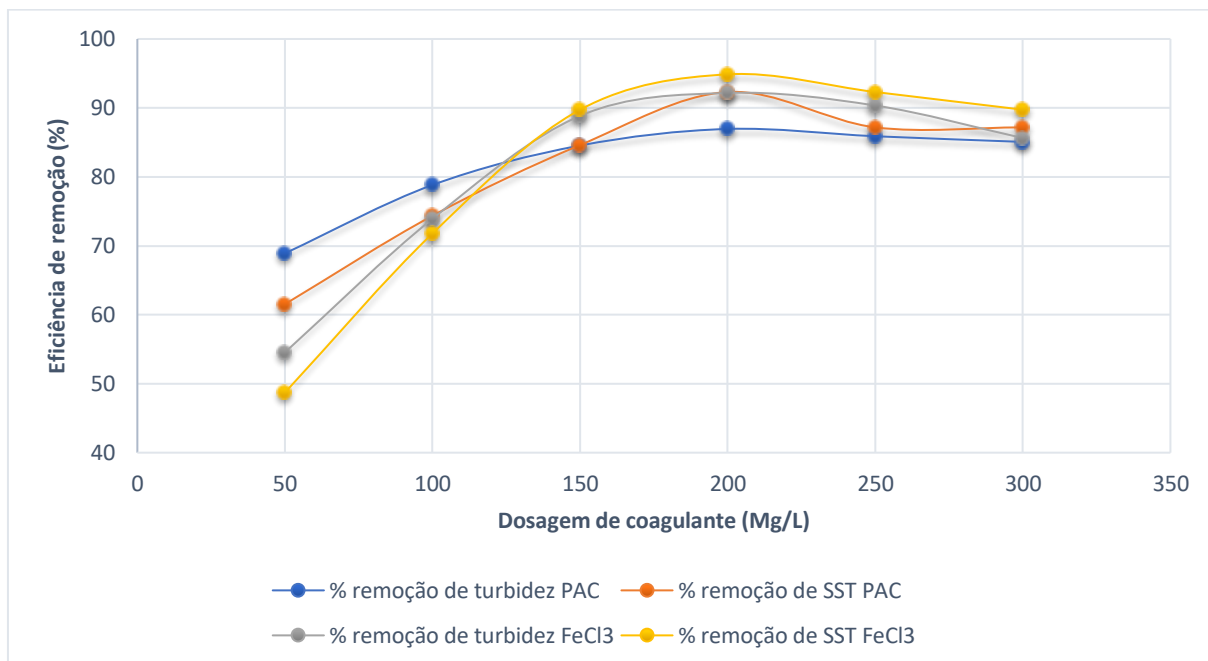
Fonte: Autor (2017).

Como pode-se visualizar na Figura 16, o aumento da dosagem de coagulante a partir de 520 mg/L resultou no decaimento da eficiência de remoção de turbidez e sólidos suspensos totais, por conta do excesso de produto adicionado no ensaio. A dosagem necessária para conseguir a máxima remoção de turbidez, pode ser considerada alta, porém faz-se necessário evidenciar a ausência de correção inicial do pH do efluente, fato que gera o aumento da dosagem de coagulante para obter a remoção desejada.

Durante os ensaios de ambos os coagulantes, observou-se que o aumento da dosagem de produto químico resulta em uma melhora na remoção de sólidos suspensos totais e turbidez, porém com o excesso de dosagem do coagulante as eficiências são reduzidas e haverá um aumento no custo gasto com o produto químico em questão, Wei et al. (2015) afirma que a eficiência da coagulação diminui com a alta dose de PAC.

Visando comprovar essa observação feita em laboratório, foram testadas diferentes dosagens de ambos os coagulantes, variando de 50 a 300 mg/L de Cloreto férrico e PAC, os resultados seguem demonstrados na figura 17. Ambas análises apresentavam uma turbidez inicial de 34,1 NTU e 39 mg/L de SST. O pH do efluente foi previamente corrigido para os valores ótimos de coagulação do Cloreto Férrico e Policloreto de Alumínio, visando proporcionar as melhores condições de remoção.

Figura 17: Efeito do aumento da dosagem dos coagulantes



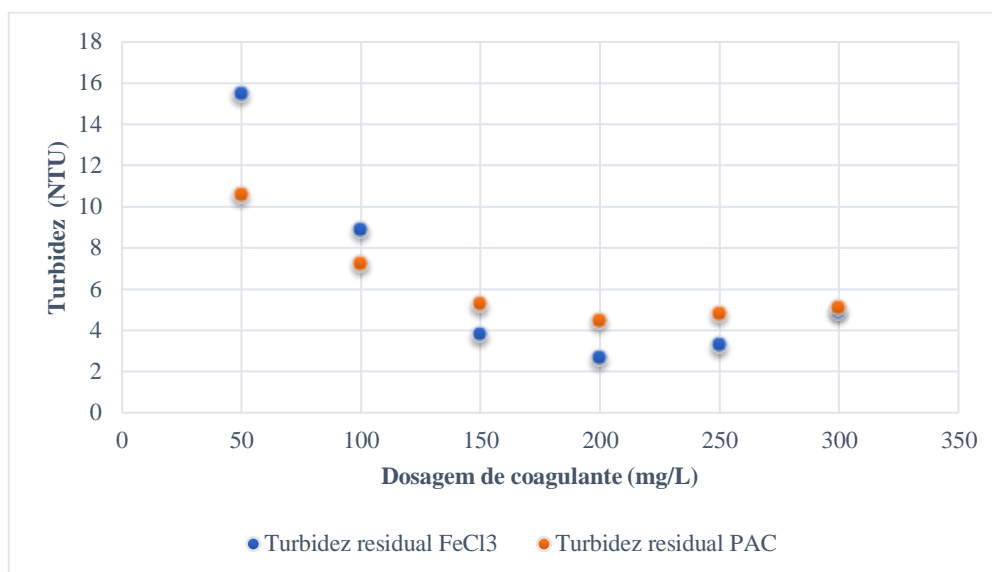
Fonte: Autor (2017).

A melhor eficiência de remoção nesse ensaio foi obtida com a dosagem de 200 mg/L de Cloreto Férrico, a partir do aumento dessa dosagem houve a redução das eficiências de remoção para os parâmetros verificados.

Assim como o Cloreto Férrico, o PAC também apresentou sua melhor eficiência de remoção com a dosagem de 200 mg/L, entretanto, apresentou uma singela perda de eficiência com o aumento da dosagem, ao contrário do Cloreto Férrico, que teve uma redução mais acentuada.

Na Figura 18, realiza-se a comparação dos dados de remoção do Cloreto Férrico e do PAC, tendo em vista a turbidez residual gerada pelos coagulantes.

Figura 18: Comparação da turbidez residual dos coagulantes



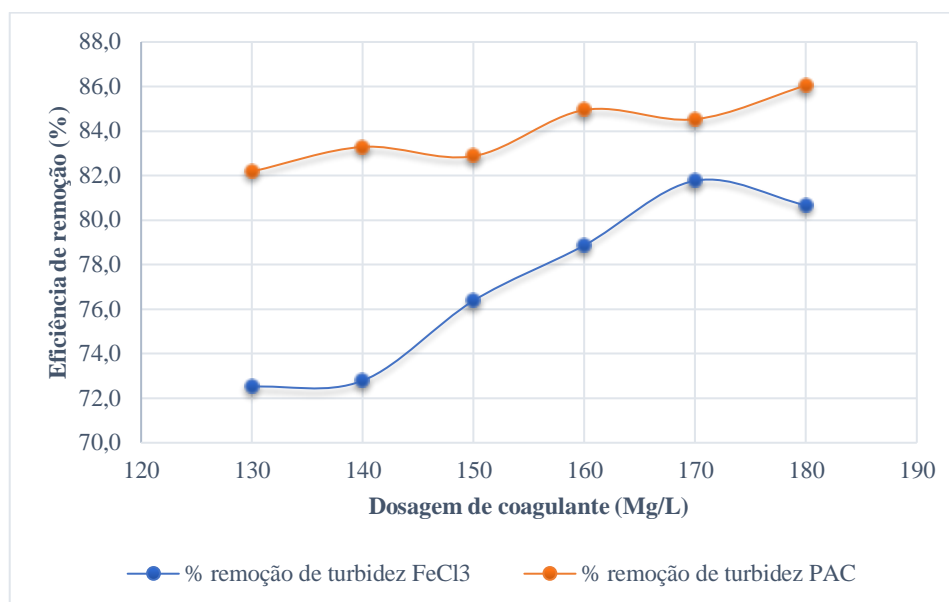
Fonte: Autor (2017).

Avaliando as remoções dos coagulantes, pode-se observar que para a mesma dosagem de coagulante, o Cloreto férrico apresentou uma remoção de turbidez inferior ao PAC nas dosagens de 50 e 100 mg/L, porém com o crescente aumento da dosagem de coagulante conseguiu atingir eficiências um pouco melhores de remoção de turbidez e na dosagem de 300 mg/L ficaram iguais na eficiência de remoção. Para os sólidos suspensos totais, a mesma condição se repetiu, porém com a dosagem de 300 mg/L de coagulante, o Cloreto Férrico apresentou um SST residual um pouco inferior ao PAC. Analisando de forma geral, na melhor condição propiciada pelo ensaio, o coagulante Cloreto Férrico alcançou uma porcentagem de remoção de sólidos suspensos totais e turbidez mais alta que o PAC.

Silva, Aquino e Santos (2007) avaliaram o Cloreto Férrico como pós-tratamento de reatores UASB, para concentrações acima de 125 mg/L e obtiveram valores residuais de turbidez, em torno de 5 UNT, similar aos valores encontrados nesse trabalho.

Outro ensaio foi realizado visando comparar as eficiências de remoção de ambos os coagulantes, submetidos a uma turbidez de 72,4 NTU, considerada uma turbidez bastante alta quando comparada à média dos ensaios Jar-test (55,7 NTU) e também à média dos dados de monitoramento da ETE (42,3 NTU). O ensaio Jar-test foi realizado sem a correção inicial do pH, que estava em um valor de 8,04 e 95,0 mg/L de sólidos suspensos totais. Na Figura 19 podem ser observados os resultados obtidos:

Figura 19: Comparação das eficiências de remoção de turbidez entre os coagulantes



Fonte: Autor (2017).

De acordo com a Figura 19, pode-se observar que o ensaio realizado com o Policloreto de Alumínio apresentou uma eficiência de remoção de turbidez superior ao ensaio com Cloreto Férrico, em todas as dosagens aplicadas.

Tendo como objetivo uma remoção mínima de 70% de turbidez, o coagulante Cloreto Férrico alcançou o estipulado com a menor dosagem aplicada no ensaio (130 mg/L). De outro modo, a condição proposta nesse ensaio ainda está muito acima da dosagem ótima de PAC para obter o objetivo proposto, evidenciando a necessidade de reduzir as dosagens do coagulante. Deste modo, foram realizados outros ensaios com a aplicação de dosagens reduzidas de PAC, buscando a otimização do tratamento.

Com a redução da dosagem de PAC, obteve-se uma eficiência de 72% de remoção de turbidez com a dosagem de 90 mg/L de coagulante, um resultado considerável de acordo com o objetivo de remoção. Outros ensaios com dosagens inferiores foram realizados com um efluente semelhante, de 75,6 NTU e pH 7,98, onde também atingiu-se uma remoção de 72% de turbidez com a dosagem de 90 mg/L e de 67,5% com a dosagem de 80 mg/L.

Sendo anteriormente comprovada a influência do pH perante a remoção de turbidez e consequentemente de sólidos suspensos totais, supõe-se que as dosagens ainda poderiam ser reduzidas se a correção inicial do pH fosse realizada.

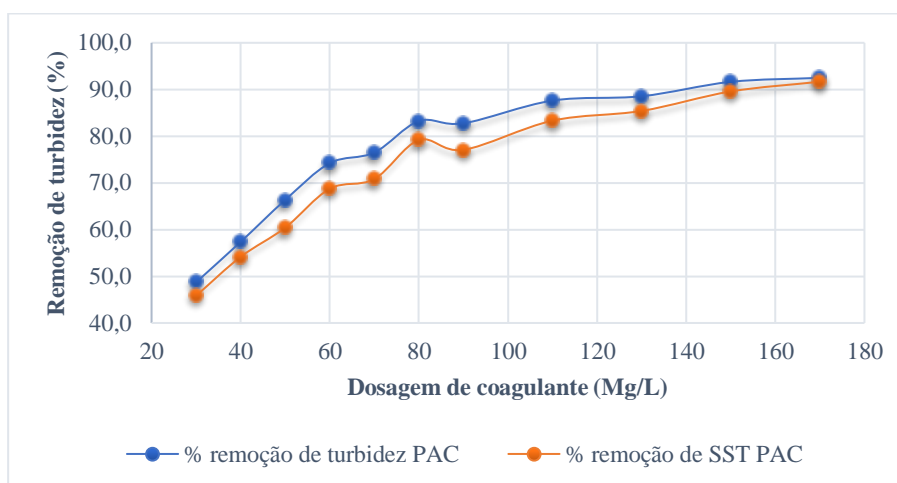
Repetiram-se os mesmos ensaios para um efluente de turbidez mais baixa, com o propósito de verificar se a dosagem utilizada anteriormente teria a mesma eficiência em um

efluente com menor quantidade de sólidos. A eficiência na remoção é favorecida quando o efluente apresenta uma turbidez mais elevada, isso acontece devido a uma maior concentração de sólidos, que favorecem a formação dos flocos e o processo de sedimentação.

O efluente utilizado no ensaio apresentava uma turbidez de 31,2 NTU, pH inicial de 8,04 e 48 mg/L de SST. As análises de eficiência de remoção foram feitas para ambos os coagulantes, com e sem a correção do pH. Para o ensaio sem correção do pH, a menor dosagem de Cloreto Férrico que alcançou o objetivo de remoção foi a de 140 mg/L de coagulante, chegando a 70,7% de remoção de turbidez e 64,6% de remoção SST. Para o Policloreto de Alumínio, a dosagem de 90 mg/L já conseguiu atingir o objetivo proposto, alcançando 73,6% de remoção de turbidez e 66,7% de remoção de SST.

Com a correção inicial do pH para os valores ótimos dos coagulantes, pH 6,4 para o Cloreto Férrico e pH 6,7 para o PAC, houve uma redução das dosagens de produto para ambos os coagulantes, porém a redução foi mais significativa para o Policloreto de Alumínio. A Figura 20 demonstra as remoções alcançadas para o coagulante. No caso do Cloreto Férrico, a dosagem foi reduzida a 130 mg/L, alcançando uma eficiência de remoção de 70,3% para turbidez e 70,8% para SST.

Figura 20: Eficiência de remoção do PAC com correção de pH



Fonte: Autor (2017).

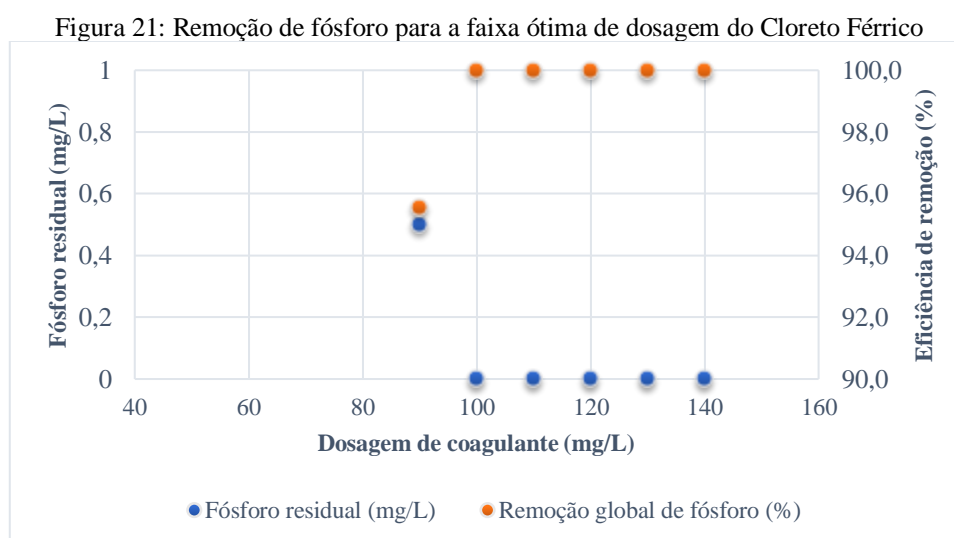
Pode-se visualizar que o aumento da dosagem de coagulante foi proporcional ao aumento da eficiência em ambos os parâmetros verificados. Buscando uma remoção de 70% de turbidez, obteve-se um bom resultado com a correção do pH, alcançando 74,2% de remoção com a dosagem de 60 mg/L de produto. Com essa dosagem obteve-se também 68,8% de remoção de SST.

6.3.1. Avaliação da dosagem ótima dos coagulantes

Avaliando a dosagem aplicada de Cloreto Férrico em efluentes com diferentes valores de turbidez, verificou-se que a dosagem de 130 mg/L alcançou o objetivo de remover no mínimo 70% de turbidez, tanto para efluentes de alta, quanto de baixa turbidez. Ressalta-se que o ensaio realizado para o efluente de alta turbidez foi feito apenas sem a correção do pH; após a realização deste ensaio não coletou-se um efluente tão turvo, motivo que inviabilizou a conclusão desse resultado. Porém, tendo comprovado a influência do pH na eficiência de remoção de turbidez, pode-se afirmar que a porcentagem de remoção aumentaria com a correção inicial do pH, podendo até mesmo reduzir as dosagens para águas mais turvas. Com isso, para este coagulante em questão determina-se uma faixa ótima de dosagem de 100 a 130 mg/L, tendo em vista a possibilidade de redução da dosagem de coagulante para efluentes com turbidez elevada, com correção inicial do pH.

Silva, Aquino e Santos (2007) avaliaram o Cloreto Férrico como pós-tratamento de reatores UASB e determinaram uma dosagem ótima de coagulante de 200 mg/L, atingindo uma eficiência de 96% de remoção de turbidez.

A partir da determinação da faixa ótima de coagulante, verificou-se a eficiência de remoção do fósforo para as dosagens aplicadas, como demonstrado na Figura 23:



Fonte: Autor (2017).

Verifica-se que a faixa ótima estipulada de dosagem do coagulante Cloreto Férrico (100 a 130 mg/L) se manteve dentro do esperado, resultando em um efluente que atende aos

parâmetros de remoção de fósforo total, atingindo mais de 95% de remoção com a aplicação da dosagem mínima de 100 mg/L de coagulante, gerando um efluente residual com 0,5 mg/L de fósforo total. Já para a dosagem de 130 mg/L a concentração de fósforo residual ficou abaixo de 0,5 mg/L, faixa de medição da análise.

Sinelli (2002) avaliou em escala piloto a remoção de fósforo total de efluente sanitário previamente tratado por um reator anaeróbio utilizando o coagulante Cloreto Férrico. No estudo obteve-se uma média de remoção de fósforo total de 92,5% para dosagens de 100 a 120 mg/L de coagulante. Silva (2009) aplicou 75mg/L de Cloreto Férrico visando a remoção de fósforo de um efluente previamente tratado em reator UASB, seguido de filtro biológico aerado submerso (FBAS), atingindo uma eficiência de remoção de 77%.

Na Tabela 6, são expostos os valores médios de remoção da faixa ótima de aplicação do Cloreto Férrico, para outros parâmetros importantes evidenciados no gráfico de pareto, sobre as inconformidades da Estação de Tratamento.

Tabela 6: Média de remoção dos parâmetros gerais para a faixa ótima de coagulação do Cloreto Férrico

Parâmetros	ESGOTO BRUTO	ESGOTO TRATADO	JAR-TEST	% Remoção Biológica	% Remoção Físico-química	% Remoção Global
Turbidez (NTU)	243	38,6	17,68	84,12	54,19	92,72
pH	7,87	7,82	6,20			
SST (mg/L)	243	62	31,17	74,49	49,73	87,17
Alcalinidade (mg/L)	337,5	225	73,75	33,33	67,22	78,15
Fósforo (mg/L)	20	12,2	0,08	39,00	99,32	99,58
Nitrogênio Amoniacal total (mg/L)	101	47,75	47,96	52,72	-0,44	52,52
DQO (mg/L)	522	109	79,17	79,12	27,37	84,83
DBO (mg/L)	399	47	18,7	88,22	60,3	95,3

Fonte: Autor (2017).

Analisando os dados expressos na Tabela 6 pode-se observar que a faixa ótima da dosagem de Cloreto Férrico apresentou uma alta média de remoção de turbidez, sólidos suspensos totais, fósforo total e DQO. Entretanto, apresentou um alto consumo de alcalinidade e gerou um efluente final com um pH médio no limite estipulado pelas legislações, evidenciando a necessidade de uma etapa de correção antes de seu descarte, visando a não descaracterização do corpo receptor. Além disso, estima-se uma maior quantidade de produtos químicos necessários ao tratamento, fator que pode ser considerado um ponto negativo a aplicação deste coagulante em larga escala.

Silva, Aquino e Santos (2007) concluíram que a adição de 200 mg/L de cloreto férrico, resultou em um consumo muito elevado da alcalinidade do meio, chegando a reduzir em cerca de 53% após a aplicação do coagulante. Santos (2001) também verificou que para a dosagem de 200mg/L de FeCl_3 , a alcalinidade total do esgoto bruto variou de 145 para 3 mg CaCO_3 /L; com relação ao pH, o mesmo reduziu de 6,7 para 4,4, necessitando de uma etapa de correção final e controle de alcalinidade.

Avaliando a eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal total, observou-se que o tratamento físico-químico não foi eficiente para a remoção do mesmo e ainda gerou um pequeno acréscimo na concentração, podendo este ser atribuído a desvios do próprio método analítico aplicado. Esta metodologia de tratamento não apresenta como objetivo remoção deste nutriente, visto que não proporciona as condições necessárias para que este processo ocorra.

Em relação à remoção média de DBO_5 , verifica-se que a mesma atente aos parâmetros estipulados pelas legislações pertinentes, tanto em porcentagem de remoção, atingindo 95,3% de eficiência, quanto em DBO_5 residual, apresentando valores melhores do que o proposto em lei, entrando em acordo com o princípio da conscientização pública voltada para a necessidade da melhoria e proteção da qualidade ambiental dos recursos hídricos, assim como, a proteção dos ecossistemas.

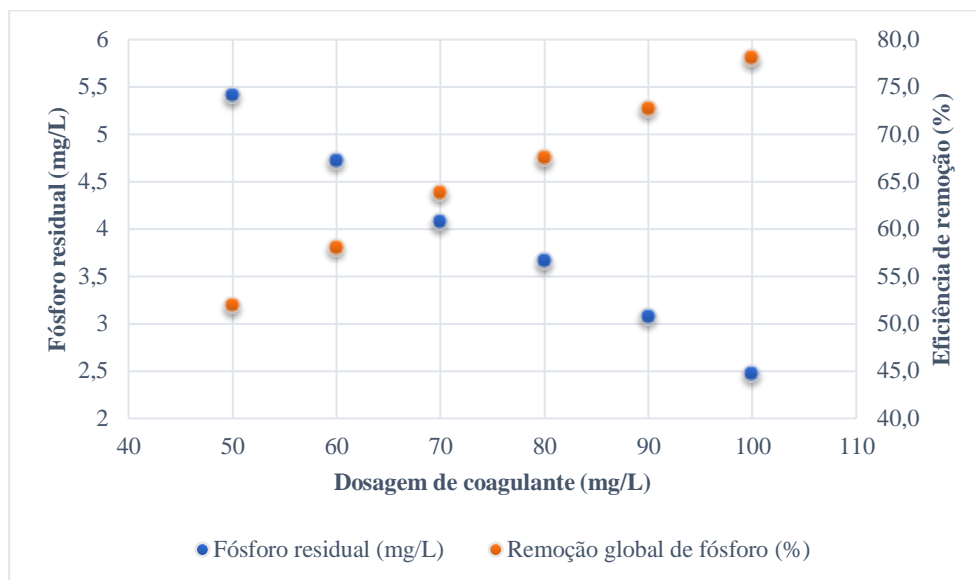
Sinelli (2002) aplicou o pós-tratamento físico-químico para efluentes sanitários e apresentou uma média de remoção de DBO_5 de 56,7% e de SST de 71,3%, para dosagens de 100 a 120 mg/L de cloreto férrico, resultados inferiores aos encontrados nessa pesquisa.

De acordo com os ensaios analisados de Policloreto de Alumínio, delimitou-se a dosagem ideal de produto em 60 mg/L, pois com essa dosagem de coagulante obteve-se uma remoção superior a 70% de turbidez em efluentes de baixa turbidez. Entretanto, para efluentes de alta turbidez essa dosagem foi testada apenas sem a correção do pH, devido ao mesmo problema mencionado anteriormente com o Cloreto Férrico, o efluente do ensaio apresentava uma turbidez de 75,6 NTU e 139 mg/L de SST, atingindo uma remoção de 61% de turbidez e 61,9% de SST. Estima-se que a dosagem de 60 mg/L aplicada em efluentes de elevada turbidez, associada ao controle do pH, resultaria em uma boa remoção de turbidez e SST.

Observando a Figura 22, constata-se que a dosagem de 60 mg/L de Policloreto de Alumínio, não alcançaria a remoção necessária de fósforo total para o enquadramento de efluente na legislação pertinente, apresentando apenas 58% de remoção global e gerando um efluente com 4,72 mg/L de fósforo. A porcentagem de remoção estipulada pela legislação, só seria alcançada com a dosagem de 100 mg/L de coagulante, gerando um fósforo residual de

2,43 mg/L; já a mínima dosagem que respeita a concentração máxima estipulada pela lei (4 mg/L de fósforo total), foi a de 80 mg/L de PAC, que gerou um residual de 3,66 mg/L de fósforo total.

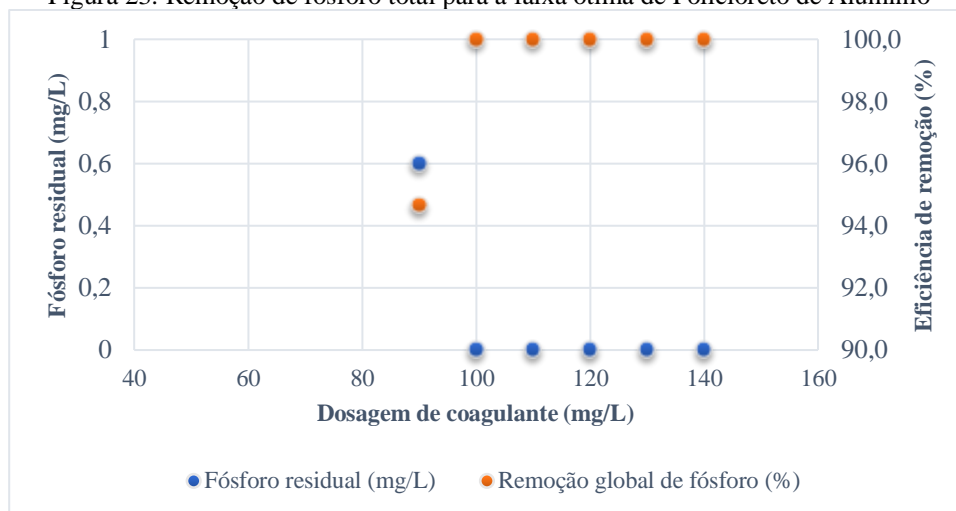
Figura 22: Avaliação da remoção de fósforo para diferentes dosagens de PAC



Fonte: Autor (2017).

Tendo em vista o atendimento da legislação estadual, adota-se uma faixa de dosagem ótima de 100 a 130 mg/L de Policloreto de Alumínio, propõe-se que o aumento da dosagem de coagulante seja realizado para efluentes com alta turbidez, objetivando a remoção eficiente de fósforo total. Pode-se observar na Figura 23, que com adoção da nova faixa ótima de PAC as remoções de fósforo foram otimizadas, alcançando mais de 94% de remoção e concentrações de fósforo residual abaixo de 1 mg/L em todas as dosagens aplicadas.

Figura 23: Remoção de fósforo total para a faixa ótima de Policloreto de Alumínio



Fonte: Autor (2017).

Com a adoção desta faixa de dosagem ótima de coagulante, assegura-se a remoção do fósforo total, problema principal enfrentado pela Estação de Tratamento de esgoto. O coagulante também apresentou uma boa eficiência na redução de DBO₅, DQO, turbidez e sólidos suspensos totais, como demonstrado da Tabela 7.

Tabela 7: Média de remoção dos parâmetros gerais para a faixa ótima de coagulação do PAC

Parâmetros	ESGOTO BRUTO	ESGOTO TRATADO	JAR-TEST	% Remoção Biológica	% Remoção Físico-química	% Remoção Global
Turbidez (NTU)	243	38,6	11,05	84,12	71,4	95,5
pH	7,87	7,82	6,56			
SST (mg/L)	243	62	22,17	74,49	64,2	90,9
Alcalinidade (mg/L)	337,5	225	115,08	33,33	48,9	65,5
Fósforo (mg/L)	20	12,2	0,1	39,00	99,2	99,5
Nitrogênio Amoniacal total (mg/L)	101	47,75	48,96	52,72	-2,5	51,5
DQO (mg/L)	522	109	57	79,12	47,7	89,1
DBO (mg/L)	399	47	11,7	88,22	75,2	97,1

Fonte: Autor (2017).

Observando os resultados obtidos na Tabela 7, conclui-se que a faixa de dosagem ótima adotada para o Policloreto de Alumínio apresentou uma alta média de remoção de turbidez, sólidos suspensos totais e fósforo total. Porém, como esperado, o tratamento físico-químico não removeu nitrogênio amoniacal total, pois não proporciona condições adequadas para que este nutriente seja removido, o pequeno acréscimo na concentração, pode ser atribuído a desvios do próprio método analítico aplicado.

Os ensaios com o Policloreto de Alumínio apresentaram um valor médio satisfatório de remoção de DBO_5 , atendendo aos parâmetros estipulados pelas legislações pertinentes, tanto em porcentagem de remoção, quanto em concentração de DBO_5 residual. O tratamento gerou também boas remoções de DQO e um efluente com pH dentro da faixa legalmente permitida, não necessitante de correção prévia à disposição final.

Veliz (2016) apresentou uma média de turbidez residual abaixo de 25 NTU, aplicando 100 mg/L de PAC no tratamento físico-químico de águas residuárias municipais, visando o reuso na agricultura. Hameed et al. (2016) analisou o tratamento físico-químico com o PAC e alcançou uma eficiência 86% de turbidez, 55% de remoção de DBO e 62% de remoção de DQO para efluentes sanitários.

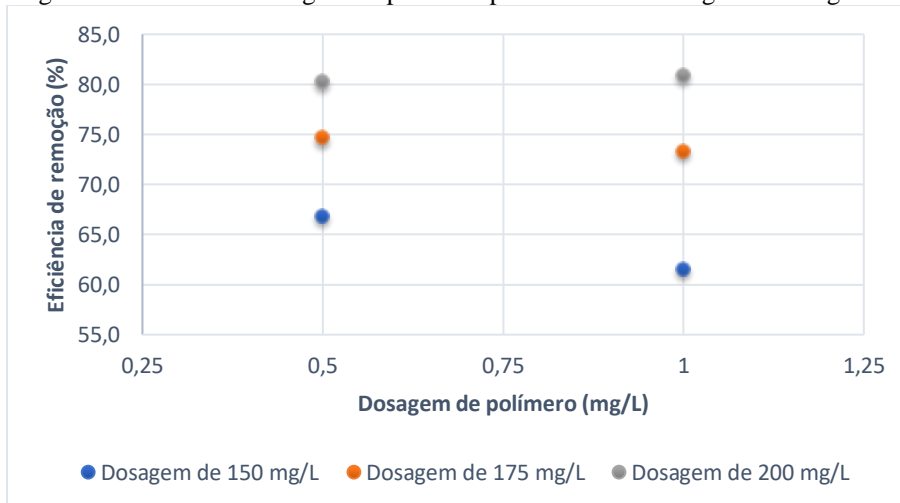
Tendo em vista os padrões de lançamento estipulados nas legislações federal e estadual para disposição de efluentes nos corpos receptores, o ensaio realizado com o coagulante Policloreto de Alumínio se mostrou eficiente para a remoção dos parâmetros analisados, promovendo um efluente final de boa qualidade, de modo a assegurar a preservação do corpo receptor. Quando comparado ao coagulante Cloreto Férrico, o uso de PAC apresentou mínimas diferenças de remoção, porém, destaca-se pela maior remoção de turbidez, sólidos suspensos totais, DBO e DQO, além do menor consumo de alcalinidade do efluente e dispensável correção final do pH, economizando custos com produtos químicos.

6.3.2. Efeito da adição de polímero

A adição dos polímeros como auxiliares de floculação podem trazer benefícios ao tratamento físico-químico, pois espera-se que ocorra um acréscimo no tamanho das partículas coaguladas, apresentando maior massa e conseqüentemente uma etapa de decantação mais acelerada, devido ao incremento da velocidade de sedimentação das partículas em função do aumento do seu tamanho (JORDÃO e PESSOA, 2014; GRIEBLER, 2014). Deste modo, se o sistema dispõe de uma etapa de sedimentação mais acelerada em escala, ganha eficiência e economia, pois consegue-se diminuir a área requerida para o tratamento.

Inicialmente determinou-se a partir de um ensaio realizado com o Cloreto Férrico, a dosagem de polímero que seria utilizada nos ensaios, analisou-se a eficiência de remoção de turbidez para diferentes dosagens de coagulante, com a adição de 0,5 mg/L e 1,0 mg/L de Poliacrilamida (Figura 24). O ensaio decorreu com correção inicial do pH, em uma turbidez de 60,3 NTU e 84 mg/L de sólidos suspensos totais.

Figura 24: Análise da dosagem de polímero para diferentes dosagens de coagulante

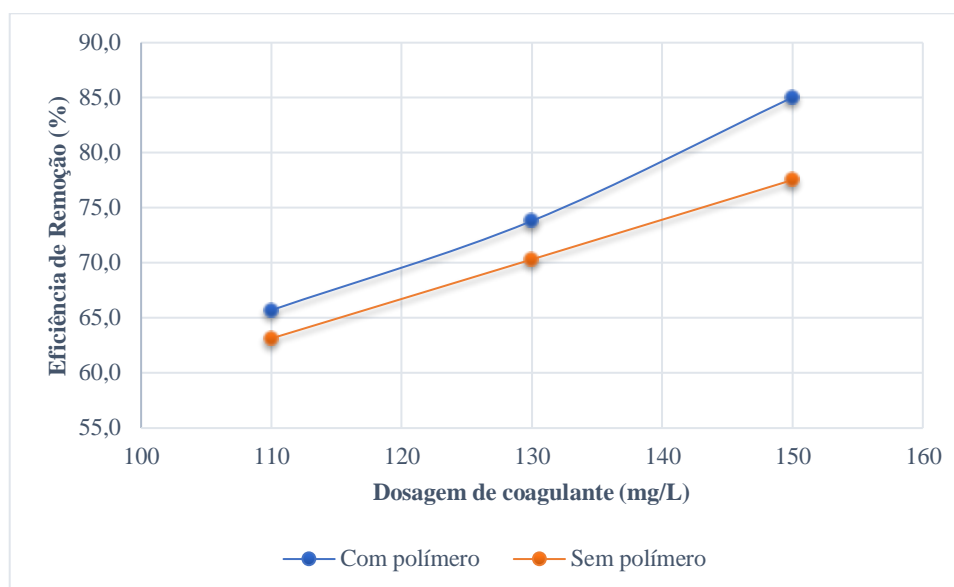


Fonte: Autor (2017).

Observa-se que para as diferentes dosagens de coagulante, há maior eficiência de remoção de turbidez com a aplicação de 0,5 mg/L de Poliacrilamida, onde somente para a dosagem de 200 mg/L de coagulante que a melhor remoção se deu com a dosagem de 1,0 mg/L de polímero. Deste modo, optou-se por dar sequência nos ensaios de ambos coagulantes, aplicando a dosagem de 0,5 mg/L, visando a economia de produto químico.

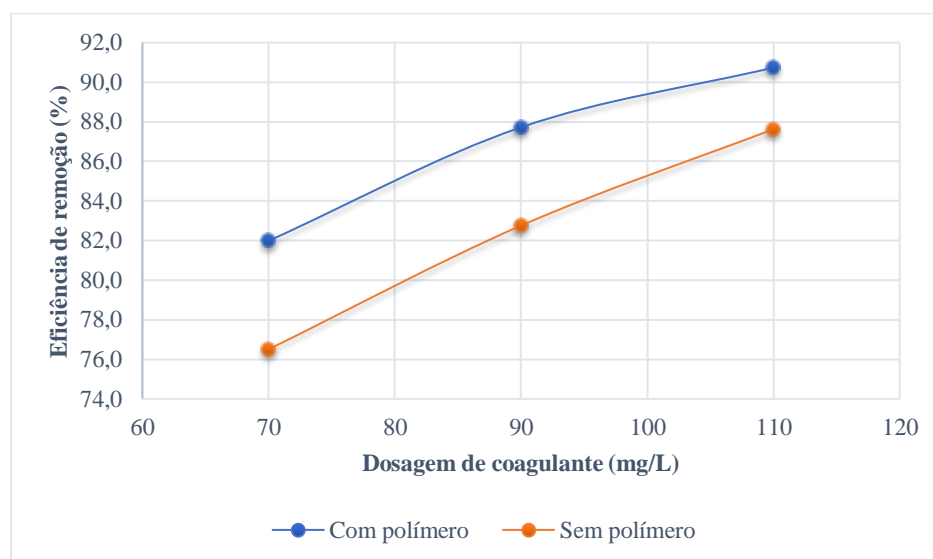
Avaliando a eficiência da adição do polímero Poliacrilamida junto a dosagem dos coagulantes, observou-se um acréscimo na porcentagem de remoção de turbidez em ambos, como apresentado nas figuras 25 e 26.

Figura 25: Efeito da adição do polímero Poliacrilamida nas eficiências de remoção de turbidez par o Cloreto Férrico



Fonte: Autor (2017).

Figura 26: Efeito da adição do polímero Poliacrilamida nas eficiências de remoção turbidez para o PAC



Fonte: Autor (2017).

Com a análise dos gráficos, observa-se que a adição do auxiliar de floculação otimizou as eficiências de remoção de turbidez em ambos os ensaios, fato que permitiria a redução das dosagens aplicadas. Porém, sabendo dos problemas com a remoção do fósforo, entende-se que a aplicação do polímero junto aos coagulantes, não seria de grande utilidade, visto que a dosagem de coagulante não poderia ser reduzida, para não inibir a eficiência de remoção do nutriente.

6.4. Estimativa da geração de lodo e disposição final

A Tabela 8 apresenta os resultados obtidos nos ensaios de sedimentabilidade em cone Imhoff, visando avaliar a quantidade de lodo químico gerado a partir da aplicação do pós-tratamento físico-químico do efluente. Os ensaios foram conduzidos tendo em vista a dosagem ótima de remoção de turbidez: 130 mg.L⁻¹ para o Cloreto Férrico e 60 mg.L⁻¹ para o Policloreto de alumínio, com e sem a aplicação do polímero.

Tabela 8: Análise de sedimentabilidade para ambos os coagulantes com e sem aplicação de polímero

Coagulantes	pH	Dosagem de coagulante (mg/L)	Dosagem de polímero (mL)	Leitura no Cone Imhoff (mL/L)	
				30 min	60 min
FeCl ₃	6,4	60	0	44	42
			0,5	44	40
PAC	6,7	130	0	22	24
			0,5	17	23

Fonte: Autor (2017).

Observa-se que os coagulantes utilizados apresentaram quantidade de lodo sedimentado bastante semelhante. Além disso, é possível perceber também pouca diferença entre os tempos de sedimentação de 30 e 60 min, sugerindo que a sedimentação dos flocos físico-químicos ocorre rapidamente nos primeiros minutos da sedimentação. Por fim, nota-se que a aplicação do polímero Poliacrilamida trouxe benefícios ao processo de sedimentação dos flocos quando associado ao PAC para o tempo de sedimentação de 30 min.

A partir da quantidade de lodo químico gerado, foram calculadas as quantidades de coagulante necessárias para tratar a vazão média atual da ETE Jaí Noel Gaya. Com a aplicação do coagulante cloreto férrico estima-se que sejam necessários 24 L/mês de produto, já com o emprego do PAC, calcula-se que sejam necessários 18 L/mês de coagulante. Considerando as dosagens ótimas de PAC e Cloreto Férrico, conforme Tabela 9, também é possível estimar a massa de lodo químico gerado no processo, considerando eficiências de remoção de SST de 64,2 e 49,7 % com o emprego do PAC e Cloreto Férrico, respectivamente.

Tabela 9: Dados considerados para estimar a quantidade de lodo gerado no processo físico-químico.

Parâmetros	Valores
Vazão de esgoto	14,4 m ³ /d
SST do esgoto tratado	84,1 mg/L
Alcalinidade do esgoto como CaCO ₃	225 mg/L
Cloreto férrico adicionado	130 kg/1000 m ³
PAC adicionado	60 kg/1000 m ³
Propriedades do lodo biológico	
Peso específico	1,03
Umidade	94,0%
Propriedades químicas do lodo	
Peso específico	1,05
Umidade	92,5%

Fonte: Autor (2017).

A massa de lodo químico gerado para os percentuais acima citados de remoção de SST utilizando Cloreto Férrico e PAC serão de 52,3 kg/mês e 25,9 kg/mês, respectivamente. Deste modo, fica evidente que a utilização de Cloreto Férrico implica em uma geração maior de lodo tanto em volume quanto em massa.

Para todos os efeitos, o volume de lodo gerado no tratamento físico-químico seria armazenado na ETE de Taquaras e transportado mensalmente, com utilização de caminhão hidrovácuo até a Estação de Tratamento de Água da EMASA, onde passaria pela etapa de prévia de adensamento com aplicação de polímero, seguido de desidratação com emprego de prensa parafuso e posterior disposição final em aterro industrial, juntamente com o lodo gerado na outra Estação de Tratamento de Esgoto e na Estação de Tratamento de Água.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Após a realização do diagnóstico e análise de desempenho da Estação de Tratamento Jaí Noel Gaya observaram-se inúmeros problemas atrelados a falta de manutenção, fator que impacta diretamente na eficiência da ETE para desempenhar suas funções. Entretanto, avaliando as análises de eficiência de remoção de poluentes, conclui-se que o sistema adotado de tratamento ainda se apresenta eficiente perante as problemáticas enfrentadas, necessitando de um melhor acompanhamento operacional e manutenção periódica.

A proposta de pós-tratamento físico-químico, utilizando dos processos de coagulação/floculação/sedimentação, se mostrou uma alternativa viável tecnicamente a aplicação na ETE, aumentando as eficiências de remoção, gerando estabilidade ao processo de tratamento e enquadrando o efluente de acordo com as legislações pertinentes a respeito dos parâmetros limites para o descarte de efluentes.

Ambos coagulantes apresentaram satisfatória eficiência na remoção de poluentes, principalmente na remoção de fósforo, maior problema da estação. As faixas adotadas dos coagulantes Policloreto de Alumínio e Cloreto Férrico resultaram em uma remoção média de 99,2% e 99,3% desse nutriente, respectivamente, permitindo, assim, que a concentração de fósforo total no efluente final estivesse abaixo dos valores estabelecidos para lançamento pela legislação catarinense.

Os resultados mostraram também maiores vantagens pela utilização do Policloreto de Alumínio, tendo em vista as melhores remoções de turbidez, SST, DBO e DQO, além do menor consumo de alcalinidade do efluente, da dispensável correção final do pH e da menor geração de lodo químico, economizando gastos com disposição final.

Como recomendações para trabalhos futuros, sugere-se uma maior quantidade de repetição dos ensaios Jar-test nas condições ótimas de dosagem para ambos coagulantes, de modo a possibilitar uma análise estatística mais criteriosa do processo, assim como mensurar e prever os seus desvios; Analisar o efeito da dosagem de outros polímeros e avaliar os efeitos das variáveis (coagulante e polímero) e suas interações através de ferramentas como o planejamento fatorial de experimentos; Dimensionar os processos unitários de mistura rápida, floculador hidráulico e/ou mecanizado e decantador de alta taxa, e por fim avaliar os custos de investimento relativos à implantação do processo de tratamento estudado.

REFERÊNCIAS

ASTRASAND. **Reator Integrado**. 2017. Disponível em:

<http://www.astrasand.com.br/upload/site_produto/5/16_g.jpg>. Acesso em: 14 ago. 2017.

AVIGNON, A.L.; LA ROVERE, E. L. **Manual de Auditoria Ambiental de Estações de Tratamento de Esgotos**. 176 p. Ed. QualityMark. Rio de Janeiro-RJ. 2002.

AWWA; WEF; APHA; **Standard Methods for the Examination of Water e Wastewater**; 21 st Edition. USA, 2005.

BACCARIN, L. I. P. et al. Pós-tratamento físico-químico de efluente sanitário para a remoção de fósforo com sais inorgânicos. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Passo Fundo, v. 13, n. 2, p.39-49, jul. 2013.

CHERNICHARO C.A.I. et al. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Rev. Environ. Sci. Biotechnol.** V.14, n. 4, p.649-679, 2015.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Biological Wastewater Treatment Series: Anaerobic Reactors**. 4. ed. Londres: Iwa Publishing, 2007. 175 p.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Reatores Anaeróbios**. Vol. 5. 2ª ed. ampliada e atualizada. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Gerais, 2007. 379 p.

FERREIRA, F. D.; CORAIOLA, M. Eficiência do lodo ativado em fluxo contínuo para tratamento de esgoto. **Revista Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, p.259-279, jun. 2008.

FILHO, S. S. F.; MARGUTI, A. L.; PIVELI, R. P. Produção de lodo e comportamento químico de sais de ferro empregados no pós-tratamento de esgoto sanitário por precipitação química. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 1, p. 49-58, março, 2009.

GANDARILLAS R., V. et al. Revisión de las experiencias em el tratamiento de aguas residuales domésticas mediante reactores UASB em Cochabamba – Bolivia comparadas com las de Latinoamérica, Índia y Europa. **Revista Investigación & Desarrollo**, Cochabamba, v. 1, n. 17, p. 83-98, 2017.

GRANDIN, S.R.; ALEM SOBRINHO, P. & GARCIA JR., A.D. (1993). Desidratação de lodos produzidos em estações de tratamento de Água. In: XVII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais**. Natal (RN): ABES, v. 2, p. 324-341.

GRIEBLER, C. **Estudo de aplicação do método físico-químico para tratamento do chorume do aterro sanitário da Canhanduba em Itajaí (SC)**. 2014. 75 f. Monografia (Especialização) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí, 2014.

GUALBERTO, F. F. **Otimização de processos de precipitação química na remoção de fósforo de esgotos sanitários mediante a utilização de sais de ferro como coagulante**. 2009. 142 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

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**, Malaysia, v. 184, n. 3, p.494-503, dez. 2016.

JONGE, V. N. de; ELLIOTT, M.; ORIVE, E.. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. **Hydrobiologia**, Netherlands, v. 475, n. 1, p.1-19, maio 2002.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005. 932 p.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

KUMMER, A.C.B. et al. Tratamento de efluente de abatedouro de tilápia com adição de manipueira na fase anóxica. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.31, n.1, p.150-7, jan./fev. 2011.

LEGNER, C. Reator UASB para tratamento biológico de esgoto. **Revista TAE**, São Paulo, v. 24, n. 4, 06 abr. 2015. Disponível em: <<http://www.revistatae.com.br/9034-noticias>>. Acesso em: 03 set. 2017.

LESJEAN, B. et al. Enhanced biological phosphorus removal process implemented in membrane bioreactors to improve phosphorous recovery and recycling. **Water Science And Technology**, Berlin, v. 48, n. 1, p.87-94, jun. 2003.

LIMA, A. B. B. V. **Pós-Tratamento de efluente de reator anaeróbio em sistema sequencial constituído de ozonização em processo biológico aeróbio.** 2006. 83 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006

LIMA, A. N. de et al. Application of response surface methodology to study the biological removal of nitrogen from effluent of cattle slaughterhouse in a sequencing batch reactor. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 2, p. 363-371, Abr. 2014.

LIMA, D. A. et al. Avaliação do Processo de Biorredoxação em Reatores de Bateladas Sequenciais (RBS). In: CONGRESSO NORTE NORDESTE DE PESQUISA E INOVAÇÃO, 7., 2012, Palmas. **Anais**. Palmas: Connepi, 2012. p. 1 - 7.

LUCENA, R. M. **Identificação molecular da diversidade microbiana em reator UASB de estação de tratamento de esgoto.** 63 f. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, PE, 2008.

MARGUTI, A. L.; FILHO, S. S. F.; PIVELI, R. P. Otimização de processos físico-químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processos de precipitação química com cloreto férrico. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 4, p. 395-404, dezembro 2008.

Metcalf & Eddy. Inc. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse.** 4. ed. New York: Mcgraw-hill Education, 2003. 1819 p.

METCALF, E.; EDDY, M. **Wastewater engineering: treatment and Resource recovery.** 5. ed. New York: McGraw Hill, 2014.

MORAIS, J. C. de. **Avaliação da eficiência e dos problemas operacionais de uma estação de tratamento de esgotos ao longo de 13 anos de monitoramento.** 2011. 111 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

NETTO, J. M. A. **Técnicas de Abastecimento e Tratamento de Água.** São Paulo, CETESB, 1987. 319p

NUNES, J. A. **Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais.** 3. ed. Aracaju: Gráfica e Editora Triunfo Ltda, 2001. 298 p.

OLIVEIRA, A. S. **Tratamento de esgoto pelo sistema de Lodos Ativados no município de Ribeirão Preto:**

Avaliação da remoção de metais pesados. 172 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Enfermagem,

Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2006.

OLIVEIRA, J. P. M. Saúde/doença: as consequências da falta de saneamento básico. **Revista GVAA**, Pombal,

v. 9, n. 2, p.23-29, dez. 2015.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada.** 2001. 216 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Hidráulica e Saneamento,

Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

PRAKASH, K. J. et al. Post-Treatment of UASB Reactor Effluent by Coagulation and Flocculation Process.

Wiley Interscience, Índia, v. 26, n. 2, p.164-168, jul. 2007.

REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. Desenvolvimento de sistema de Controle Ótimo para processo de

tratamento de efluentes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 4, p. 401-410, dezembro, 2014.

ROSS, B. Z. L. et al (Org.). **Eficiência Energética no Saneamento:** Trabalhos contemplados no Prêmio

Sanepar de Tecnologias Sustentáveis e no Prêmio Inova Sanepar. Curitiba: Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar, 2017. 130 p.

SALIBA, P. D. **Avaliação do desempenho de sistema de tratamento de esgoto sanitário composto de reator**

UASB seguido de Lodo Ativado: Estudo de caso da TE Betim Central – MG. 2016. 143 f. Dissertação

(Mestrado) - Curso de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.

SANT'ANNA, Geraldo Lipel. **Tratamento Biológico de Efluentes:** Fundamentos e Aplicações. 2. ed. São

Paulo: Interciência, 2013. 424 p.

SANTOS, E. M. A. et al. Reator anaeróbio tipo UASB conjugado com processo Fenton para remoção de cor e

demanda química de oxigênio de água residuária sintética de indústria têxtil. **Engenharia Sanitária e**

Ambiental, Fortaleza, v. 22, n. 2, p. 285-292, março. 2016.

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

SANTOS, S. L. D.; CHAVES, S. R. M.; VAN HAANDEL, A. Influence of phase separator design on the performance of UASB reactors treating municipal wastewater. **Water SA**, Pretoria, v. 42, n. 2, p.176-182, abril. 2016.

SANTOS, V. D.; MARQUES, J. J. Desenvolvimento de um simulador de um reator anaeróbio de contato para tratamento de efluentes líquidos orgânicos. **Revista Eletrônica da Fanese**, Aracaju, v. 4, n. 1, p.1-18, set. 2015.

SANTOS, V. S. et al. Avaliação da eficiência na remoção de DQO E DBO em um reator UASB de fluxo ascendente e manta de lodo. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Campina Grande, v. 7, n. 2, p.16-20, jun. 2012.

SILVA, C. V. A. **Remoção de fósforo em estação compacta de tratamento de esgotos sanitários através de precipitação química.** 2009. 119 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2009.

SILVA, M. E. R.; AQUINO, M. D.; SANTOS, A. B. Pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores anaeróbios tratando esgotos sanitários por coagulantes naturais e não-naturais. **Rev. Tecnol. Fortaleza**, Fortaleza, v. 28, n. 2, p.178-190, dez. 2007.

SILVA, P. F. D. et al. Obstruction and uniformity in drip irrigation systems by applying treated wastewater. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 64, n. 4, p.344-350, maio 2017.

SINELLI, P. H.; SILVA, S. M. C. P. da; ALEM SOBRINHO, P. Remoção de Fósforo de efluente de tratamento anaeróbio por processo físico. In: 28º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**. Cancún: Aidis, 2002. p. 1 - 8.

SOBRINHO, P. A.; JORDÃO, E. P. **Pós- tratamento de efluentes de reatores anaeróbios:** Uma análise crítica. Em: CHERNICHARO, C. A. L. (coord.). Cap. 9, 17. Projeto PROSAB, Editora ABES. Rio de Janeiro, 2001.

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

VELIZ, E. et al. Coagulação - floculação, filtração e ozonização de águas residuais para reutilização em irrigação agrícola. **Tecnol. cienc. água**, Jiutepec, v. 7, n. 1, p. 17-34, fev. 2016.

WEI, Ning et al. Coagulation behavior of polyaluminum chloride: Effects of pH and coagulant dosage. **Energy, Resources And Environmental Technology**, China, v. 23, n. 6, p.1041-1046, jun. 2015.