

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL
(ASSOCIAÇÃO AMPLA ENTRE A UEPG E UNICENTRO)**

JOSÉ GERALDO MACHADO FILHO

**TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ESGOTO SANITÁRIO COMPOSTO POR
REATOR ANAERÓBIO DE LEITO FLUIDIZADO E FILTRO PERCOLADOR COM
INSERÇÃO DE UMA ETAPA INTERMEDIÁRIA DE AERAÇÃO**

**PONTA GROSSA
2015**

JOSÉ GERALDO MACHADO FILHO

**TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ESGOTO SANITÁRIO COMPOSTO POR
REATOR ANAERÓBIO DE LEITO FLUIDIZADO E FILTRO PERCOLADOR COM
INSERÇÃO DE UMA ETAPA INTERMEDIÁRIA DE AERAÇÃO**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Ponta Grossa para a obtenção do título de Mestre, em Engenharia Sanitária e Ambiental, Área de Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientadora:

Professora Dra. Maria Magdalena Ribas Döll.

PONTA GROSSA

2015

Ficha Catalográfica
Elaborada pelo Setor de Tratamento da Informação BICEN/UEPG

M149 Machado Filho, José Geraldo
Tratamento biológico de esgoto sanitário composto por reator anaeróbio de leito fluidizado e filtro percolador com inserção de uma etapa intermediária de aeração/ José Geraldo Machado Filho. Ponta Grossa, 2015.
67f.

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

Orientadora: Prof^a Dr^a Maria Magdalena Ribas Döll.

1.ETE. 2.RALF. 3.Pré aeração. 4.Remoção de sulfeto. 5.Iodo. I.Döll, Maria Magdalena Ribas. II. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental. III. T.

CDD: 628.3

JOSÉ GERALDO MACHADO FILHO

TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ESGOTO SANITÁRIO COMPOSTO POR REATOR ANAERÓBIO DE LEITO FLUIDIZADO E FILTRO PERCOLADOR COM INSERÇÃO DE UMA ETAPA INTERMEDIÁRIA DE AERAÇÃO

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Ponta Grossa para obtenção do título de mestre, Área de Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

Ponta Grossa, 13 de março de 2015.

Profa. Dra. Maria Magdalena Ribas Döll – Orientadora
Doutora em Engenharia Hidráulica e Saneamento
Universidade Estadual de Ponta Grossa

Prof. Dr. Ciro Maurício Zimmermann
Doutor em Química
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof. Dr. Carlos Magno de Sousa Vidal
Doutor em Engenharia Civil
Universidade Estadual do Oeste do Paraná

AGRADECIMENTO

A Deus pela vida.

A minha orientadora professora Maria Magdalena Ribas Döll por ter me ajudado e orientado em todas as fases da pesquisa, inclusive em seu período de férias.

Ao Prof. Dr. Carlos Magno de Sousa Vidal e Prof. Dra. Ana Cláudia Barana pelas aulas, dicas e correções.

Ao amigo Luiz Fernando Wagner pelo apoio e ajuda durante o curso.

Aos técnicos João Carlos Ferreira e Diogo Inglês Zarpellon pela incansável ajuda na realização das análises e operação da estação.

A equipe de operação e tratamento de esgoto da cidade de Ponta Grossa: Hari Deuschle, Neomil Xavier, Sérgio José Marcondes Pinto, Josnei dos Santos Souza, Aramis Carneiro Beira, Anselmo Regis, Joab Marcon da Silva, Ronny Klaytonn Pires da Silva, Valério Marques, Uéklys Adriano de Paula e Emerson Kazmierczak pela dedicação e criatividade.

A minha esposa Valéria, meus filhos Rafael e Vinícius por compreenderem a minha ausência em muitas noites e finais de semana, além de suportarem minha impaciência. Obrigado pelo incentivo. Vocês são minha vida!

Aos meus pais que esqueceram suas vidas para que nunca me faltasse nada. São os meus exemplos!

Aos meus irmãos Jean, Guilherme e Jamile, minha tia Bia, meu Vô Mario e Vó Luiza meu carinho especial.

Ao coordenador Fabiano Icker Oroski, ao gerente regional Marcos Roberto Santos e ao gerente geral Antônio Carlos Gerardi por permitirem que eu realizasse o curso.

RESUMO

O mal cheiro inerente ao processo de tratamento biológico de esgoto traz incômodo às comunidades situadas no entorno das estações e danos à saúde dos operadores. O presente trabalho apresenta os resultados do monitoramento de uma estação de tratamento de esgoto com o objetivo de redução da carga orgânica e sólidos suspensos totais do efluente final além da redução de maus odores causados principalmente pelo sulfeto de hidrogênio. O sistema é composto por reator anaeróbio de leito fluidizado, filtro biológico percolador e decantador secundário. O estudo foi dividido em cinco fases, foi operado durante 271 dias, onde a fase I foi composta por reator anaeróbio, filtro biológico percolador e decantador secundário, fase II reator anaeróbio, tanque de aeração, filtro biológico percolador, decantador secundário e recirculação do lodo, fase III reator anaeróbio, tanque de aeração, decantador secundário e recirculação do lodo, fase IV reator anaeróbio, tanque de aeração, filtro biológico percolador, decantador secundário, recirculação do lodo e recirculação do efluente final e fase V reator anaeróbio, tanque de aeração com espuma de poliuretano, filtro biológico percolador, decantador secundário, recirculação do lodo e recirculação do efluente final. Em todas as fases foram observadas eficiências na remoção da demanda química de oxigênio e demanda bioquímica de oxigênio de 81 a 94% e de sólidos suspensos totais de 71% a 92%. A remoção de sulfetos, na forma de sulfeto de hidrogênio no meio aquoso no tanque de aeração, apresentou uma eficiência de 44,7%, a liberação de gás sulfídrico do tanque de aeração teve uma redução de 70 % e diminuição de até 95% de sulfeto de hidrogênio no ar medido na área da estação. A inovação neste sistema operacional de tratamento foi o desenvolvimento de um sistema de aeração, situado entre o Reator anaeróbio e o filtro biológico percolador, constituído por um compressor com capacidade máxima de vazão de ar de $1.132,7 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ e dez difusores de microbolhas finas tipo prato, com diâmetro de 152,0 mm e porosidade de 0,5 a 1,5 mm, instalados a 1 m de profundidade, dentro do tanque de aeração, com espaçamento de 15,0 cm entre eles, com vazão total de ar de $300 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, mantendo a concentração de oxigênio dissolvido no tanque em média entre 0,5 a $5,3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Palavras chave: ETE, RALF, pré aeração, remoção de sulfeto, lodo.

ABSTRACT

Bad smell originated from the sewage biological treatment results in disturbance to the communities situated around these stations and is harmful to the operators' health. This study presents results obtained from the monitoring of a sewage station treatment aiming to reduce the organic load and total suspended solids from the final effluent as well as the bad smell caused mainly by the hydrogen sulfide. The system comprised a Upflow Anaerobic Sludge Blanked (UASB), a percolator biological filter and secondary decanter. The study was divided into five phases and operated for 271 days. Phase 1 was composed of anaerobic reactor, aeration tank, percolator biological filter and secondary decanter; phase 2 had anaerobic reactor, aeration tank, percolator biological filter, secondary decanter and sludge recirculation; phase 3 had anaerobic reactor, aeration tank, secondary decanter and mud recirculation; phase 4 was composed of anaerobic reactor, aeration tank, percolator biological filter, secondary decanter, mud recirculation and final effluent recirculation, and phase 5 comprised anaerobic reactor, aeration tank with polyurethane foam, percolator biological filter, secondary decanter, mud recirculation and final effluent recirculation. All phases presented efficacy to remove oxygen chemical demand and oxygen biochemical demand ranging from 81 to 94% and total suspended solids from 71 to 92%. The sulfide removal, in the form of hydrogen sulfide in aqueous medium in the aeration tank presented 44,7% efficacy, the aeration tank release of sulphidic gas presented 70% reduction and up to 95% reduction of hydrogen sulfide in the air measured in the station area. The innovation in this operational system of treatment was the development of an aeration system, situated between the anaerobic reactor and the percolator biological filter, comprising a compressor with $1,132.7 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ air flow maximum capacity and ten fine microbubble plate diffusers, with 152.0 mm diameter and 0.5 to 1.5 mm porosity, installed 1m deep, inside the aeration tank, with a 15.0 cm distance between them, $300 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ total air flow and keeping the average dissolved oxygen concentration in the tank from 0.5 to $5.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Key-words: WWTP, UASB, pre-aeration, sulfide removal, sludge.

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Parâmetros exigidos pelas portarias COMANA 430 (2011), SEMA 021 (2009) e Portaria de Outorga da ETE Cará-cará 421 (2009) para lançamento de efluentes em corpos receptores	22
Tabela 4.1- Unidades operacionais em funcionamento avaliadas na ETE Cará - Cará	35
Tabela 4.2 – Condições operacionais da ETE Cará-cará monitoradas durante o período experimental	35
Tabela 4.3 - Relação dos parâmetros analisados na ETE Cará-cará durante o período experimental	36
Tabela 4.4 - Resultados de DQO de entrada, saída e eficiência de remoção (ϵ %) do RALF, tanque de aeração, decantador, eficiência total da ETE (Valor \pm DP) e diferença significativa	37
Tabela 4.5 – Resultados de DBO de entrada, saída e eficiência de remoção (ϵ %) do RALF, tanque de aeração, decantador, eficiência total da ETE (Valor \pm DP) e diferença significativa	39
Tabela 4.6 – Resultados de sólidos suspensos totais de entrada, saída e eficiência de remoção (ϵ %) do RALF, tanque de aeração, decantador, eficiência total da ETE (Valor \pm DP) e diferença significativa	41
Tabela 4.7– Resultados da entrada e saída da ETE para os parâmetros nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato em mg.L^{-1} e eficiência de remoção (ϵ %) para nitrogênio amoniacal (Valor \pm DP (n))	43
Tabela 5.1 - Unidades operacionais em funcionamento avaliadas para remoção de mau odor na ETE Cará-cará em diferentes fases operacionais	50
Tabela 5.2 – Condições operacionais da ETE Cará-cará monitoradas durante o período experimental	51
Tabela 5.3 – Localização dos pontos na ETE Cará-cará para medição da concentração do H_2S no ar	52
Tabela 5.4 – Resultados da saída do RALF, saída do tanque de aeração, relação de OD por sulfeto em e eficiência de remoção (ϵ %) de sulfeto no meio líquido em mg.L^{-1} (Valor \pm DP(n))	54
Tabela 5.5 – Limites de percepção do H_2S em ppm.....	59

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

% ε	Porcentagem de eficiência.
H ₂ O ₂	Peróxido de hidrogênio.
\bar{m}_{in}	valor médio da entrada de cada etapa.
\bar{m}_{out}	valor médio da saída de cada etapa.
≠	Diferente.
APHA	American Public Health Association.
Ca(OH) ₂	Hidróxido de cálcio.
CaO ₂	Óxido de cálcio.
CASAN	Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente.
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio.
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanked.
DQO	Demanda Química de Oxigênio.
EEE	Estações elevatória de esgoto.
ETE	Estação de tratamento de Esgoto.
FBA	Filtro Biológico Percolador.
Fe ²⁺	Ferro II.
Fe ³⁺	Ferro III.
H ₂ S	Sulfeto de hidrogênio.
HS ⁻	Anidrido sulfeto.
IAP	Instituto Ambiental do Paraná.
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
KMnO ₄	Permanganato de Potássio.
L.s ⁻¹	Litros por segundo.
m	Metro.
m ³ .m ⁻² . d ⁻¹	Metro cúbico por metro quadrado por dia.
mg.L ⁻¹	Miligrama por litro.
MgO ₂	Óxido de magnésio.

mm	Milímetro.
NaClO	Hipoclorito de sódio.
NaOH	Hidróxido de sódio.
NO ₂ ⁻	Nitrito.
NO ₃	Nitrato.
O ₂	Oxigênio.
pH	Potencial hidrogeniônico.
PPB	Parte por bilhão.
PPM	Parte por milhão.
QM	Vazão média.
RALF	Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado.
S ⁻²	Ânion sulfeto.
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná.
SEMA	Secretaria de Estado de Meio Ambiente.
SST	Sólidos suspensos totais.
SSV	Sólidos suspensos voláteis.
ST	Sólidos Totais.
SUS	Sistema Único de Saúde .
TDH	Tempo de detenção hidráulica.
µg.L ⁻¹	Micrograma por litro.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 3.1– Fluxograma completo de uma ETE contendo tratamento preliminar composto por gradeamento, desarenador e calha Parshall, Reator anaeróbio, Filtro biológico percolador, decantador secundário, recirculação do efluente ao filtro biológico e do lodo ao reator18
- Figura 3.2 – Tratamento preliminar da ETE Cará-cará:(a) Foto do Gradeamento manual (b) Desenho do desarenador tipo ciclônico e (c) Foto da calha Parshall20
- Figura 3.3 – Esquema do RALF instalado na ETE Cará-cará: (a) corte transversal e (b) em perspectiva20
- Figura 3.4 – Ilustração do filtro biológico instalado na ETE Cará-cará: (a) Foto do cascadeamento de esgoto gerado pelo sistema distribuidor rotativo do filtro biológico percolador sobre o material filtrante e (b) corte transversal do filtro biológico percolador, identificando a entrada, saída do esgoto e sistema de distribuição rotativa 21
- Figura 3.5 (a) – Esquema de entrada de oxigênio no filtro biológico percolador e (b) decantador secundário com detalhes da ponte raspadora, entrada do esgoto e saída do lodo para recirculação22
- Figura 3.6 – Dissociação do H₂S em função do pH.....23
- Figura 3.7 – Métodos de controle do H₂S no sistema de esgoto.....24
- Figura 4.1 – Esquema das operações da ETE Cará-cará para tratamento de esgoto sanitário, com os pontos de coleta de amostras: (1) antes do RALF, (2) após o RALF. (3) após o tanque de aeração, (4) após o FBA e (5) após o decantador secundário.....32
- Figura 4.2 - Tanque de aeração instalado na ETE Cará-cará entre o RALF e o FBA: (a) Difusores, (b) Entrada de ar pressurizado, (c) Entrada de efluente do RALF, (d) Recirculação do efluente final, (e) Preenchimento com flocos de espuma, (f) Rede para contenção de flocos de espuma, (g) Saída do tanque de aeração para o FBA33
- Figura 4.3 – Difusor de microbolha instalado no fundo do tanque de aeração: a).difusor tipo prato, b) difusores em funcionamento espaçados 15,0 cm entre si e a 1,0 m de profundidade34
- Figura 4.4 - Variação de DQO do afluente, RALF, FBA e Decantador para as fases I, II, III, IV e V.38
- Figura 4.5 – Variação de DBO afluente, RALF, FBA e Decantador para as fases I, II, III, IV e V39
- Figura 4.6 – Variação de sólidos suspensos do afluente, RALF, FBA e Decantador para a fase I, II, III, IV e V.....42
- Figura 5.1 – Esquema das operações da ETE Cará-cará para tratamento de esgoto sanitário, com os pontos de coleta de amostras: (1) antes do RALF, (2) após o RALF. (3) após o tanque de aeração, (4) após o FBA e (5) após o decantador secundário.....48
- Figura 5.2 - Tanque de aeração instalado na ETE Cará-cará entre o RALF e o FBA. Detalhes: (a) Difusores, (b) Entrada de ar pressurizado, (c) Entrada de efluente do RALF, (d) Recirculação do efluente final, (e) Preenchimento com flocos de espuma, (f) Rede para contenção de flocos de espuma, (g) Saída do tanque de aeração para o FBA.....49

Figura 5.3 – Difusor de microbolha instalado no fundo do tanque de aeração: a) difusor tipo prato, b) difusores em funcionamento espaçados 15,0 cm entre si e a 1,0 m de profundidade.....	50
Figura 5.4 – ETE Cará-cará com a localização dos pontos para medição da concentração do H ₂ S no ar com JEROME, realizadas em 10/06/14.....	52
Figura 5.5 – Detector portátil de gás sulfídrico de 0 a 1000 ppm	53
Figura 5.6 – Variação da concentração de sulfeto do efluente em mg.L ⁻¹ para as fases II, III, IV e V.....	54
Figura 5.7 - Variação da concentração de sulfeto dos pontos 2 e 3 em mg.L ⁻¹ em função do pH.....	56
Figura 5.8 – Variação da concentração de sulfeto nos pontos 2 e 3 em função do oxigênio dissolvido medido no interior do tanque de aeração em mg.L ⁻¹	57
Figura 5.9 – Variação da concentração de sulfeto nos pontos 2 e 3 em função da DQO.....	58
Figura 5.10 – Concentração de H ₂ S _(g) em ppm, medido com aeração e sem aeração na ETE Cará-cará: (a) realizada nos dias 10 de junho e 10 de julho, ponto 1 e (b) no dia 10 de junho nos demais pontos.....	59
Figura 5.11 – Variação da concentração de H ₂ S _(g) em ppm e temperatura em °C, medidos no período de 03 a 09 de julho.....	60

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS	17
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1. Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por processos biológicos aeróbios	18
3.2 Sistema de Tratamento da ETE Cará-cará.....	19
3.3 Padrões de lançamento de esgoto tratado.....	22
3.4 Remoção de odor na ETE.....	23
3.5 Recirculação do lodo do decantador secundário para o reator anaeróbio	25
3.6 – Considerações.....	27
4. CAPÍTULO 4	28
5. CAPÍTULO 5	45
6. CONCLUSÃO GERAL	62
7. RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	63
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	64

1. INTRODUÇÃO

O tema de investigação desta pesquisa teve como ponto de partida o trabalho desenvolvido e apresentado pelo Engenheiro Eduardo Pacheco Jordão em um Simpósio sobre tratamento de esgoto doméstico, realizado pela SANEPAR, (Companhia de Saneamento do Paraná) em Curitiba.

Segundo Jordão (2012), em uma ETE (Estação de Tratamento de Esgoto) composta por reator anaeróbico e tendo como pós tratamento um filtro biológico percolador, pode-se acrescentar uma unidade de pré aeração ao filtro para diminuição de maus odores e carga orgânica.

Estas melhorias nas ETE são fundamentais, pois segundo Shirmer e Oliveira (2010), um dos maiores problemas da população brasileira é a falta ou ineficiência do tratamento de esgoto. Segundo o Instituto Trata Brasil (2014), 48,3% da população tem acesso à rede coletora de esgoto, porém o índice de tratamento de esgoto é de apenas 38,7 %. A população brasileira, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2013) ultrapassou 200 milhões de habitantes o que significa que aproximadamente 124 milhões de pessoas não têm acesso ao tratamento de esgoto.

Em várias regiões do Brasil devido à falta de esgotamento sanitário um grande número de pessoas são expostas a riscos de saúde pelo contato direto ou indireto com esgotos (GONÇALVES, 2003).

Economicamente sabe-se que esta deficiência em saneamento aumenta significativamente os gastos em saúde pública, conforme Sampaio (2007), para cada real investido em saneamento são economizados cinco reais em gastos com saúde pública.

O tratamento de esgoto iniciou-se na França com Louis Mouras, em 1860, na cidade de Veoul. Aproximadamente duas décadas depois, a fossa Mouras foi patenteada, sendo difundida pela Europa (JORDÃO e PESSÔA, 2011). Modelos otimizados de tanques sépticos foram desenvolvidos na Inglaterra e Alemanha com os tanques Travis e Imhoff em 1903 (CRUZ, 2013). Em 1914 foi construída a primeira estação de lodos ativados em Salford, Inglaterra, sendo que no decorrer do século XX, o processo de tratamento por lodos ativados se consolidou, principalmente nos países desenvolvidos (JORDÃO e PESSÔA, 2011). No Estado

do Paraná, em 1979, foi implantado o sistema de lodos ativados por aeração prolongada, na ETE Belém em Curitiba (CRUZ, 2013).

Devido à necessidade de mão de obra especializada e ao elevado custo de energia elétrica, aliada a crise energética da época, o engenheiro da SANEPAR Celso Savelli Gomes, adaptou um reator anaeróbio desenvolvido pelo professor holandês Galtze Lettinga, para ser usado no estado do Paraná (SANEPAR, 2013).

Assim, a SANEPAR iniciou a implantação de reatores Anaeróbios de Leito Fluidizado (RALF) uma tecnologia que não demanda energia e nem mão de obra especializada para a operação. Porém, somente reatores anaeróbios apresentam deficiência na redução da matéria orgânica o que impossibilita o lançamento de esgoto diretamente nos corpos receptores (GONÇALVES; ARAÚJO, CHERNICHARO, 1997). Portanto, faz-se necessário um pós tratamento, que no estudo em questão é o filtro biológico percolador (FBA).

Aisse e Sobrinho (2001), avaliaram o sistema UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), e filtro biológico aerado submerso, com os resultados obtidos observou-se que o sistema pode ser capaz de operar sem problemas e fornecer um efluente com DQO (Demanda Química de Oxigênio) menor de 150 mg.L^{-1} e DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) menor que 60 mg.L^{-1} , atendendo a legislação do Estado do Paraná.

Abreu e Zaiat (2008), analisaram o desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário e verificaram que em todos os resultados obtidos ficou evidenciado a importância do pós tratamento aeróbio na remoção da parcela orgânica não removida em tratamento unicamente anaeróbio.

Giustina; Miranda e Monteggia (2010), estudaram a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos por uma nova configuração de biofiltro aeróbio submerso o BAS multiestágio, composto por uma câmara anaeróbia, uma aeróbia e outra anóxica, todas em série, para o pós tratamento de efluente do UASB. As eficiências obtidas para os parâmetros DBO, DQO e sólidos suspensos foram superiores a 85 %, com o efluente apresentando alto grau de estabilização e valores de DBO menores que 10 mg.L^{-1} . Este sistema de pós tratamento mostrou-se uma excelente alternativa para o tratamento de esgoto sanitário, com atendimento dos padrões legais de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos.

Almeida; Oliveira e Chernicharo (2011), estudaram o sistema UASB/FBA sem decantador secundário e concluíram que pode ser uma alternativa para a simplificação operacional da tecnologia, o sucesso fica condicionado ao correto

gerenciamento do lodo anaeróbico do reator UASB, a fim de que sejam evitadas sobrecargas nos FBA. Porém para o atendimento da legislação sem o emprego de decantadores as cargas orgânicas volumétricas nos FBA foram entre 0,30 a 0,40 kg DBO.m³.d⁻¹.

Um dos desafios deste modelo de ETE é o tratamento do excesso do lodo gerado pelo filtro aeróbico, que se não for frequentemente recirculado para o reator anaeróbico, compromete a qualidade do efluente final. O retorno do lodo foi estudado por Pontes (2003), Gonçalves et al. (2001), Caseiro; Piveli e Sobrinho (2006), Pontes e Chernicharo, (2009) e a conclusão de todos estes trabalhos foi que este processo não causa nenhum efeito negativo com relação à eficiência do reator anaeróbico na remoção de DQO, DBO e sólidos suspensos totais, pelo contrário, é uma alternativa economicamente viável e não prejudica a qualidade do esgoto sanitário a ser lançado nos rios.

Outro inconveniente do conjunto RALF e FBA é a redução de sulfatos a sulfetos que ocorre nas unidades anaeróbicas e como o esgoto é distribuído de forma a gerar turbulência no FBA, ocorre à liberação deste gás gerando maus odores, tanto na ETE quanto no seu entorno provocando diversas reclamações das populações vizinhas. Segundo Metcalf e Eddy (1991), a exposição prolongada a este gás pode dificultar a respiração, causar vômito, perturbação mental, náuseas, entre outras.

Diversos estudos estão sendo realizados no sentido de inibir a geração ou propiciar a eliminação do H₂S em sistemas de esgoto. Podem ser citados como principais métodos de controle a elevação do pH com adição de alcalinizantes, adição de receptores alternativos de elétrons (oxigênio, nitrito, nitrato), utilização de oxidantes químicos (oxigênio, peróxido de hidrogênio, hipoclorito de sódio) e sais de ferro (LOMAS et al.2005 citado por ZHANG, 2008).

Segundo Rajbansi; Sarkar e Hobbs, (2013), muitas ETE utilizam adsorvente, como carvão ativado por exemplo, para redução de compostos odoríferos. Lebrero et al. (2014) estudaram duas biotecnologias convencionais (um biofiltro à base de composto Pindstrup Mosebrug SAE, Espanha, um filtro preenchido com espuma de poliuretano), e um biorreator de membrana de fibra oca. Agrahari et al. (2013) testou membranas para a remoção de maus odores.

Dessa maneira o foco principal desta pesquisa é avaliar uma ETE composta por RALF, FBA e Decantador Secundário na redução de matéria orgânica e maus odores com a inserção de uma etapa intermediária de aeração.

A dissertação foi redigida na forma de capítulos. Após a apresentação da justificativa e uma breve introdução (Capítulo 1), no Capítulo 2, foi abordado o objetivo principal, e os específicos. Para um melhor entendimento do texto como um todo, no Capítulo 3 foi elaborada uma revisão de literatura, contemplando os assuntos relacionados com os objetivos do trabalho. O artigo do Capítulo 4, refere-se à operação de um sistema de tratamento biológico de esgoto sanitário composto por reator anaeróbio de leito fluidizado e filtro percolador com inserção de uma etapa intermediária de aeração, com foco na redução da matéria orgânica e recirculação do lodo. Já no Capítulo 5, o segundo artigo refere-se à redução de maus odores na ETE, considerando as inovações operacionais propostas, com a operação de um sistema de aeração por difusores de microbolhas finas.

Por fim, é apresentada uma conclusão geral (Capítulo 6), na qual são relatadas observações gerais através dos dados obtidos na pesquisa.

2. OBJETIVOS

Esta de pesquisa teve como principal objetivo a redução de matéria orgânica e sulfetos de um sistema de tratamento biológico de esgoto sanitário composto por reator anaeróbio de leito fluidizado e filtro percolador com inserção de uma etapa intermediária de aeração.

A fim de conhecer as especificidades do sistema, foram propostos os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica (DQO e DBO), sólidos suspensos totais, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, sulfetos (no meio aquoso e no ar da área interna da ETE) e sólidos sedimentáveis, com algumas variações das unidades operacionais sequenciais na ETE, tais como: recirculação do lodo do decantador secundário para ser digerido no RALF, recirculação do efluente final ao tanque de aeração e funcionamento do sistema de distribuição rotativa do filtro biológico aeróbio.

- Avaliar o sistema de difusores de microbolhas finas na etapa intermediária de aeração entre RALF e FBA, para redução de maus odores na fase líquida das unidades operacionais e no ar na área interna da ETE.

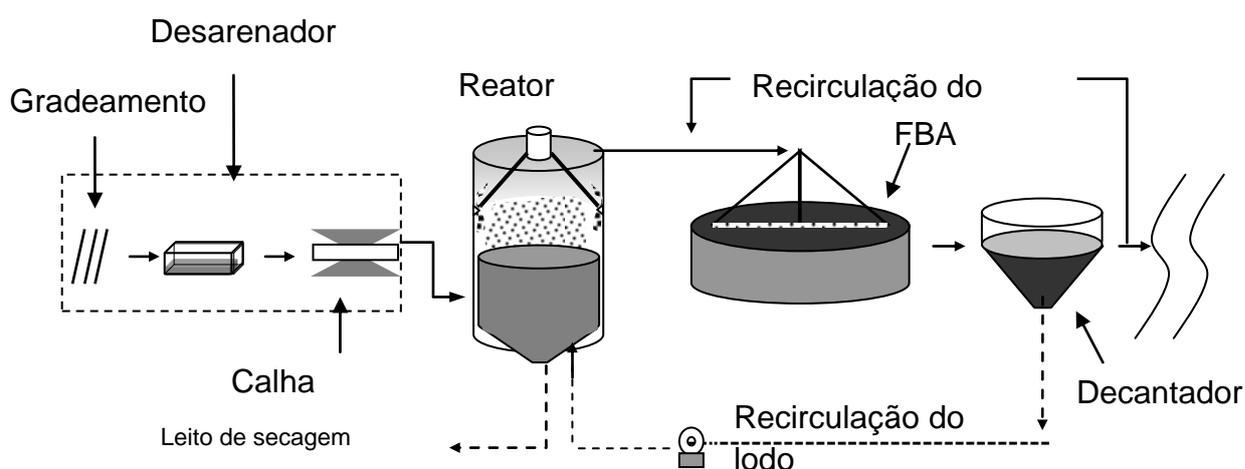
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo serão descritas e discutidas as fases do processo de tratamento de esgoto da ETE Cará-cará, em que o trabalho foi desenvolvido, bem como os problemas de maus odores gerados pelo gás sulfídrico e as formas de tratamento mais utilizadas. Também será abordada a literatura científica sobre os procedimentos de retorno do lodo aeróbio do decantador secundário para ser digerido no RALF.

3.1. Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por processos biológicos aeróbios

A utilização da combinação de processos anaeróbios e aeróbios, (Figura 3.1) para obtenção de um efluente final com DBO entre 20 a 30 mg.L⁻¹ e sólidos suspensos menor que 30 mg.L⁻¹ vem sendo aplicado pelas empresas de saneamento no Brasil (SOBRINHO; JORDÃO, 2001).

Figura 3.1– Fluxograma completo de uma ETE contendo tratamento preliminar composto por gradeamento, desarenador e calha Parshall, Reator anaeróbio, Filtro biológico percolador, decantador secundário, recirculação do efluente ao filtro biológico e do lodo ao reator anaeróbio



Fonte: Adaptado de SOBRINHO e JORDÃO (2001).

Três ETE com reator anaeróbico seguido de filtro biológico percolador de alta taxa, com meio suporte de pedras britas nº 4, foram projetadas e já estão operando desde o ano de 1998 nas cidades de Londrina e Cambé no Estado do Paraná. O efluente final da ETE de Cambé vem apresentando resultados de DBO menores que 30 mg.L^{-1} . (SOBRINHO; JORDÃO, 2001). O fluxograma deste modelo de ETE está apresentado na Figura 3.1.

Com os bons resultados das ETE de Londrina e Cambé a SANEPAR, difundiu esta tecnologia para as demais regiões do Estado, como por exemplo, na cidade de Ponta Grossa onde foram construídas duas estações deste modelo, a ETE Gertrudes em 2003 e a ETE Cará-cará em 2009.

3.2 Sistema de Tratamento da ETE Cará-cará

O processo de tratamento de esgoto tem por objetivo tratar um fluido constituído basicamente por esgoto doméstico, águas de infiltração, contribuições pluviais parasitárias, parcelas de fossas sépticas além de esgotos industriais lançados de maneira clandestina nas redes coletoras (CRUZ, 2013).

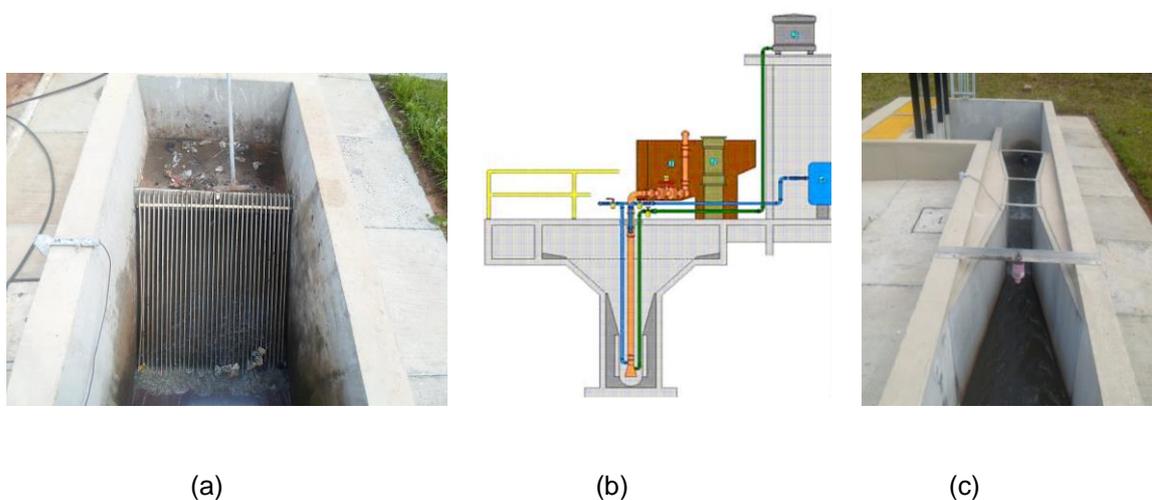
A primeira etapa do processo consiste em um gradeamento (Figura 3.2a), para a remoção de materiais sólidos grosseiros, que possam vir a prejudicar as demais fases do processo.

Para a remoção de areia, pedriscos e outros materiais inertes foi utilizado desarenador tipo ciclônico, (Figura 3.2b) onde o mecanismo básico de retenção destes materiais é a sedimentação. As partículas mais pesadas sedimentam e a matéria orgânica em suspensão segue para as etapas biológicas de tratamento (CRUZ, 2013).

A última etapa do tratamento preliminar é a medição de vazão, através da calha Parshall e medidor ultrassônico de vazão (Figura 3.2c), fundamental para o controle da velocidade de fluxo no desarenador e medição de esgoto afluente.

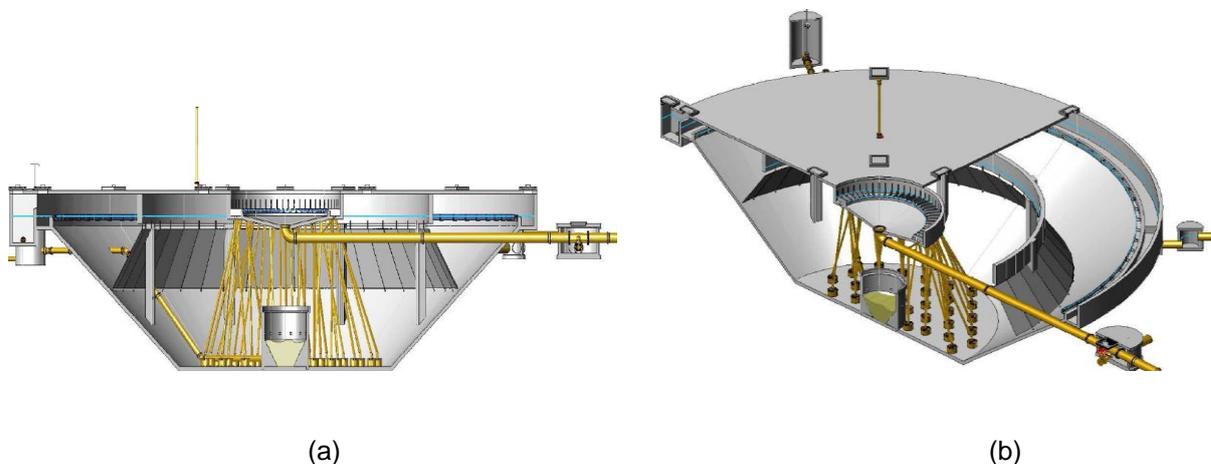
O princípio de funcionamento do RALF, consiste em um fluxo ascendente de esgoto contra um manto de lodo com elevada atividade biológica. A matéria orgânica é estabilizada no manto e a mistura realizada pelo fluxo ascensional do esgoto e bolhas de biogás (SANEPAR, 2013). O desenho esquemático do RALF está representado na Figura 3.3 a (corte transversal) e Figura 3.3 b (em perspectiva).

Figura 3.2 – Tratamento preliminar da ETE Cará-cará: (a) Foto do Gradeamento manual (b) Desenho do desarenador tipo ciclônico e (c) Foto da calha Parshall



Fonte: O autor (a) e (c). Figura (b) SANEPAR (2013).

Figura 3.3 – Esquema do RALF instalado na ETE Cará-cará: (a) corte transversal e (b) em perspectiva



Fonte: SANEPAR (2013).

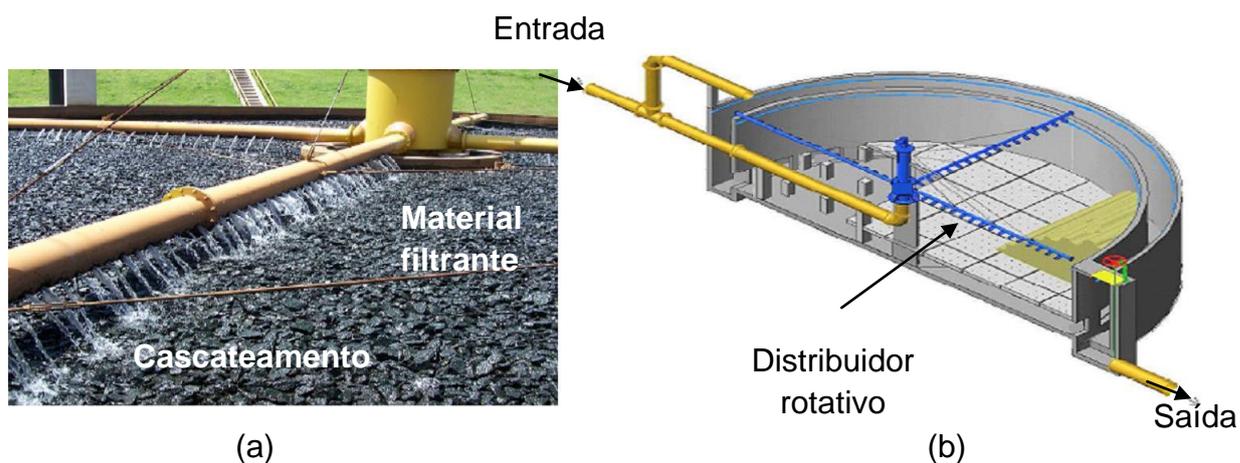
Diversas reações ocorrem dentro do reator, a matéria orgânica é hidrolisada, fracionando as cadeias longas em cadeias menores. Após isso a matéria orgânica é transformada em ácidos graxos voláteis por bactérias acidogênicas. Bactérias acetogênicas convertem estes ácidos a acetatos que serão utilizados por bactérias metanogênicas para produção do gás metano. Com estas reações o esgoto é convertido em gás carbônico, gás metano e água. Pode ocorrer a redução de sulfato

a sulfeto produzindo gás sulfídrico, principal causador de maus odores nas ETE (CRUZ, 2013).

Como na ETE Cará-cará o pós tratamento do RALF é o filtro biológico percolador, este mau odor gerado pela decomposição do sulfato é intensificado no filtro, devido ao cascadeamento ocasionado pela aspensão do esgoto sobre o material filtrante, conforme Figuras 3.4 (a) e 3.4 (b), motivo de incômodo e reclamações dos moradores vizinhos a estação.

O filtro biológico percolador é um sistema aeróbio de tratamento de esgoto. O fluxo de esgoto é descendente, há um meio suporte, geralmente pedra brita número 4, no qual os microrganismos se fixam e realizam a degradação da matéria orgânica.

Figura 3.4 – Ilustração do filtro biológico instalado na ETE Cará-cará: (a) Foto do cascadeamento de esgoto gerado pelo sistema distribuidor rotativo do filtro biológico percolador sobre o material filtrante e (b) corte transversal do filtro biológico percolador, identificando a entrada, saída do esgoto e sistema de distribuição rotativa

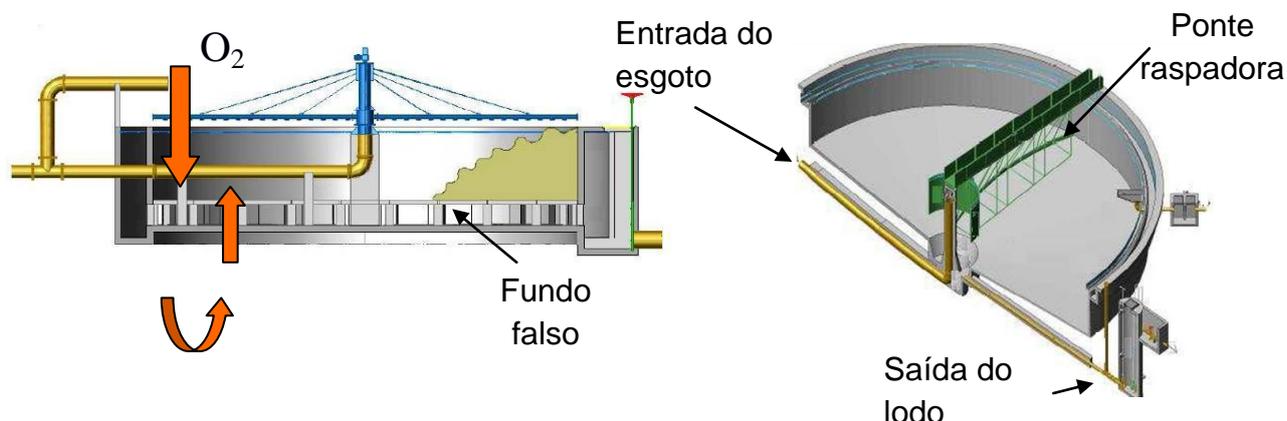


Fonte: O autor (a) e (b) SANEPAR (2013).

O oxigênio entra pelas canaletas laterais e pelo fundo falso do filtro com fluxo contrário ao do esgoto, como pode ser verificado na Figura 3.5 (a).

Devido a grande quantidade de lodo gerado no filtro biológico percolador, faz-se necessário um decantador secundário (Figura 3.5 b) para remoção dos sólidos do efluente. O lodo é separado por decantação e recirculado ao início do processo da ETE.

Figura 3.5 (a) – Esquema de entrada de oxigênio no filtro biológico percolador e (b) decantador secundário com detalhes da ponte raspadora, entrada do esgoto e saída do lodo para recirculação



Fonte: SANEPAR (2013).

3.3 Padrões de lançamento de esgoto tratado

O conjunto de tratamento biológico implantado na ETE Cará-cará, RALF seguido de FBA e decantador secundário têm-se mostrado eficiente na remoção da carga orgânica a ponto de se enquadrarem nos parâmetros exigidos pela portaria vigente SEMA n° 021 (2009), CONAMA n° 430 (2011) e portaria de outorga n° 421 (2009), que determinam os padrões de qualidade dos efluentes, para o lançamento posterior em corpos receptores. A Tabela 3.1 identifica os limites exigidos por estas portarias.

Tabela 3.1 – Parâmetros exigidos pelas portarias COMANA 430 (2011), SEMA 021 (2009) e Portaria de Outorga da ETE Cará-cará 421 (2009) para lançamento de efluentes em corpos receptores

PARÂMETROS	CONAMA 430	SEMA 021	PORTARIA 421
DBO	Redução mínima de 60%	90 mg.L ⁻¹	60 mg.L ^{-1*}
DQO	-	225 mg.L ⁻¹	150 mg.L ^{-1*}
Óleos vegetais e gorduras animais	-	50 mg.L ^{-1*}	-
Óleos minerais	-	20 mg.L ^{-1*}	-
Sólidos sedimentáveis	< 1mL.L ^{-1*}	-	-
Sólidos suspensos	-	-	60 mg.L ^{-1*}
Ph	Entre 5 e 9*	-	-
Temperatura	< 40°C*	-	-
Materiais flutuantes	Ausente*	-	-

*Limite de lançamento de esgoto sanitário a ser atendido pela Companhia de Saneamento do Paraná. Fonte: Resolução CONAMA 430 (2011), Resolução SEMA 021 (2009) e Portaria de Outorga 421 (2009) da Águas Paraná.

3.4 Remoção de odor na ETE

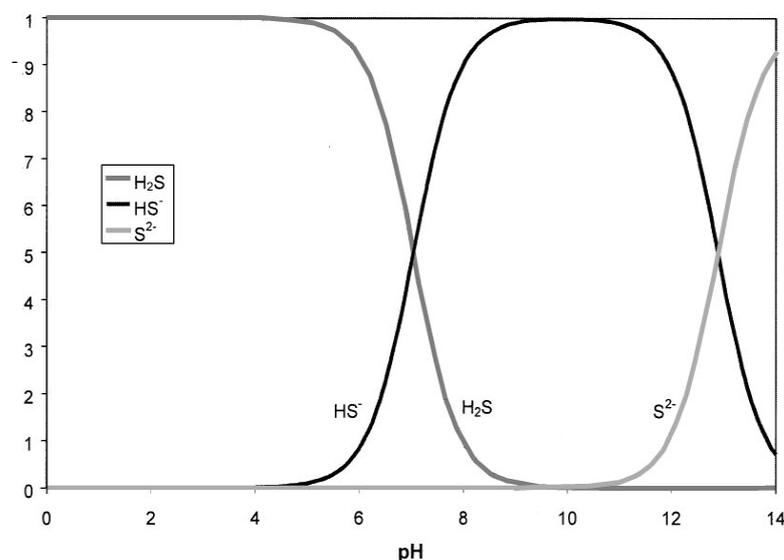
A partir do momento em que o esgoto é coletado nas residências, dependendo das condições de escoamento da rede coletora, pode-se ter a geração de odores. Em altas concentrações e em condições de grande agitação ou turbulência, como ocorre em ETE composta por reator anaeróbio e filtro biológico percolador, há dispersão dos gases do meio líquido para o ar. Uma vez presentes na atmosfera, os gases podem gerar mau cheiro (SANEPAR, 2013).

Desta mistura de gases, o gás sulfídrico ($\text{H}_2\text{S}_{(g)}$) é o principal gás causador de mau odor em uma ETE, pode ser percebido a baixas concentrações da ordem de $\mu\text{g.L}^{-1}$ (micro gramas por litro). Em um plano de redução de odor em uma estação se o controle de emissão do gás sulfídrico for efetuado de uma maneira eficaz, todas as outras fontes de odores acabam ficando em segundo plano e o resultado é a minimização das reclamações das populações vizinhas a ETE (SANEPAR, 2013).

Segundo Gostelow; Parsons e Stuetz, (2001), somente o sulfeto de hidrogênio (H_2S), causa maus odores, porque nesta forma, pode ser transferido da interface líquido - ar, dando origem à emissão de $\text{H}_2\text{S}_{(g)}$.

Em pH 7, 50% do H_2S está nesta forma, em condições ácidas os problemas de odor tendem a aumentar porque a medida que o pH diminui aumenta a formação de (H_2S), e diminui a espécie HS^- que não é causadora de mau odor, conforme Figura 3.6 (HARKNESS 1980, citado por GOSTELOW; PARSONS; STUETZ, 2001).

Figura 3.6 – Dissociação do H_2S em função do pH

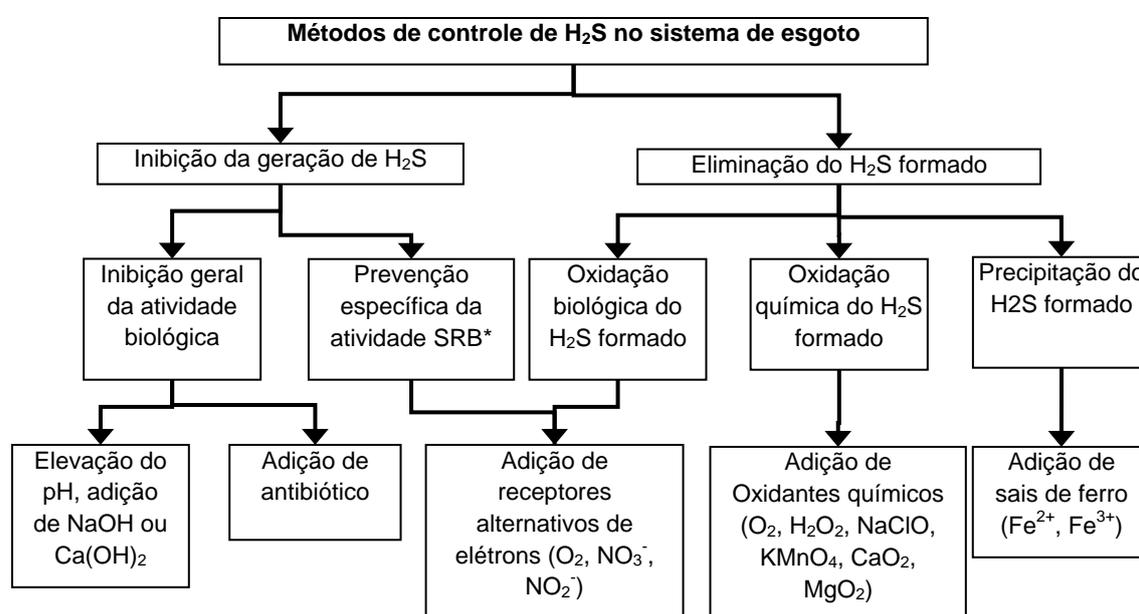


Fonte: HARKNESS (1980), citado por GOSTELOW; PARSONS, STUETZ, (2001).

Devido ao pH do esgoto ser próximo a 7, o sulfeto de hidrogênio encontra-se principalmente nas formas de $\text{H}_2\text{S}_{(\text{aq})}$ e HS^- . A espécie S^{2-} começa a ser formada em um pH próximo a 12, o que não ocorre nos esgotos domésticos (YANG et al. 2005 citado por ZHANG, 2008).

Diversos estudos estão sendo realizados no sentido de inibir a geração ou propiciar a eliminação do H_2S em sistemas de esgoto, os principais métodos de controle estão apresentados na Figura 3.7.

Figura 3.7 – Métodos de controle do H_2S no sistema de esgoto



*SRB (Bactérias Redutoras de Sulfato).

Fonte: LOMAS et al. (2005) citado por ZHANG (2008).

Atualmente, muitas ETE usam adsorventes para remoção de compostos odoríficos da fase líquida dos esgotos, tais como: carvão ativado, sílica gel, zeólitos, alumina ativada e resinas sintéticas. O carvão ativado é amplamente utilizado para a remoção de compostos orgânicos voláteis, por adsorção física. (Rajbansi; Sarkar e Hobbs, 2013).

Lebrero et al. (2014) estudaram duas biotecnologias convencionais um biofiltro à base de composto (Pindstrup Mosebrug SAE, Espanha), um filtro preenchido com espuma de poliuretano e um biorreator de membrana de fibra oca para redução de odores das águas residuárias em uma ETE. Os tempos de

detenção foram de 4 a 84 segundos com alta taxa de recirculação. A membrana era de silicone com diâmetro interno de 47,5 mm e espessura da parede de 13,75 mm. O biorreator de membrana removeu completamente metil-mercaptana e tolueno em todos os tempos testados.

A utilização de membranas de fibra oca para a remoção de H₂S dissolvido presente em águas residuárias de ETE, também foi testada por Agrahari et al. (2013). Na pesquisa foi utilizado esgoto sintético, as concentrações de H₂S variaram entre 600 a 1600 mg.L⁻¹ e o sistema se mostrou muito eficiente com uma remoção superior a 98%. O tamanho dos poros das membranas eram de 30 nm, com porosidade de 0,4 µm.

Para a escolha do melhor método a adotar, devem ser levados em consideração critérios técnicos, econômicos, ambientais, além dos resultados qualitativos e quantitativos (CHERNICHARO et al. 2010).

Segundo Chernicharo et al. (2010), se a estação dispuser de um sistema aeróbio de fase líquida para o pós-tratamento do efluente do RALF, esta será a forma mais simples e de melhor custo-benefício para o tratamento deste gás. Conforme Zhang et al. (2008), uma das vantagens da injeção de ar na redução de sulfetos é a sua não toxicidade se comparado a adição de produtos químicos e diminuição da DBO.

A aeração com oxigênio puro ou com ar difuso de bolhas finas em efluentes pode ser usada para minimizar odores. O oxigênio pode atuar de formas distintas: oxidando os compostos de enxofre convertendo-os em sulfatos; desprendendo o gás sulfídrico do meio líquido através de turbilhonamento; modificando o meio e favorecendo os microrganismos aeróbios que em presença de oxigênio não se formam gás sulfídrico (COSTA, 2014).

Como pode ser observado, muitas pesquisas são desenvolvidas com o intuito de diminuir a sensibilidade olfativa da população circunvizinha das ETE, que inicialmente eram instaladas em áreas com uma densidade populacional relativamente baixa. Porém, com o crescimento das cidades há espalhamento de residências que chegam até as proximidades das ETE.

3.5 Recirculação do lodo do decantador secundário para o reator anaeróbio

Devido à elevada concentração de material orgânico não estabilizado encontrado no lodo de filtro biológico, há necessidade de ser tratado. O principal

processo utilizado para a conversão do material orgânico contido no lodo é a digestão anaeróbia (PONTES, 2003).

O modelo de ETE estudado neste trabalho permite o retorno do lodo do decantador secundário para ser digerido no RALF.

Os reatores anaeróbios tem se mostrado uma boa alternativa para tratamento primário de biofiltros aeróbios, principalmente para a realidade brasileira. O processo de gerenciamento do lodo é facilitado pela possibilidade de recirculação do lodo aeróbio para digestão no interior do reator anaeróbio (GONÇALVES et al. 2001).

O tratamento do lodo aeróbio no reator anaeróbio estabiliza o material orgânico, reduz o volume do lodo, acrescenta ao lodo características favoráveis à remoção da umidade e permite sua utilização como adubo para fins agrícolas (METCALF e EDDY, 1991).

Estudo realizado por Gonçalves et al. (2001) sobre o desempenho de um reator UASB na digestão de esgoto sanitário e lodo aeróbio descartado de biofiltros aerados submersos, mostrou que com recirculação contínua de lodo aeróbio, o reator anaeróbio não perdeu em eficiência em relação aos parâmetros sólidos totais e DQO e o sistema UASB mais biofiltro aeróbio submerso apresentou um efluente de ótima qualidade com sólidos suspensos totais menor que 30 mg.L^{-1} e DQO menor que 90 mg.L^{-1} .

Outra observação importante neste estudo foi que o lodo descartado do reator UASB apresentou baixas concentrações de sólidos voláteis (57%), podendo ser desaguado em leitos de secagem. Os sólidos suspensos totais do lodo descartado apresentaram uma concentração de 5%, sem odor e com coloração escura podendo-se afirmar que o adensamento e digestão de lodo aeróbio em reatores UASB, é uma pratica viável dos pontos de vista operacional e de economia de recursos Gonçalves et al. (2001).

Caseiro, Piveli e Sobrinho (2006) também estudaram o comportamento de dois reatores UASB um recebendo apenas esgoto doméstico e outro tratando esgoto doméstico e digerindo lodo aeróbio excedente e observaram que a eficiência do reator na remoção de DQO se manteve em 70%. A DQO média afluente observada era de 446 mg.L^{-1} e o resultado médio do efluente foi de $198 \pm 158 \text{ mg.L}^{-1}$, para o

reator que recebia uma vazão de 24 L.d^{-1} de lodo aeróbio e $234 \pm 157 \text{ mg.L}^{-1}$ para o efluente do reator que recebia apenas esgoto sanitário.

Pontes e Chernicharo, (2009) estudaram o efeito do retorno do lodo aeróbio sobre as características da biomassa presente em reatores UASB tratando esgoto sanitário. Considerando os resultados da escala piloto deste estudo, pode-se observar que para os parâmetros sólidos suspensos totais, DBO e DQO não foram encontrados nenhum efeito negativo com a prática da recirculação do lodo aeróbio para o reator anaeróbio.

Os valores de DQO efluente do reator anaeróbio variaram de 119 a 139 mg.L^{-1} , com DQO afluente variando de 522 a 524 mg.L^{-1} . Os resultados da DBO efluente ficaram entre 63 a 74 mg.L^{-1} com uma concentração afluente de 301 a 315 mg.L^{-1} . Para os sólidos suspensos totais os valores efluentes do reator anaeróbio foram de 25 a 32 mg.L^{-1} , com um esgoto afluente de 206 a 226 mg.L^{-1} (PONTES ; CHERNICHARO, 2009).

3.6 – Considerações

Para avaliar a eficiência da ETE foram simuladas propositalmente diversas situações operacionais divididas em 5 fases, tais como: (I) ausência da etapa aeróbia após o reator anaeróbio, e sem recirculação do lodo aeróbio para ser digerido no RALF, (II) sem recirculação do efluente final para o FBA, (III) sem o funcionamento do sistema de distribuição rotativa do FBA, (IV) tanque de aeração sem espuma e (V) tanque de aeração com espuma de poliuretano.

Foram avaliadas em todas as fases do trabalho a remoção de matéria orgânica, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e sulfeto. A apresentação e discussão dos resultados serão apresentadas nos Capítulos 4 e 5.

CAPÍTULO 4

Avaliação de um sistema de tratamento biológico de esgoto sanitário composto por reator anaeróbio de leito fluidizado e filtro percolador com inserção de uma etapa intermediária de aeração

Evaluation of a sewage biological treatment system comprising Upflow Anaerobic Sludge Blanked reactor and percolator filter with the insertion of an aeration intermediate phase

Resumo

Este trabalho tem por objetivo avaliar o desempenho de uma estação de tratamento de esgoto composta por RALF (reator anaeróbio de leito fluidizado), um tanque com injeção de ar comprimido por difusores de microbolhas finas, filtro biológico percolador, decantador secundário com retorno do lodo aeróbio para o reator anaeróbio. Foi desenvolvido um sistema de aeração por difusores de microbolhas finas para minimizar os problemas de maus odores causados pela liberação de sulfeto de hidrogênio, comum a todas as ETE (estação de tratamento de esgoto) com processo anaeróbio. O estudo foi dividido em cinco fases, foi operado durante 271 dias, onde a fase I foi composta por reator anaeróbio, filtro biológico percolador e decantador secundário, fase II reator anaeróbio, tanque de aeração, filtro biológico percolador, decantador secundário e recirculação do lodo, fase III reator anaeróbio, tanque de aeração, decantador secundário e recirculação do lodo, fase IV reator anaeróbio, tanque de aeração, filtro biológico percolador, decantador secundário, recirculação do lodo e recirculação do efluente final e fase V reator anaeróbio, tanque de aeração com espuma de poliuretano, filtro biológico percolador, decantador secundário, recirculação do lodo e recirculação do efluente final. O TDH médio foi de 17,7 horas para o RALF, 12 minutos no tanque de aeração e 4,7 horas no filtro biológico. Foram testadas concentrações de oxigênio dissolvido de 0,5 a 5,3 mg.L⁻¹ de O₂ nas fases II, III, IV e V. Os principais resultados foram 90% de redução da carga orgânica e 92% para sólidos suspensos totais.

Palavras – chave: Esgoto, RALF, Pré aeração, Filtro Percolador, lodo.

Abstract

This study aims to evaluate the performance of a sewage treatment station composed of UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanked), a tank with compressed air injection through fine microbubble diffusers, a percolator biological filter, a secondary decanter with aerobic sludge return to the anaerobic reactor. An aeration system was developed through fine microbubble to minimize the bad smell problems caused by the release of hydrogen sulfide, common to all WWTP (wastewater treatment plant) with anaerobic processes. The study was divided into five phases and operated for

271 days. Phase I was composed of anaerobic reactor, aeration tank, percolator biological filter and secondary decanter; phase II had anaerobic reactor, aeration tank, percolator biological filter, secondary decanter and sludge recirculation; phase III had anaerobic reactor, aeration tank, secondary decanter and mud recirculation; phase IV was composed of anaerobic reactor, aeration tank, percolator biological filter, secondary decanter, mud recirculation and final effluent recirculation, and phase V comprised anaerobic reactor, aeration tank with polyurethane foam, percolator biological filter, secondary decanter, mud recirculation and final effluent recirculation. The average HRT (hydraulic retention time) was 17.7 hours for the FBAR, 12 minutes in the aeration tank and 4.7 hours in the biological filter. Dissolved oxygen concentrations from 0.5 to 5.3 mg.L⁻¹ O₂ in the phases II, III, IV and V were tested. The main results were 90% organic load reduction and 92% total suspended solids reduction.

Key-words: sewage, UASB, pre-aeration, percolator filter, sludge.

4.1 Introdução

As tecnologias aeróbias convencionais para o tratamento de esgoto doméstico, como lodos ativados, demandam elevado investimento para implantação, altos custos para operação e necessidade de mão de obra especializada, quando comparadas as anaeróbias (KASSAB et al. 2010).

Em função do baixo custo e facilidade operacional, aliado ao clima favorável os reatores anaeróbios tem sido largamente empregados no processo de tratamento de esgoto no Brasil (HIRAKAWA; PIVELI e SOBRINHO, 2002).

Porém, os processos anaeróbios, não removem a matéria orgânica a ponto de alcançar os padrões de lançamento exigidos pelos órgãos ambientais, sendo então necessária uma etapa de pós tratamento (GONÇALVES; ARAÚJO e CHERNICARO, 1997). A fim de se tratar e estabilizar o lodo gerado no processo aeróbio, o mesmo pode ser recirculado ao reator anaeróbio (PONTES; CHERNICARO, 2009).

Aisse e Sobrinho (2001), avaliaram o sistema UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), filtro biológico aerado submerso com decantador secundário tratando esgoto sanitário, com retorno do lodo aeróbio para o reator anaeróbio. Os resultados do efluente final foram excelentes 66 ± 17 mg.L⁻¹, 34 ± 39 mg.L⁻¹ e 34 ± 12 mg.L⁻¹, respectivamente para DQO, DBO e SST. As eficiências de remoção de carga orgânica e sólidos foram acima de 80%, chegando a 88% para DBO.

Abreu e Zaiat (2008), analisaram o desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário variando os tempos de detenção

hidráulica (TDH) dos reatores. Operando apenas o reator anaeróbio com TDH de 10 horas a DQO de $389 \pm 70 \text{ mg.L}^{-1}$, foi reduzida para $137 \pm 16 \text{ mg.L}^{-1}$. Utilizando a combinação de reatores anaeróbio-aeróbio a DQO passou de $259 \pm 69 \text{ mg.L}^{-1}$, para $93 \pm 31 \text{ mg.L}^{-1}$ com TDH de 12 horas. Segundo os autores, a comparação de todos os resultados evidenciou a importância da combinação do tratamento anaeróbio seguido do aeróbio para a remoção da matéria orgânica.

Gonçalves et al. (2001) estudou o desempenho de um reator UASB com biofiltros aerados como pós tratamento com recirculação do lodo aeróbio para ser digerido no reator anaeróbio, tratando esgoto sanitário e obteve um efluente de ótima qualidade com sólidos suspensos totais sendo reduzido de $142 \pm 63 \text{ mg.L}^{-1}$ para valores menores que 30 mg.L^{-1} e DQO de $499 \pm 369 \text{ mg.L}^{-1}$ atingindo resultados inferiores a 90 mg.L^{-1} ,

A recirculação do lodo gerado na fase aeróbia para ser digerido e estabilizado no reator anaeróbio foi estudado por Pontes (2003), Gonçalves et al. (2001), Caseiro, Piveli e Sobrinho (2006), Pontes e Chernicharo, (2009) e a conclusão de todos estes trabalhos foi que este processo não causa nenhum efeito negativo quanto a remoção de matéria orgânica, sólidos ou estabilidade do lodo, pelo contrário, é uma alternativa economicamente viável e não prejudica a qualidade do processo.

Esta combinação de reatores, além de promover grande melhoria na remoção da carga orgânica, pode ser importante na remoção de sulfetos, componente dominante relacionado com odores no processo de tratamento, podendo ser perceptível em concentrações abaixo de microgramas por litro ($\mu\text{g.L}^{-1}$) (GOSTELOW; PARSONS; STUETZ, 2001).

Os parâmetros legais para lançamento de efluentes nos corpos receptores estão descritos nas portarias SEMA Paraná nº 021 (2009), CONAMA nº 430 (2011) e portaria de outorga nº 421 (2009). Os principais parâmetros e os limites mais restritivos para o lançamento de efluentes tratados para a ETE Cará-cará são: DQO 150 mg.L^{-1} , DBO 60 mg.L^{-1} , sólidos suspensos totais 60 mg.L^{-1} , pH 5 a 9, sólidos sedimentáveis menor que 1 mL.L^{-1} , óleos e graxas minerais menor que 20 mg.L^{-1} , animais menor que 50 mg.L^{-1} , temperatura inferior a $40 \text{ }^\circ\text{C}$ e ausência de materiais flutuantes.

O objetivo deste trabalho foi monitorar a eficiência do tratamento biológico de uma ETE tratando esgoto sanitário, propondo algumas inovações nas condições

operacionais, tais como: (i) recirculação contínua da vazão do lodo do decantador secundário para digestão no RALF com vazão de $1,2 \text{ L.s}^{-1}$, (ii) inserção de aeração com difusores de microbolhas finas entre o RALF e FBA, (iii) recirculação do efluente final para o FBA e (iiii) colocação de espuma de poliuretano no tanque de aeração, para a remoção de matéria orgânica expressa como DBO e DQO e redução de sólidos suspensos totais.

4.2 Metodologia

4.2.1 Unidade experimental

A pesquisa foi realizada na estação de tratamento de esgoto Cará-Cará, operada pela Companhia de Saneamento do Paraná, localizada no município de Ponta Grossa, Paraná. A estação atende a aproximadamente 30.000 habitantes, com uma vazão média de esgoto de $14,08 \text{ L.s}^{-1}$.

O sistema foi monitorado durante 271 dias de operação. Para calcular a eficiência das etapas do processo foi utilizada a Equação 1:

$$\mathcal{E}(\%) = 100 - \left(\frac{\bar{m}_{out} \times 100}{\bar{m}_{in}} \right) \quad (4.1)$$

onde:

% \mathcal{E} – porcentagem de eficiência

\bar{m}_{out} - valor médio do efluente de cada etapa.

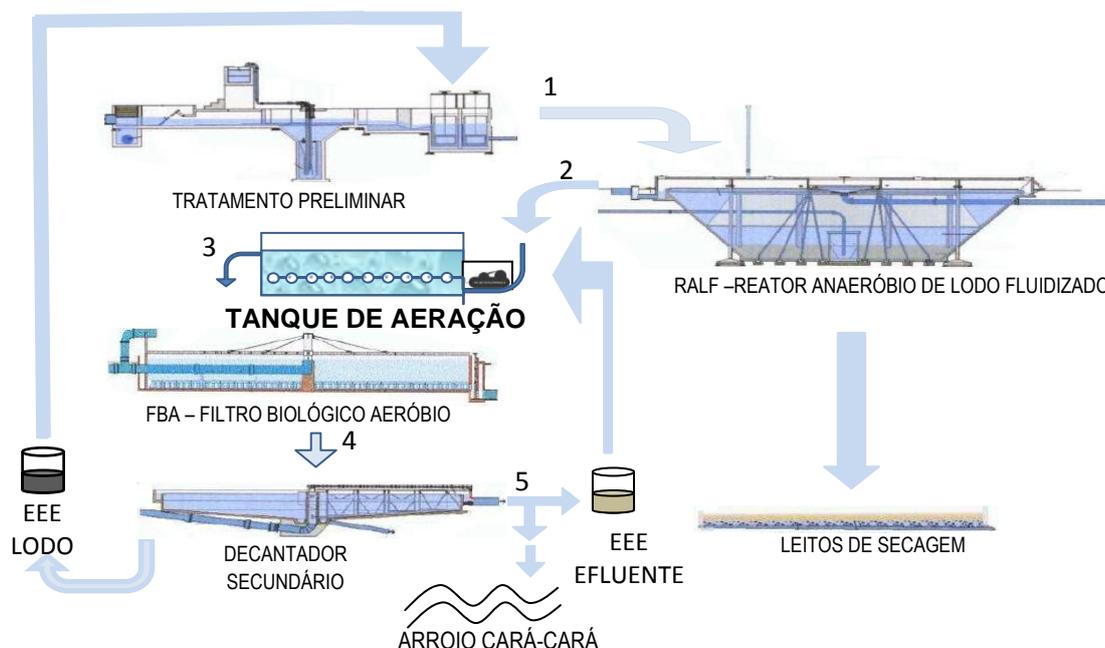
\bar{m}_{in} - valor médio da entrada de cada etapa.

A estação é composta por unidades operacionais de tratamento preliminar, secundário (biológico) e secagem de lodo (Figura 4.1). O tratamento preliminar foi realizado por dois gradeamentos manuais com espaçamento entre barras de 2,0 mm. Em seguida uma unidade de desarenação, dotada de dispositivo de remoção de areia via *air lift* e lavador de areia. Para a medição de vazão foi utilizado um medidor ultrassônico instalado em uma calha Parshall de 12,5 polegadas no canal de chegada do esgoto na ETE após a unidade de desarenação.

A primeira etapa do tratamento secundário era anaeróbia, constituída pelo RALF, de formato tronco-cônico, em concreto com capacidade hidráulica média

de $30,0 \text{ L.s}^{-1}$, máxima de $50,0 \text{ L.s}^{-1}$, diâmetro superior de $18,0 \text{ m}$ e inferior de $9,2 \text{ m}$ e volume útil de $900,6 \text{ m}^3$. O tempo de detenção hidráulica médio, no período experimental, foi de $17,7 \text{ horas}$.

Figura 4.1 – Esquema das operações da ETE Cará-cará para tratamento de esgoto sanitário, com os pontos de coleta de amostras: (1) antes do RALF, (2) após o RALF, (3) após o tanque de aeração, (4) após o FBA e (5) após o decantador secundário



Fonte: ADAPTADO DE SANEPAR (2013).

Em seguida, o esgoto segue para um filtro biológico percolador, alimentado por um distribuidor rotativo de acionamento hidráulico, que foi desligado intencionalmente para avaliar seu efeito na eficiência da ETE na fase 3. O filtro apresentava volume total de $237,5 \text{ m}^3$, área superficial do recheio de $82,0 \text{ m}^2$, altura do meio filtrante de $2,1 \text{ m}$ e diâmetro de $12,0 \text{ m}$. A carga hidráulica de projeto era $35 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, a carga orgânica volumétrica de $1,4 \text{ kg DBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ e TDH de $4,7 \text{ horas}$.

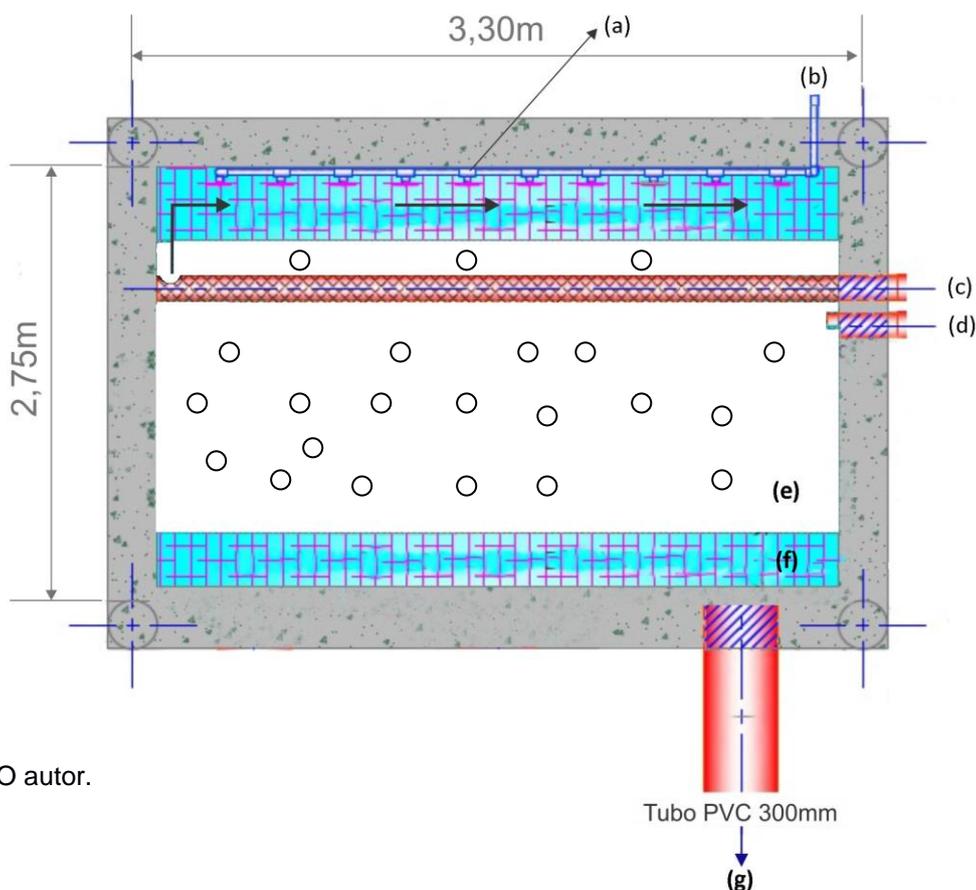
O efluente do filtro segue para um decantador com diâmetro de $12,0 \text{ m}$ e profundidade de $2,8 \text{ m}$. A taxa de aplicação superficial máxima era de $35 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e o TDH de $7,3 \text{ horas}$. Por fim uma estação elevatória de lodo estava instalada com a função de recirculação do lodo aeróbio do decantador secundário para o RALF e outra estação elevatória do efluente tratado com função de aumentar a vazão do distribuidor rotativo do filtro, quando necessário. O sistema de distribuição rotativo do FBA deve estar em funcionamento, para que toda a vazão do esgoto seja dividida homogeneamente sobre a superfície do filtro evitando caminhos preferenciais.

O lodo foi recirculado, de maneira contínua, para uma caixa antes do RALF, com vazão de $1,2 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ (aproximadamente 10% da vazão afluyente) e teor de sólidos totais variando entre 0,8 a 1,4 %, durante a pesquisa.

4.2.2 Tanque de aeração

A inovação nesta estação foi a implantação de um tanque de aeração (Figura 4.2), de $10,4 \text{ m}^3$ de volume, comprimento de 3,30 m, largura de 2,75 m e profundidade de 1,15 m, entre o RALF e o FBA (Figura 4.1), com TDH médio de 12 minutos. A aeração contínua foi mantida por um compressor, com capacidade máxima de vazão de ar de $1.133 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, volume de 425 L, pressão de ar de 175 psi, potência de 10 HP e capacidade máxima de vazão de ar de $1.133 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, porém a vazão de ar no tanque de aeração foi mantida em $300 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$.

Figura 4.2 - Tanque de aeração instalado na ETE Cará-cará entre o RALF e o FBA: (a) Difusores, (b) Entrada de ar pressurizado, (c) Entrada de efluente do RALF, (d) Recirculação do efluente final, (e) Preenchimento com flocos de espuma, (f) Rede para contenção de flocos de espuma, (g) Saída do tanque de aeração para o FBA



Fonte: O autor.

Na saída do compressor foi conectada uma mangueira de polietileno de diâmetro interno de 20 mm que conduzia o ar até o tanque de aeração. Dentro do

tanque de aeração a tubulação era em polipropileno de 20 mm de diâmetro interno, mais resistente às reações de oxidação.

Para aumentar a capacidade de dissolução do oxigênio no meio líquido, foram instalados dez difusores de microbolhas tipo prato (Figura 4.3a), com vazão de ar de $30 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ com diâmetro de 152,0 mm e porosidade de 0,5 a 1,5 mm (bolhas finas), a 1 m de profundidade, com espaçamento de 15,0 cm entre eles (Figura 4.3b).

Os difusores são totalmente anticorrosivos, montados diretamente em tubulações plásticas, submersos ao fundo o que evita zonas mortas, a membrana elástica funciona como válvula de retenção, não resfria o efluente favorecendo a atividade biológica e possuem alta taxa de transferência de oxigênio por microbolhas (AMBIENTECH, 2014).

Figura 4.3 – Difusor de microbolha instalado no fundo do tanque de aeração: a) difusor tipo prato, b) difusores em funcionamento espaçados 15,0 cm entre si e a 1,0 m de profundidade



(a)



(b)

Fonte: O autor.

Dentro do tanque de aeração, na fase V, foi colocado $3,0 \text{ m}^3$ de flocos de espuma de poliuretano de tamanhos entre 2,0 cm a 4,0 cm, na tentativa de funcionarem como meio suporte de bactérias e tubulação de 300 mm para a melhor distribuição do esgoto dentro do tanque de aeração conforme Figura 4.2.

As fases avaliadas foram: (I) composta por reator anaeróbio, filtro biológico percolador e decantador secundário, (II) reator anaeróbio, tanque de aeração, filtro biológico percolador, decantador secundário e recirculação do lodo, (III) reator anaeróbio, tanque de aeração, decantador secundário e recirculação do lodo, (IV) reator anaeróbio, tanque de aeração, filtro biológico percolador, decantador secundário, recirculação do lodo e recirculação do efluente final e (V) reator anaeróbio, tanque de aeração com espuma de poliuretano, filtro biológico

percolador, decantador secundário, recirculação do lodo e recirculação do efluente final.

A Tabela 4.1 indica as fases experimentais em função das unidades operacionais avaliadas.

Tabela 4.1- Unidades operacionais em funcionamento avaliadas na ETE Cará - Cará

Fases	RALF	Tanque de aeração	FBA	Decantador	Recirculação do efluente*	Recirculação de lodo**
I	X		x	X		
II	X	X	X	X		X
III	X	X		X		X
IV	X	X	X	X	X	X
V	X	x	x	x	X	X

*Recirculação do efluente do decantador secundário para o tanque de aeração.

** Recirculação do lodo do decantador secundário para antes do RALF.

Na Tabela 4.2 estão descritas as condições operacionais da ETE Cará-cará ao longo do período experimental.

Tabela 4.2 – Condições operacionais da ETE Cará-cará monitoradas durante o período experimental

Fases	Carga orgânica (kg DQO.d ⁻¹)	* Q _M (L.s ⁻¹)	Temp. (°C)	OD (mg/L)	Duração	Período
1	1054	12	17 a 25	-	365	01/01 a 31/12/12**
2	1250	15	18 a 21	0,5 a 2,7	61	01/07 a 30/08/13
3	1045	11	18 a 24	1,9 a 5,3	78	01/09 a 17/11/13
4	841	10	22 a 27	0,8 a 1,6	72	18/11/13 a 28/01/14
5	1164	14	21 a 26	1,3 a 3,1	60	30/01 a 30/03/14

*Q_m – vazão medida na calha Parshall

** Dados cedidos pela SANEPAR previamente ao período experimental.

A análise de temperatura foi do esgoto afluente, efluente do RALF, tanque de aeração, filtro e decantador. O oxigênio dissolvido foi medido no tanque de aeração.

4.2.3 Métodos analíticos

Para comparação e avaliação da eficiência da estação nas diferentes fases experimentais, foram analisadas amostras brutas retiradas dos pontos de coleta mostrados na Figura 4.1. O local, frequência bem como o parâmetro analisado encontram-se na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 - Relação dos parâmetros analisados na ETE Cará-cará durante o período experimental

Parâmetro	Frequência	Equipamento utilizado	Metodologia
Sólidos sedimentáveis	Diária	Vidraria tipo cone Imhoff de 1000 mL para sedimentação	SMEWW 2540F
Sólidos suspensos totais	Semanal	Balança analítica Satorius MA-35M e filtro analítico Merck AP40 com poros de 0,7 µm de diâmetro	SMEWW 2540D
DQO	Semanal	Espectrofotômetro Hach DR 2800	SMEWW 5220B
DBO	Semanal	Equipamento manométrico Oxidirect e Incubadora da marca Nova Ética	SMEWW 5210B
pH	Diária	pHmetro digital Digimed DM-20	SMEWW 4500H
*Nitrogênio Amoniacal	Quinzenal	DR 3900 Hach	SMEWW 4500N
*Nitrito	Quinzenal	DR 3900 Hach	SMEWW 4500N
*Nitrato	Quinzenal	DR 3900 Hach	SMEWW 4500N
*Sulfeto	Quinzenal	Vidraria bureta	SMEWW4500F

Nota: *Na fase V a frequência dos parâmetros nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e sulfeto foi semanal. Parâmetros envolvendo nitrogênio foram feitos no ponto 1 e 5, e sulfeto no 2 e 3, o restante foram em todos os pontos.

Os resultados foram submetidos à análise estatística em blocos casualizados. Quando os valores de F foram significativos ($P < 0,05$), foi aplicado o teste de Tukey ($\alpha = 0,05$) para comparar os efeitos das fases. Para o parâmetro sólidos suspensos totais foi utilizado ($\alpha = 0,1$). Todas as análises estatísticas foram realizadas mediante uso do programa de computador SAS versão 9.2 (SAS System, 2010).

4.3 Resultados e discussão

4.3.1 Remoção de matéria carbonácea

Em geral, não foram observadas diferenças significativas de DQO afluente, após o RALF e tanque de aeração entre as fases estudadas. Apenas no efluente final pôde-se perceber que houve diferença significativa, conforme apresentado na Tabela 4.4.

Almeida; Oliveira e Chernicharo (2011) concluíram que somente o reator UASB foi responsável pela remoção de 60 a 70 % dos valores de DQO. Analisando a remoção de DQO deste experimento foi verificado que o RALF apresentou resultados em torno de 60% de remoção, (Tabela 4.4), com a recirculação do lodo do decantador, em todas as fases do experimento, exceto a I. Portanto a recirculação do lodo, que é basicamente orgânico, não interferiu no desempenho da remoção da DQO do RALF.

Tabela 4.4 - Resultados de DQO de entrada, saída e eficiência de remoção (ϵ %) do RALF, tanque de aeração, decantador, eficiência total da ETE (Valor \pm DP) e diferença significativa

PONTOS DE AMOSTRAGEM**								
FASES	1	2	ϵ %	3	ϵ %	5	ϵ %	ϵ % DA ETE
I	1017 \pm 153 A*	385 \pm 114 A	62%	-		135 \pm 50 AB	65%	86%
II	965 \pm 300 A	389 \pm 148 A	59%	325 \pm 156 A	16%	74 \pm 20 C	77%	92%
III	1101 \pm 226 A	451 \pm 160 A	59%	399 \pm 162 A	11%	144 \pm 22 A	64%	86%
IV	973 \pm 369 A	398 \pm 310 A	59%	323 \pm 303 A	19%	114 \pm 22 BC	64%	88%
IV	963 \pm 226 A	365 \pm 99 A	62%	268 \pm 58 A	26%	101 \pm 20 BC	62%	89%

* Letras maiúsculas iguais nas colunas não diferem estatisticamente entre si. ($P < 0,05$).

** 1- Entrada da ETE, 2- Saída do RALF, entrada do tanque de aeração, 3- Saída do tanque de aeração e 5- Efluente final da ETE.

Com a inclusão do FBA sem a etapa de decantação Almeida; Oliveira e Chernicharo (2011) obtiveram como resultado de DQO valores inferiores a 150 mg.L^{-1} . Conforme dados da Tabela 4.4, o experimento desenvolvido na ETE Cará-cará, especificamente na fase II em que o sistema distribuidor rotativo do FBA estava em perfeito funcionamento, os valores médios de DQO foram de 74 mg.L^{-1} , apresentando uma eficiência de 92%. Estes ótimos resultados de DQO da ETE Cará-cará mostram a importância do decantador secundário na retenção de sólidos orgânicos formados na etapa da filtração biológica, quando comparados aos resultados obtidos por Almeida; Oliveira e Chernicharo (2011).

O tanque de aeração não contribuiu para a redução da DQO, devido principalmente ao baixo tempo de detenção, de aproximadamente 12 minutos. Na fase V, a redução foi de 26 %, no ponto 3, devido a recirculação de efluente final da ETE que contribuiu por diluir o efluente do RALF. Porém não foi observada diferença significativa a 5% em todas as fases do experimento para o ponto 3.

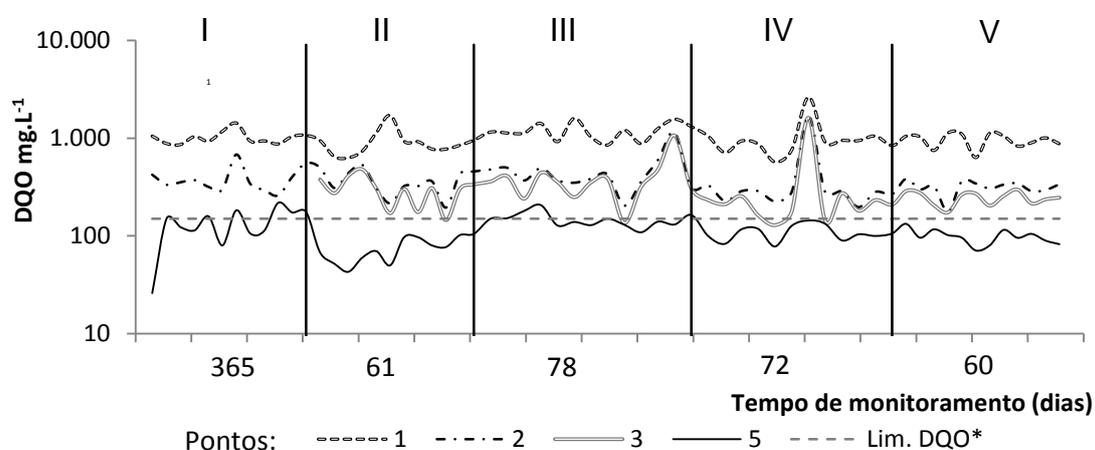
Já para o efluente final percebe-se que a melhor fase foi a II com eficiência de remoção de 92% onde todos os componentes da ETE estavam em funcionamento e a pior foi a fase III, com 86% de eficiência, etapa em que os distribuidores rotativos do FBA permaneceram parados (Tabela 4.4).

Gonçalves et al.(2001) estudando o retorno do lodo do FBA para ser digerido no reator UASB, encontrou valores de DQO abaixo de 90 mg.L^{-1} e conforme pode-se verificar na Figura 4.4, os valores obtidos neste estudo, em escala plena, ficaram

sempre abaixo de 150 mg.L^{-1} , exceto em alguns picos observados nas fases I e III em que o sistema de distribuidores rotativos do FBA não estavam em funcionamento.

A eficiência total da ETE ficou em torno de 90 %, com 100 % das amostras dentro dos padrões estabelecidos pela portaria SEMA n° 21 de 2009, que estabelece um limite de 225 mg.L^{-1} para DQO. Para o atendimento da portaria de outorga n° 421 de 2009 que é mais restritiva, apenas a fase III não atinge o limite de 150 mg.L^{-1} (Figura 4.4), sendo assim verifica-se a importância do funcionamento dos distribuidores rotativos do FBA.

Figura 4.4 - Variação de DQO do afluente, RALF, FBA e Decantador para as fases I, II, III, IV e V



* Limite da portaria de outorga n° 421 (2009).

Fonte: O autor.

Para a DBO, diferentemente do que ocorreu para a DQO, houve diferença significativa para o afluente conforme pode ser visto na Tabela 4.5, devido à recirculação do lodo do decantador que possui matéria orgânica biodegradável (PONTES, 2003). O efluente final da ETE nas fases I e II apresentou DBO que não diferenciaram estatisticamente, obtendo os melhores resultados e a fase III obteve os piores resultados, apresentando diferença estatística a 5% em relação as outras fases.

A remoção de DBO apenas pelo RALF ficou entre 64 a 80%, resultados muito satisfatórios e ligeiramente superiores aos reportados por Almeida, Oliveira e Chernicharo (2011), de 60 a 70%. A eficiência total do sistema ficou acima de 88 %, nas fases I, II, IV e V. Da mesma forma que ocorreu com a DQO, a terceira fase apresentou a menor eficiência, em torno de 81 % devido a ausência do funcionamento dos distribuidores do FBA.

Na fase III muitas das amostras de DBO não atingiram os limites estipulados pela portaria SEMA n° 21 de 2009, (Figura 4.5), e nenhuma a portaria de outorga n° 421 de 2009, afirmando a importância e necessidade do funcionamento do sistema de distribuição rotativa do FBA.

De acordo com Von Sperling (2005) as faixas médias de eficiências das estações de tratamento de esgoto considerando UASB com pós tratamento por filtro biológico de alta carga são de 80 a 93% para DBO. Sendo assim, observou-se que os resultados de eficiência da ETE Cará-cará em relação ao parâmetro DBO, foram superiores a 90% quando a ETE estava com todas as unidades operacionais em funcionamento.

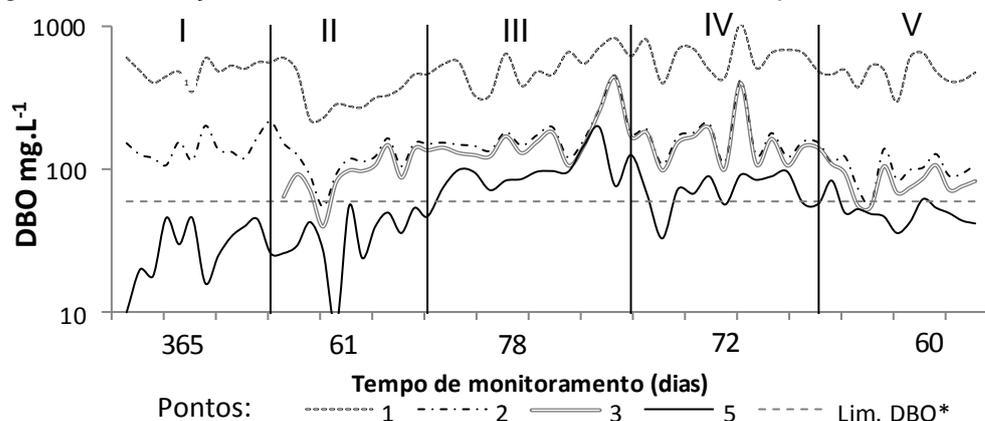
Tabela 4.5 – Resultados de DBO de entrada, saída e eficiência de remoção ($\epsilon\%$) do RALF, tanque de aeração, decantador, eficiência total da ETE (Valor \pm DP) e diferença significativa

PONTOS DE AMOSTRAGEM**								
FASES	1	2	$\epsilon\%$	3	$\epsilon\%$	5	$\epsilon\%$	$\epsilon\%$ DA ETE
I	505 \pm 74 AB*	147 \pm 3 ABC	71%	-		29 \pm 12 C	80%	94%
II	363 \pm 115 C	121 \pm 31 BC	66%	97 \pm 31 BC	19%	36 \pm 13 C	63%	90%
III	547 \pm 149 AB	192 \pm 88 A	64%	177 \pm 89 A	8%	102 \pm 34 A	42%	81%
IV	621 \pm 167 A	177 \pm 7 AB	71%	163 \pm 76AB	8%	72 \pm 17 B	56%	88%
V	481 \pm 93 BC	96 \pm 22 C	80%	78 \pm 17 C	19%	50 \pm 11 BC	36%	89%

* Letras maiúsculas iguais nas colunas não diferem estatisticamente entre si. (P < 0,05)

** 1- Entrada da ETE, 2- Saída do RALF, entrada do tanque de aeração, 3- Saída do tanque de aeração e 5 - Efluente final da ETE.

Figura 4.5 – Variação de DBO afluente, RALF, FBA e Decantador para as fases I, II, III, IV e V



* Limite da portaria de outorga n° 421 (2009).

Fonte: O autor.

4.3.2 Remoção de lodo e sólidos suspensos

Segundo Pontes (2003) e Gonçalves et al. (2001), o lodo do FBA pode ser tratado em reatores anaeróbios devido a possuir grande quantidade de material orgânico e não diminuir a eficiência de remoção de DQO e DBO. Metcalf e Eddy (1991), relatam que o reator anaeróbio ajuda a reduzir e estabilizar o material orgânico, com isso favorece a redução da umidade.

Gonçalves et al. (2001), estudou a recirculação contínua de lodo aeróbio para o reator UASB e concluiu que o sistema UASB mais biofiltro aeróbio submerso apresentou um efluente de ótima qualidade com sólidos suspensos totais menores que 30 mg.L^{-1} . Com os dados da Tabela 4.6, pode-se verificar que em média os valores do efluente final da ETE Cará-cará ficaram abaixo de 30 mg.L^{-1} , atendendo ao limite da portaria de outorga nº 421 de 2009 da Águas Paraná que é de 60 mg.L^{-1} e corroborando com os valores encontrados por Gonçalves et al. 2001. Apenas a fase I (controle), onde não realizava-se a recirculação continuamente do lodo do decantador secundário para o reator anaeróbio, que os valores do efluente final foram superiores 100 mg.L^{-1} e na fase 3 onde os distribuidores rotativos do FBA não estavam em funcionamento que os valores foram em média de 33 mg.L^{-1} .

Outra observação importante no estudo de Gonçalves et al. (2001), foi que o lodo descartado do reator UASB apresentou baixas concentrações de sólidos voláteis (57%), podendo ser desaguado em leitos de secagem. Já na ETE Cará-cará as características do lodo de descarga do RALF foram ainda melhores em relação aos sólidos voláteis apresentando uma concentração em média de 50%, sendo assim realizava-se a drenagem em leitos de secagem em períodos menores que 30 dias e sem colmatação do meio filtrante.

A média de lodo excedente descartado do RALF na ETE Cará-cará foi 108 m^3 por mês, com um teor de sólidos de 3,5%. A recirculação do lodo do decantador foi realizada de forma contínua, sendo o valor médio de sólidos totais do lodo recirculado 1,2 % e a vazão de recirculação sempre inferior a 10% da vazão de entrada da ETE.

A um nível de significância de 10% a fase I diferenciou-se das demais, conforme demonstrado na Tabela 4.6, evidenciando a importância da recirculação do lodo para o reator anaeróbio.

A eficiência na remoção de sólidos suspensos totais pelo RALF ficou entre 37 e 61 %, valor abaixo do encontrado por Almeida; Oliveira e Chernicharo (2011), que chegaram a 70 % de remoção. Isto deve-se provavelmente ao fato de que o lodo do decantador foi recirculado continuamente, aumentando a concentração de sólidos e provocando um arraste dos mesmos com o efluente do reator.

Tabela 4.6 – Resultados de sólidos suspensos totais de entrada, saída e eficiência de remoção ($\epsilon\%$) do RALF, tanque de aeração, decantador, eficiência total da ETE (Valor \pm DP) e diferença significativa

PONTOS DE AMOSTRAGEM**								
FASES	1	2	$\epsilon\%$	3	$\epsilon\%$	5	$\epsilon\%$	$\epsilon\%$ DA ETE
I	345 \pm 105 A*	174 \pm 94 A	49%	-		100 \pm 155 A	43%	71%
II	314 \pm 168 A	197 \pm 139 A	37%	154 \pm 134 A	21%	23 \pm 14 B	85%	92%
III	395 \pm 167 A	191 \pm 94 A	51%	142 \pm 95 A	26%	33 \pm 15 AB	77%	91%
IV	363 \pm 283 A	197 \pm 253 A	45%	162 \pm 238 A	17%	27 \pm 13 B	83%	92%
IV	241 \pm 139 A	93 \pm 58 A	61%	61 \pm 31 A	35%	20 \pm 7 B	66%	92%

* Letras maiúsculas iguais nas colunas não diferem estatisticamente entre si. ($P < 0,1$)

** 1- Entrada da ETE, 2- Saída do RALF, entrada do tanque de aeração, 3- Saída do tanque de aeração e 5 - Efluente final da ETE.

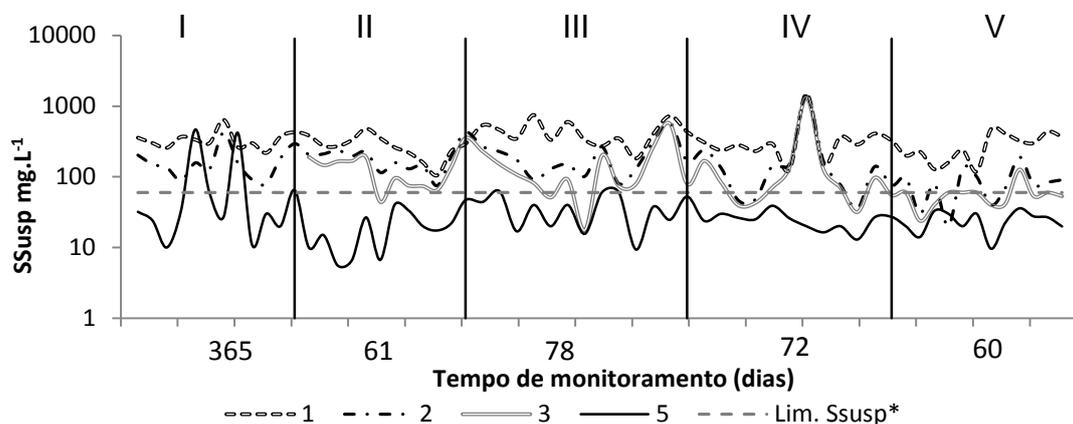
Esta baixa eficiência do RALF, não comprometeu o resultado final da ETE que ultrapassou 90% em todas as etapas, que conforme von Sperling, (2005) a eficiência esperada por uma ETE com UASB seguido por filtro biológico percolador para o parâmetro sólidos suspensos fica entre 87 a 93 % e o resultado do efluente final entre 20 a 40 mg.L⁻¹. Todas as análises para o parâmetro sólidos suspensos ficaram bem abaixo da faixa recomendada por von Sperling, (2005), exceto a fase I (controle), que apresentou valores médios de 99,9 mg.L⁻¹ e 71% de eficiência global, fase em que a prática da recirculação do lodo do decantador não era praticada de maneira contínua como as demais.

Conforme Figura 4.6, apenas a fase III apresentou valores de sólidos suspensos totais, acima de 60 mg.L⁻¹, que é o valor máximo permitido pela portaria de outorga n° 421 de 2009 da Águas Paraná, devido ao não funcionamento do sistema de distribuição rotativo do FBA.

Com relação aos sólidos sedimentáveis, foi observado um aumento no efluente do RALF em mais de 100%, quando houve recirculação do lodo do

decantador, obtendo valores acima de 2 mL.L^{-1} . Porém o efluente final da ETE apresentou resultados menores que $0,2 \text{ mL.L}^{-1}$, em todas as fases do experimento, sendo que o máximo permitido pelo CONAMA n° 430 (2011) é de $1,0 \text{ mL.L}^{-1}$.

Figura 4.6 – Variação de sólidos suspensos do afluente, RALF, FBA e Decantador para a fase I, II, III, IV e V



* Limite da portaria de outorga n° 421 (2009).
Fonte: O autor.

4.3.3 - Remoção do nitrogênio amoniacal

Como a literatura reporta que compostos nitrogenados também podem causar maus odores, o nitrogênio amoniacal foi monitorado. Concomitantemente, algumas amostras de nitrito e nitrato foram avaliadas com a intenção de observar se o sistema de aeração poderia impactar em uma possível nitrificação.

O esgoto da ETE Cará-cará é lançado no Rio Cará-cará de classe 2 segundo o CONAMA 430. Para o controle da eutrofização em corpos hídricos receptores de esgoto tratado das ETE é de fundamental importância a quantificação da concentração e até mesmo a eliminação de nitrogênio do efluente antes de ser lançado (ARIMA, 2005).

O nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, monitorados no esgoto bruto e no efluente final da ETE, estão apresentados na Tabela 5.6. Esses parâmetros foram monitorados porque o nitrogênio orgânico pode ser transformado em nitrogênio amoniacal. Em condições aeróbias as bactérias nitrificantes podem oxidar o nitrogênio amoniacal a nitrito e nitrato. Na reação de desnitrificação o nitrato é utilizado como aceptor de elétrons na respiração biológica, sendo reduzido a nitrogênio molecular (RANDAAL et al.1992, citado por ARIMA, 2005).

Na fase 5 ocorreu a maior remoção de nitrogênio amoniacal em torno de 40 %, porém em valores absolutos o parâmetro nitrogênio amoniacal sempre esteve bem acima de 40 mg.L^{-1} , em todas as fases. A baixa conversão de nitrogênio amoniacal à nitrito e nitrato observada neste trabalho, pode ser atribuída ao curto TDH (12 minutos) no tanque de aeração após RALF.

Portanto, o processo de nitrificação não foi observado com eficiência nas condições operacionais avaliadas. Porém, se houver interesse que a ETE remova nitrogênio, novas frentes de pesquisa devem ser avaliadas, tais como: inoculação do tanque de aeração com microrganismos nitrificantes, correção de alcalinidade, controle de temperatura e OD dentro do tanque de aeração.

Tabela 4.7– Resultados da entrada e saída da ETE para os parâmetros nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato em mg.L^{-1} e eficiência de remoção ($\epsilon\%$) para nitrogênio amoniacal (Valor \pm DP (n))

FASES	NITROGÊNIO AMONIACAL			NITRITO		NITRATO	
	PONTOS AMOSTRADOS*						
	1	5	$\epsilon\%$	1	5	1	5
2	65 ± 32 (4)	44 ± 14 (4)	31 %	$0,01 \pm 0$ (4)	$0,5 \pm 0,2$ (4)	$0,06 \pm 0,09$ (4)	$1,0 \pm 0,4$ (4)
3	74 ± 32 (6)	61 ± 16 (6)	18 %	$0,01 \pm 0,01$ (6)	$0,3 \pm 0,4$ (6)	$0,04 \pm 0,05$ (6)	$0,7 \pm 0,8$ (6)
4	79 ± 13 (4)	55 ± 9 (4)	30 %	$0,10 \pm 0,2$ (4)	$0,4 \pm 0,4$ (4)	$0,16 \pm 0,16$ (4)	$1,1 \pm 1,1$ (4)
5	82 ± 18 (6)	47 ± 9 (6)	40 %	$0,01 \pm 0$ (6)	$0,2 \pm 0,3$ (6)	$0,03 \pm 0,01$ (6)	$0,5 \pm 0,7$ (6)

* 1- Entrada da ETE e 5 - Efluente final da ETE

4.4 Conclusão

Pode-se observar que a eficiência média de remoção de carga orgânica apenas pelo tratamento anaeróbio efetuado pelo RALF foi de 60%, o que prova a importância e a necessidade de uma unidade de pós tratamento. O conjunto filtro biológico percolador e decantador secundário, se mostrou eficiente elevando os índices de remoção de carga orgânica acima de 90% e sólidos suspensos totais de 92%, com um baixo consumo de energia elétrica e pouca geração de lodo se comparado ao sistema de lodos ativados.

Os valores médios do efluente final da ETE Cará-cará, na fase II, foram respectivamente para DQO, DBO e Sólidos suspensos totais de 74 mg.L^{-1} , 36 mg.L^{-1} e 23 mg.L^{-1} , sendo que o limite da legislação mais restritiva que é a portaria de

outorga nº 421 da Águas Paraná era respectivamente 150 mg.L^{-1} , 60 mg.L^{-1} e 60 mg.L^{-1} .

Esta ótima eficiência tanto na remoção de sólidos quanto na de matéria orgânica, deve-se principalmente ao retorno do lodo do decantador secundário ao RALF, sendo efetuada contínua e preferencialmente com vazão constante. O lodo de todo o processo foi removido apenas do RALF a leitos de secagem, com eficiência.

Quanto as unidades operacionais a fase II, com RALF, tanque de aeração, FBA e decantador, com recirculação do lodo para ser digerido no reator anaeróbio, obteve os melhores resultados para os parâmetros DQO, DBO e sólidos suspensos totais, sendo estas unidades recomendadas tecnicamente para funcionarem na ETE.

CAPÍTULO 5

Redução de sulfetos em uma estação de tratamento de esgoto sanitário

Sulfide reduction in a wastewater treatment plant

Resumo

Este trabalho tem por objetivo avaliar o desempenho de um sistema de aeração por difusores de microbolhas finas, para remoção de sulfetos, em uma estação de tratamento de esgoto composta por RALF (reator anaeróbio de leito fluidizado), filtro biológico percolador e decantador secundário com retorno do lodo aeróbio para o reator anaeróbio. O sistema foi monitorado por 271 dias. O TDH (tempo de detenção hidráulica) médio foi de 17,7 horas para o RALF, 12 minutos no tanque de aeração e 4,7 horas no filtro biológico. Foram testadas concentrações de oxigênio dissolvido de 0,5 a 5,3 mg.L⁻¹ nas fases II, III, IV e V. Os principais resultados foram 44,7 % de eficiência na remoção de sulfetos no meio líquido, 70 % de redução da liberação de sulfeto no tanque de aeração e de até 95 % de diminuição de sulfeto de hidrogênio nos locais medidos dentro da ETE.

Palavras – chave: Esgoto, RALF, Pré aeração, Filtro Percolador, Remoção de sulfeto, odor.

Abstract

This study aimed to evaluate the performance of an aeration system through fine microbubble diffusers, to remove sulfide in a sewage treatment station comprising a UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanked), percolator biological filter and secondary decanter with the aerobic mud return to the anaerobic reactor. The system was monitored for 271 days. The average HRT (hydraulic retention time) was 17.7 hours for the FBAR, 12 minutes in the aeration tank and 4.7 hours in the biological filter. Dissolved oxygen concentration from 0.5 to 5.3 mg.L⁻¹ in phases II, III, IV and V was tested. The main results were 44.7% efficacy in the removal of sulfide in liquid medium, 70% reduction in the sulfide release in the aeration tank and up to 95% reduction in hydrogen sulfide in the places measured inside the WWTP, when polyurethane foam and 300mm pipe were inserted in the aeration tank.

Key-words: sewage, UASB, pre-aeration, percolator filter, sulfide removal, bad smell.

5.1 Introdução

A utilização da tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgotos sanitários pode ser prejudicada caso o problema da emissão de gases odorantes não sejam resolvidos (CHERNICHARO et al. 2010). Existem inúmeras manifestações e reclamações das populações que vivem no entorno das ETE (estação de tratamento de esgoto) ocasionadas pelos maus odores gerados no processo de tratamento.

Os gases odorantes são compostos de uma mistura complexa de moléculas com enxofre (H_2S e mercaptanas), nitrogenadas (NH_3 e aminas), fenóis, aldeídos, álcoois e ácidos orgânicos. Além do mau odor, os efeitos crônicos dos odores decorrentes da exposição prolongada são: respiração prejudicada, vômito, perturbação mental, náuseas, entre outras (METCALF; EDDY, 1991).

Desta mistura de gases, o gás sulfídrico é o principal gás odorante em uma ETE, pode ser percebido em baixas concentrações, da ordem de microgramas por litro ($\mu g.L^{-1}$) (SANEPAR, 2013).

Diversos estudos estão sendo realizados no sentido de inibir a geração ou propiciar a eliminação do $H_2S_{(g)}$ em sistemas de esgoto, podem ser citados como principais métodos de controle a elevação do pH com adição de alcalinizantes, adição de receptores alternativos de elétrons (O_2 , NO_3^- , NO_2^-), utilização de oxidantes químicos (O_2 , H_2O_2 , $NaClO$, $KMnO_4$, CaO_2 , MgO_2) e sais de ferro (Fe^{2+} , Fe^{3+}). (LOMAS et al. 2005 citado por ZHANG, 2008).

Alves et al. (2004) realizaram um estudo utilizando hipoclorito de sódio para combate de maus odores, provocados por sulfetos, em três ETE na cidade de Curitiba, e obtiveram uma redução de sulfetos de 2 mg.L^{-1} para $0,4\text{ mg.L}^{-1}$ na canaleta de coleta do efluente dos reatores anaeróbios aplicando de 7 a 20 mg.L^{-1} de cloro ativo por litro de efluente.

Atualmente, muitas ETE usam adsorventes para remoção de compostos odoríficos da fase líquida dos esgotos, tais como: carvão ativado, sílica gel, zeólitos, alumina ativada e resinas sintéticas. O carvão ativado é amplamente utilizado para a remoção de compostos orgânicos voláteis, por adsorção física. (RAJBANSI; SARKAR e HOBBS, 2013).

Lebrero et al. (2014) estudaram duas biotecnologias convencionais um biofiltro à base de composto (Pindstrup Mosebrug SAE, Espanha), um filtro

preenchido com espuma de poliuretano e um biorreator de membrana de fibra oca para redução de odores das águas residuárias em uma ETE. Os tempos de detenção foram de 4 a 84 segundos com alta taxa de recirculação. A membrana era de silicone com diâmetro interno de 47,5 mm e espessura da parede de 13,75 mm. O biorreator de membrana removeu completamente metil-mercaptana e tolueno em todos os tempos testados.

A utilização de membranas de fibra oca para a remoção de H_2S dissolvido presente em águas residuárias de ETE, também foi testada por Agrahari et al. (2013). Na pesquisa foi utilizado esgoto sintético, as concentrações de H_2S variaram entre 600 a 1600 mg.L^{-1} e o sistema se mostrou muito eficiente com uma remoção superior a 98%. O tamanho dos poros das membranas eram de 30 nm, com porosidade de 0,4 μm .

Neste estudo uma ETE composta por RALF, filtro biológico percolador e decantador secundário, com a instalação de um sistema de aeração por difusores de microbolhas finas, foi monitorada com o objetivo principal de avaliar a remoção de sulfetos.

5.2 Metodologia

5.2.1 Unidade experimental

A pesquisa foi realizada na estação de tratamento de esgoto Cará-Cará, operada pela Companhia de Saneamento do Paraná, localizada no município de Ponta Grossa, Paraná. A estação atende a aproximadamente 30.000 habitantes, com uma vazão média de esgoto de 14,08 L.s^{-1} .

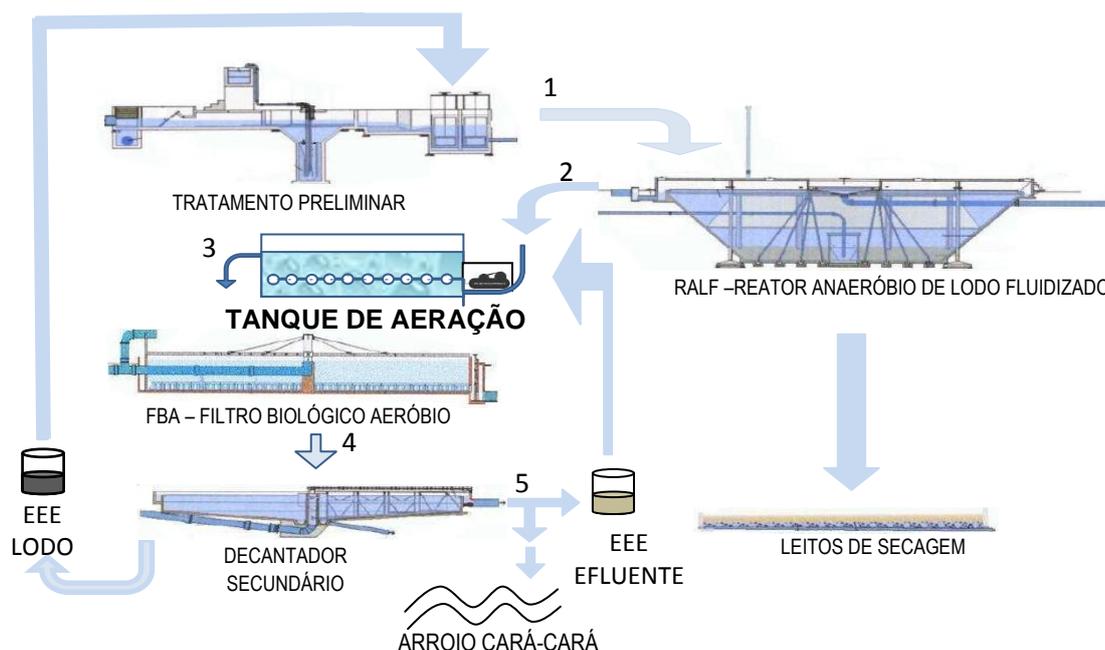
A primeira etapa do tratamento secundário é anaeróbia, constituída pelo RALF, de formato tronco-cônico, em concreto com capacidade hidráulica média de 30,0 L.s^{-1} , máxima de 50,0 L.s^{-1} , diâmetro superior de 18,0 m e inferior de 9,2 m e volume útil de 900,6 m^3 . O tempo de detenção hidráulica médio, no período experimental, foi de 17,7 horas.

Em seguida, o esgoto segue para um filtro biológico percolador, alimentado por um distribuidor rotativo, que foi desligado intencionalmente para avaliar seu efeito na eficiência da ETE na fase III, uma vez que seu funcionamento ocorre por força eletromotriz e impacta no custo da operação da ETE. O filtro apresentava volume total de 237,5 m^3 , área superficial do recheio de 82,0 m^2 , altura do meio

filtrante de 2,1 m e diâmetro de 12,0 m. A carga hidráulica de projeto era $35 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, a carga orgânica volumétrica de $1,4 \text{ kg DBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ e TDH de 4,7 horas.

O efluente do filtro escoa por gravidade para um decantador com diâmetro de 12,0 m e profundidade de 2,8 m. A taxa de aplicação superficial máxima avaliada foi de $35 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e o TDH de 7,3 horas.

Figura 5.1 – Esquema das operações da ETE Cará-cará para tratamento de esgoto sanitário, com os pontos de coleta de amostras: (1) antes do RALF, (2) após o RALF, (3) após o tanque de aeração, (4) após o FBA e (5) após o decantador secundário



Fonte: ADAPTADO DE SANEPAR (2013).

5.2.2 Tanque de aeração

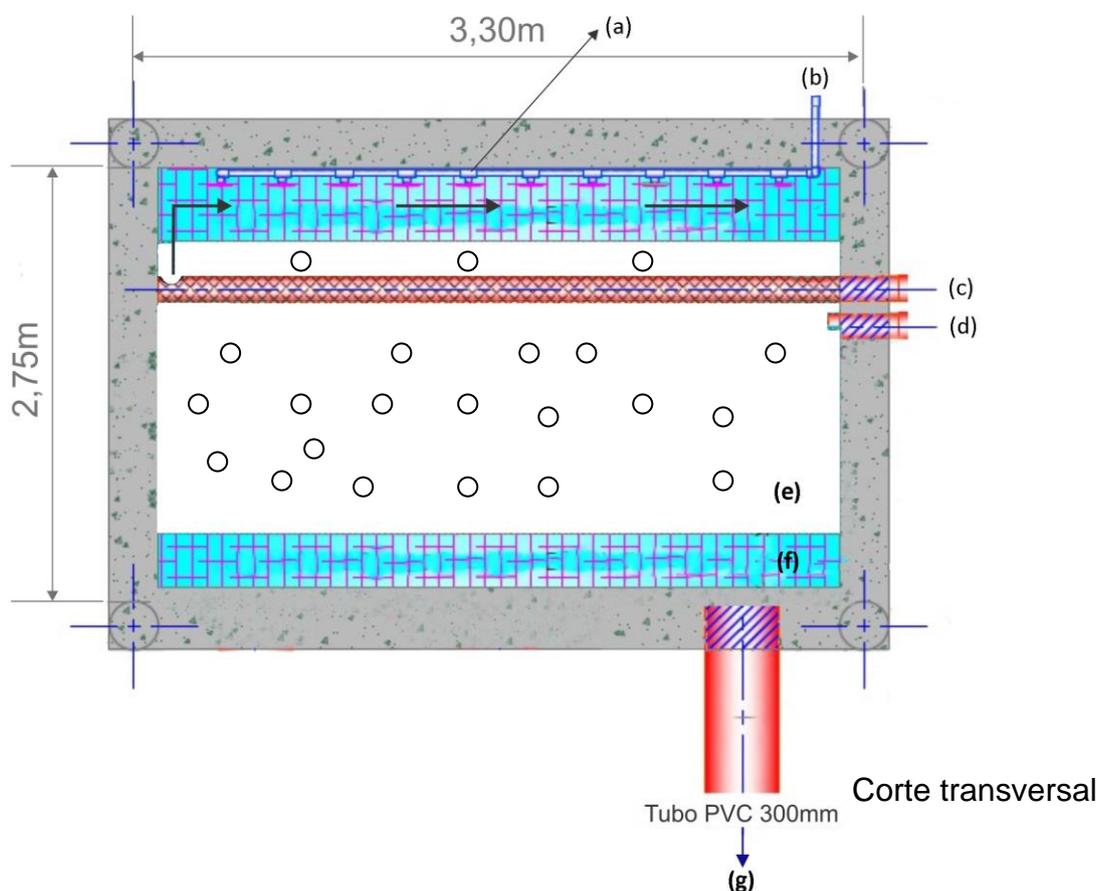
A inovação proposta neste trabalho foi a implantação de um tanque de aeração de $10,4 \text{ m}^3$ de volume, comprimento de 3,30 m, largura de 2,75 m e profundidade de 1,15 m, instalado entre o RALF e o FBA (Figura 5.2), com TDH médio de 12 minutos. A aeração contínua foi mantida por um compressor, com capacidade máxima de vazão de ar de $1.133 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$, volume de 425 L, pressão de ar de 175 psi, potência de 10 HP e capacidade máxima de vazão de ar de $1.133 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$. Porém a vazão de ar no tanque de aeração foi mantida em $300 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$.

Na saída do compressor foi conectada uma mangueira de polietileno de diâmetro interno de 20 mm que conduzia o ar até o tanque de aeração. Dentro do

tanque de aeração a tubulação era em polipropileno de 20 mm de diâmetro interno, mais resistente às reações de oxidação.

Para aumentar a capacidade de dissolução do oxigênio no meio líquido, foram instalados dez difusores de microbolhas tipo prato (Figura 5.3a), com vazão de ar de $30 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ com diâmetro de 152,0 mm e porosidade de 0,5 a 1,5 mm (bolhas finas), a 1 m de profundidade, com espaçamento de 15,0 cm entre eles (Figura 5.3b).

Figura 5.2 - Tanque de aeração instalado na ETE Cará-cará entre o RALF e o FBA. Detalhes: (a) Difusores, (b) Entrada de ar pressurizado, (c) Entrada de efluente do RALF, (d) Recirculação do efluente final, (e) Preenchimento com flocos de espuma, (f) Rede para contenção de flocos de espuma, (g) Saída do tanque de aeração para o FBA



Fonte : O autor.

Os difusores de microbolhas são totalmente anticorrosivos, montados diretamente em tubulações plásticas, submersos ao fundo o que evita zonas mortas, a membrana elástica funciona como válvula de retenção, não resfria o efluente favorecendo a atividade biológica e possuem alta taxa de transferência de oxigênio por microbolhas (AMBIENTECH, 2014).

Figura 5.3 – Difusor de microbolha instalado no fundo do tanque de aeração: a) difusor tipo prato, b) difusores em funcionamento espaçados 15,0 cm entre si e a 1,0 m de profundidade



Fonte: O autor.

Dentro do tanque de aeração, na fase V, foi colocado 3,0 m³ de flocos de espuma de poliuretano de tamanhos entre 2,0 cm a 4,0 cm, na tentativa de funcionarem como meio suporte de bactérias e para melhorar a distribuição do esgoto dentro do tanque de aeração foi adicionado uma tubulação de 300mm conforme Figura 5.2.

A Tabela 5.1 indica as fases experimentais em função das unidades operacionais avaliadas durante o período avaliado.

Tabela 5.1 - Unidades operacionais em funcionamento avaliadas para remoção de mau odor na ETE Cará-cará em diferentes fases operacionais

Fases	RALF	Tanque de aeração	FBA	Decantador	Recirculação do efluente*	Recirculação de lodo**
I	X		x	x		
II	X	X	X	X		X
III	X	X		X		X
IV	X	X	X	X	X	X
V	X	x	x	x	X	x

*Recirculação do efluente do decantador secundário para o tanque de aeração.

** Recirculação do lodo do decantador secundário para antes do RALF.

A análise de temperatura foi do esgoto afluente, efluente do RALF, tanque de aeração, filtro e decantador. O oxigênio dissolvido foi medido na saída do tanque de aeração.

Na Tabela 5.2 estão descritas as condições operacionais da ETE Cará-cará ao longo do período experimental.

Tabela 5.2 – Condições operacionais da ETE Cará-cará monitoradas durante o período experimental

Fases	Carga orgânica (kg DQO.d ⁻¹)	* Q _M (L.s ⁻¹)	Temp. (°C)	OD (mg/L)	Duração dias	Período
I	1054	12	17 a 25	-	365	01/01 a 31/12/12**
II	1250	15	18 a 21	0,5 a 2,7	61	01/07 a 30/08/13
III	1045	11	18 a 24	1,9 a 5,3	78	01/09 a 17/11/13
IV	841	10	22 a 27	0,8 a 1,6	72	18/11/13 a 28/01/14
V	164	14	21 a 26	1,3 a 3,1	60	30/01 a 30/03/14

*Q_m – vazão medida na calha Parshall.

** Dados cedidos pela SANEPAR previamente ao período experimental.

5.2.3 Métodos analíticos

Como a literatura aponta que o principal gás que promove mau odor numa ETE é o gás sulfídrico, optou-se no trabalho pelo monitoramento deste gás.

Para avaliação da eficiência do processo, no meio líquido, foi realizada análise de sulfeto após o RALF e ao tanque de aeração, (pontos 2 e 3), conforme Figura 5.1, em uma frequência quinzenal.

As análises dos parâmetros pH, oxigênio dissolvido e temperatura foram efetuadas diariamente, a DQO foi semanal, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato a cada quinze dias.

Todos os resultados do meio líquido foram submetidos à análise estatística em blocos casualizados. Quando os valores de F foram significativos ($P < 0,05$), foi aplicado o teste de Tukey ($\alpha = 0,05$) para comparar os efeitos das fases. Todas as análises estatísticas foram realizadas mediante uso do programa de computador SAS versão 9.2 (SAS System, 2010).

Para análise da eficiência de remoção do H₂S no ar foram realizadas medições com detector portátil de sulfeto de hidrogênio Jerome 631 – X, com uma faixa de leitura de 0 a 50 ppm (partes por milhão).

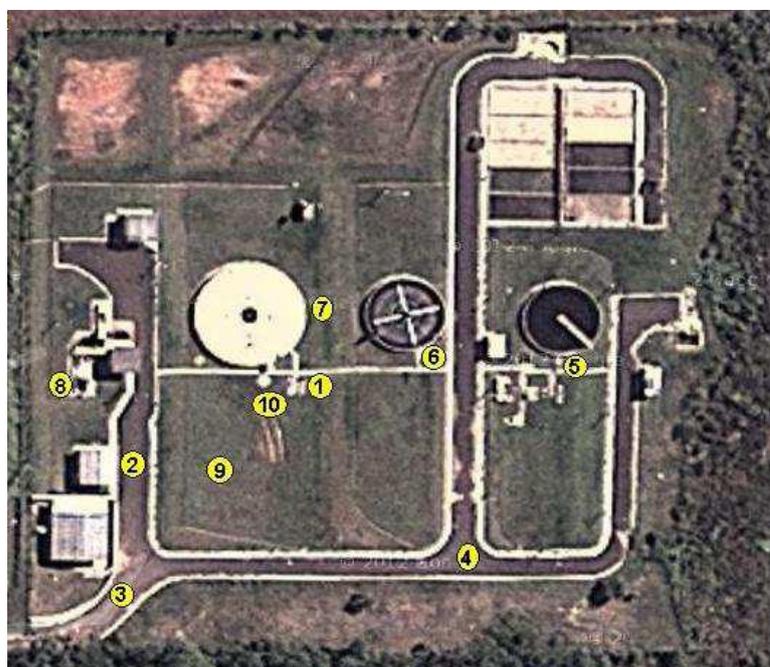
Foram escolhidos 10 pontos localizados nas instalações da ETE Cará-Cará para realizar as medições de sulfeto (Tabela 5.3). Primeiramente as amostragens foram feitas com o sistema de aeração no tanque de aeração ligado, em um segundo momento a aeração foi desligada e após 15 minutos foram realizadas as medições.

Tabela 5.3 – Localização dos pontos na ETE Cará-cará para medição da concentração do H₂S no ar

Ponto	Localização na ETE
1	Saída do tanque de aeração
2	Em frente à sala de operação próximo a entrada da ETE
3	Portão de entrada da ETE
4	Área de circulação
5	Decantador
6	Filtro percolador
7	Entre RALF e FBA
8	Tratamento preliminar
9	Área gramada
10	Próximo ao tanque de aeração

A Figura 5.4 é a imagem retirada do Google Earth com indicação dos pontos amostrados na medição da concentração de H₂S no ar da ETE Cará-cará.

Figura 5.4 – ETE Cará-cará com a localização dos pontos para medição da concentração do H₂S no ar com JEROME, realizadas em 10/06/14



Fonte: GOOGLE MAPS (2014).

Posteriormente novas medições das concentrações de H₂S e temperatura no tanque de aeração foram monitoradas por um detector portátil de gás sulfídrico: GASTEC Corporation versão 5.06.000, Modelo GHS-8AT (Figura 5.5) com limite de

detecção de 0 a 1000 ppm e medição a cada 5 segundos e armazenamento da média das concentrações a cada 5 minutos. O monitoramento foi realizado dentro da atmosfera do tanque de aeração no período de 03 a 09 de julho de 2014.

Figura 5.5 – Detector portátil de gás sulfídrico de 0 a 1000 ppm



Fonte: O autor.

5.3 Resultados e discussão

5.3.1 Remoção de sulfetos

Em estudo realizado para combate de maus odores, provocados por sulfetos, em três ETE na cidade de Curitiba, Alves et al. (2004) identificaram a canaleta do efluente do RALF como um dos pontos de maior concentração de maus odores nas estações. Porém segundo Munõz et al. (2010), existe falta de estudos mais elaborados, no que diz respeito a decomposição de compostos voláteis termicamente instáveis, principalmente os de enxofre, gerados nos processos de tratamento de esgoto.

Para monitoramento da eficiência de remoção de maus odores pelas inovações da ETE Cará-cará propostas neste trabalho, foi realizado análise de sulfeto no efluente da canaleta de saída do RALF e após o tanque de aeração.

A Tabela 5.4 apresenta os resultados pontuais deste parâmetro avaliado.

Tabela 5.4 – Resultados da saída do RALF, saída do tanque de aeração, relação de OD por sulfeto em e eficiência de remoção (ϵ %) de sulfeto no meio líquido em mg.L^{-1} (Valor \pm DP(n))

PONTOS DE AMOSTRAGEM *					
FASES	2	3	OD (mg.L^{-1})	Relação de OD por sulfeto	(ϵ %)
I	-	-	-	-	-
II	$5,9 \pm 2,2$ B**	$4,2 \pm 2,4$ BC	0,5 a 2,7	0,34	29,8 %
III	$10,3 \pm 1,9$ A	$6,6 \pm 2,3$ BC	1,9 a 5,3	0,36	35,2 %
IV	$9,5 \pm 4,4$ A	$7,3 \pm 3,1$ A	0,8 a 1,6	0,13	23,2 %
IV	$3,8 \pm 1,5$ B	$2,1 \pm 1,0$ C	1,3 a 3,1	0,52	44,7 %

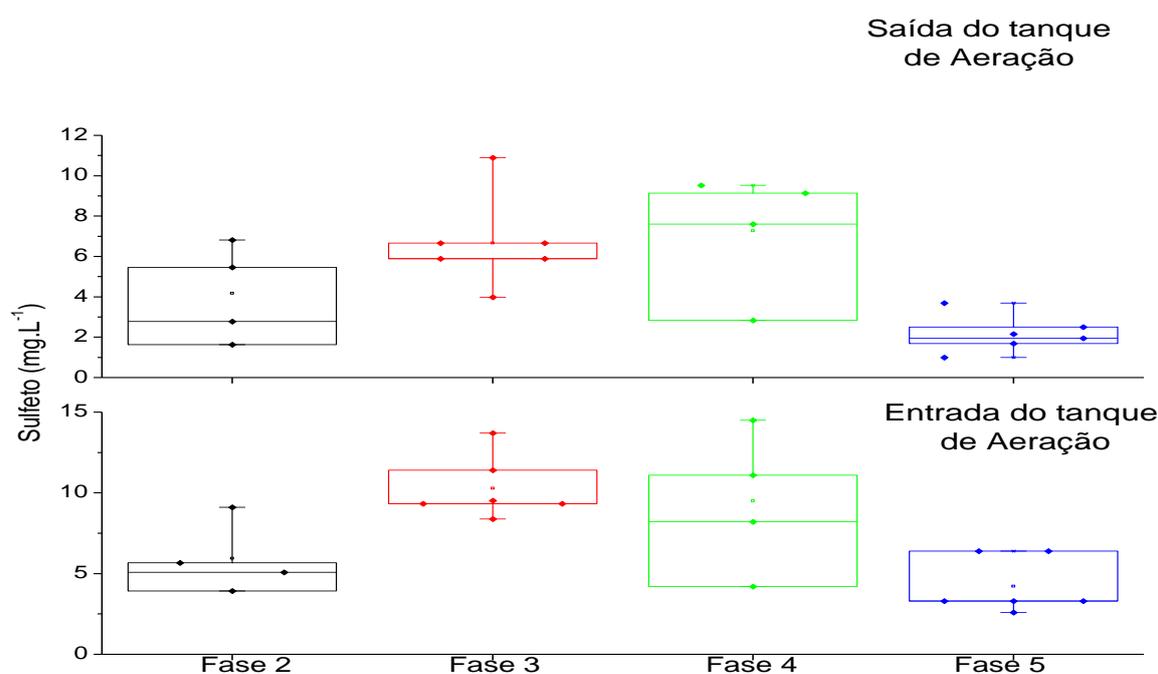
*2- Saída do RALF, entrada do tanque de aeração, 3- Saída do tanque de aeração.

** Letras maiúsculas iguais nas colunas não diferem estatisticamente entre si. ($P < 0,05$)

Na fase I os parâmetros apresentados na Tabela 5.4 não foram monitorados, porque a Sanepar não tem obrigação e não são análises usuais no monitoramento da ETE

Na Figura 5.6 está apresentada a variação dos resultados de sulfeto para os pontos 2 (entrada do tanque de aeração) e 3 (saída do tanque de aeração).

Figura 5.6 – Variação da concentração de sulfeto do efluente em mg.L^{-1} para as fases II, III, IV e V



Fonte:O autor.

Analisando as fases III e IV, que conforme Tabela 5.4 não apresentaram diferença estatisticamente significativa no ponto 2, percebe-se que com o aumento da relação de oxigênio dissolvido por sulfeto, houve diferença significativa na concentração de sulfeto entre as fases no ponto 3 a nível de 5%, apresentando a fase III uma melhor eficiência na remoção de sulfeto, quando comparada a fase IV.

As fases II e V não apresentaram diferença estatisticamente significativa a 5% para o ponto 2 (entrada do tanque de aeração). Com a instalação de uma tubulação de 300 mm, (Figura 5.2), que fez com que o efluente do RALF fosse melhor distribuído no tanque de aeração, percebe-se conforme Tabela 5.4, um aumento da remoção do $H_2S_{(aq)}$ de 29,8% na fase II, para 44,7% na fase V, porém não houve diferença significativa entre as fases no ponto 3 (saída do tanque de aeração).

Acredita-se que a instalação desta tubulação no interior do tanque de aeração forçou a passagem do esgoto por todos os difusores de microbolhas obtendo um maior contato do ar com o esgoto e como consequência oxidou mais $H_2S_{(aq)}$. Além disso na fase V, houve recirculação do efluente do decantador secundário para o tanque de aeração que pode ter ajudado a diluir a concentração de sulfeto.

Nota-se na Figura 5.6, que houve uma estabilidade do sulfeto do ponto 3 (saída do tanque de aeração) na fase V, pois mais de 50% dos resultados permaneceram entre 0,99 a 2,15 $mg.L^{-1}$ sendo a menor variação entre todas as fases.

Esta boa eficiência de remoção de sulfeto na fase V, pode estar também relacionada ao pH desta fase que em média foi de 7,0 (Figura 5.7) se comparado ao pH da fase III que foi de 6,7 e obteve apenas 23% de remoção de sulfeto.

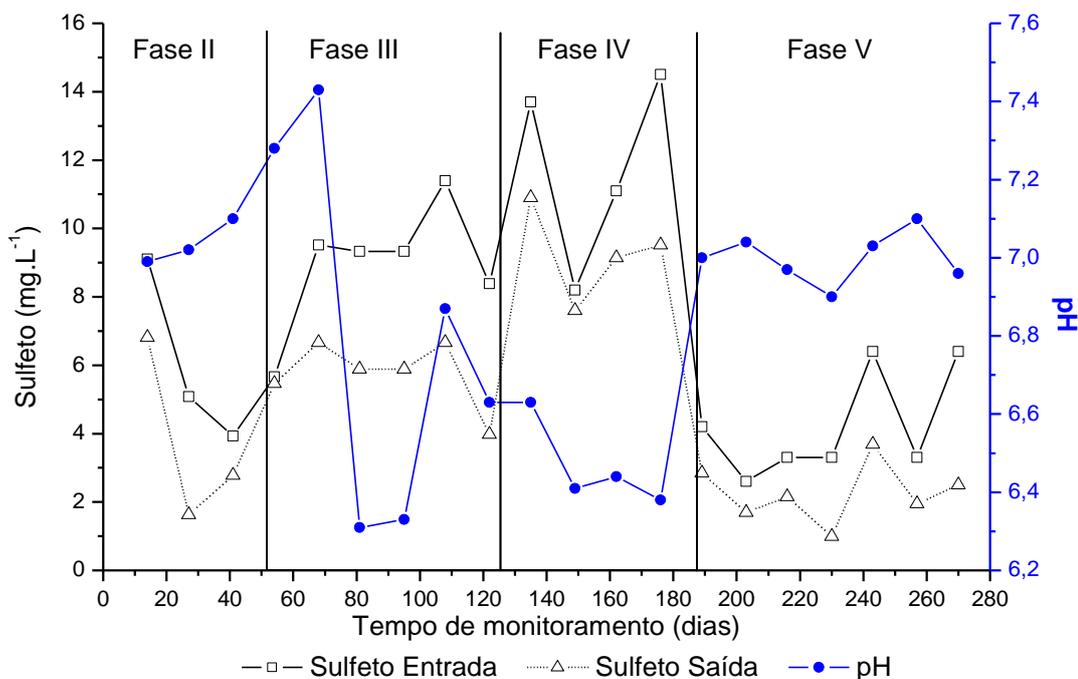
Devido ao pH do esgoto ficar próximo à neutralidade (7,0), como na fase V, o sulfeto de hidrogênio encontra-se principalmente nas formas de $H_2S_{(l)}$ e $HS_{(l)}^-$. A espécie S^- começa a ser formada em um pH próximo a 12, o que não ocorre nos esgotos domésticos (YANG *et al.* 2005 citado por ZHANG, 2008).

Segundo Gostelow; Parsons e Stuetz, (2001), somente o sulfeto de hidrogênio na forma molecular (H_2S), causa maus odores, porque somente nesta forma, pode ser transferido através da interface ar-água, dando origem a emissão de $H_2S_{(g)}$, principal causador de maus odores nas ETE. Em pH 7, teoricamente 50% do $H_2S_{(g)}$, está nesta forma, e em condições ácidas os problemas de odor tendem a

aumentar porque a medida que o pH diminui aumenta a formação de (H_2S), e diminui a espécie HS^- .

Durante a pesquisa, o pH na saída do RALF permaneceu entre 6,26 a 7,56 e a variação da concentração de sulfeto dos pontos 2 e 3 em função do pH pode ser visualizada na Figura 5.7.

Figura 5.7 - Variação da concentração de sulfeto dos pontos 2 e 3 em $mg.L^{-1}$ em função do pH



Fonte: O autor.

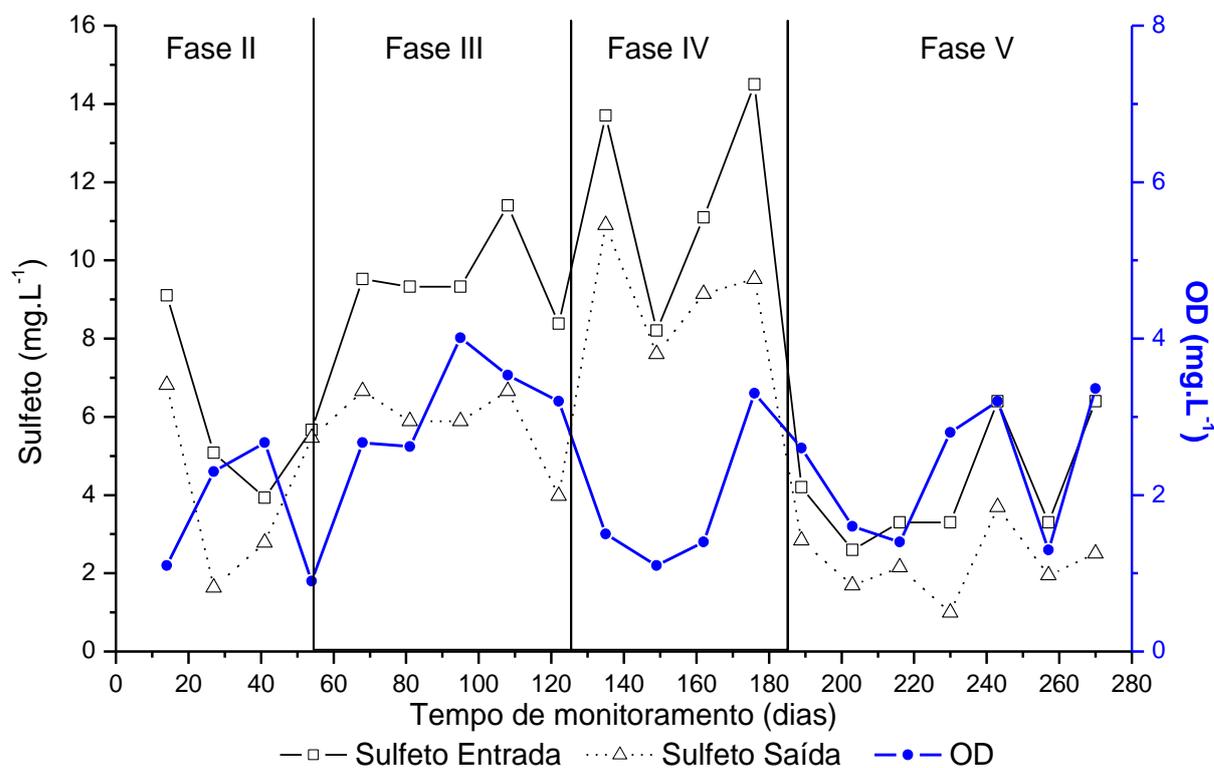
Outro fator importante e que pode influenciar no resultado da remoção de sulfeto é a concentração de oxigênio dissolvido. Na Figura 5.8 pode ser observado que quanto menor a concentração de oxigênio dissolvido maior será a concentração de sulfeto, neste caso no meio líquido. Esta análise pode ser melhor visualizada durante a fase 4.

A Tabela 5.4 apresenta uma relação muito importante da concentração de sulfeto por oxigênio dissolvido. Na fase V esta relação ficou em 0,52 sendo a fase com melhor eficiência na remoção de sulfeto. Na fase 4 observa-se que a relação de sulfeto por oxigênio dissolvido foi de apenas 0,13 obtendo o pior resultado entre as fases. Entretanto, ambas as fases tiveram as mesmas unidades operacionais em funcionamento (Tabela 5.1), sendo a única diferença a instalação da tubulação de 300 mm na fase V.

Segundo Janssen et al.(1995) citado por Camilloti (2012) a concentração ideal de oxigênio dissolvido por sulfeto para oxidação diretamente a enxofre

elementar é de 0,7. Os autores conseguiram obter um lodo com 92% de enxofre elementar em reator de leito expandido.

Figura 5.8 – Variação da concentração de sulfeto nos pontos 2 e 3 em função do oxigênio dissolvido medido no interior do tanque de aeração em mg.L^{-1}

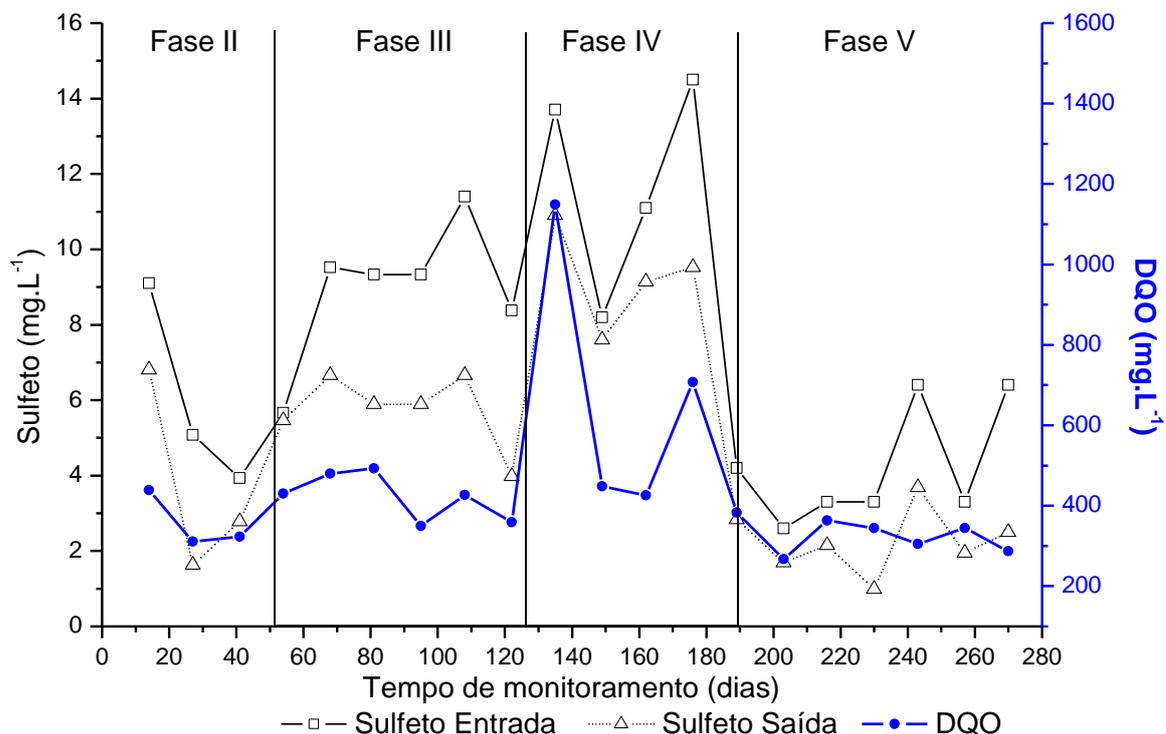


Fonte: O autor.

Pode-se observar que a remoção de sulfeto e consequentemente a diminuição de maus odores em uma ETE provocada por este gás, dependem de diversos fatores, tais como pH e oxigênio dissolvido conforme Figuras 5.7 e 5.8 respectivamente e também da DQO e temperatura conforme Figuras 5.9 e 5.10.

Na Figura 5.9 observa-se que quanto maior a concentração de DQO em mg.L^{-1} maior foi a concentração de sulfeto. O aumento da DQO pode diminuir a eficiência na remoção de sulfeto, pois parte do oxigênio dissolvido pode estar sendo utilizado para a oxidação da matéria orgânica e não para oxidação de sulfeto a sulfato ou enxofre elementar. Nota-se que a fase IV, fase de menor eficiência na remoção de sulfetos obteve os maiores valores de DQO e a menor relação oxigênio dissolvido por concentração de sulfeto em mg.L^{-1} .

Figura 5.9 – Variação da concentração de sulfeto nos pontos 2 e 3 em função da DQO



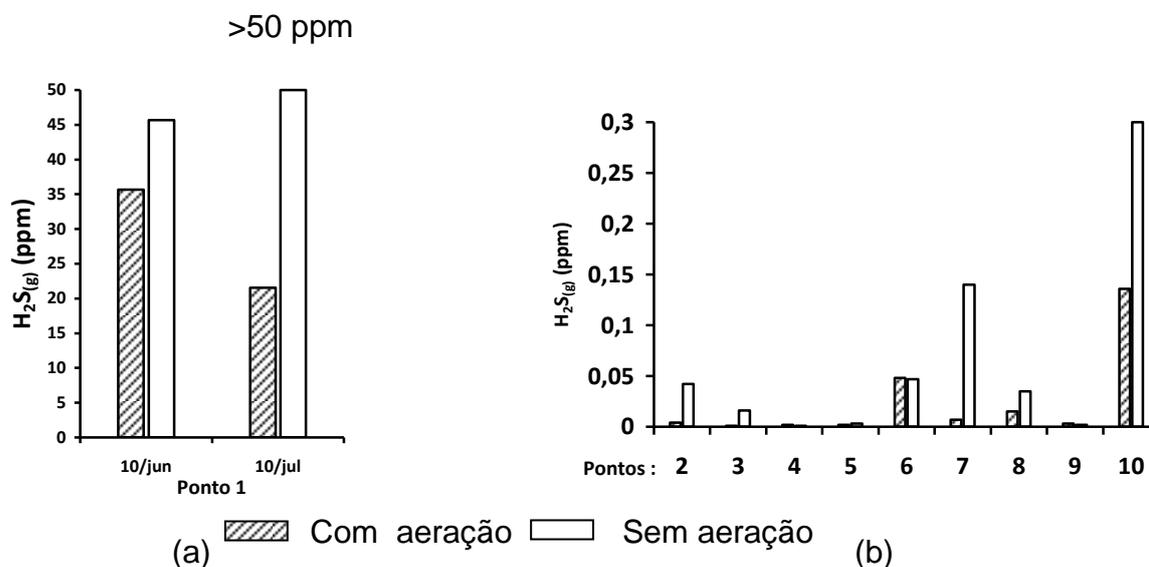
Fonte: O autor.

Para a quantificação do $H_2S_{(g)}$, na ETE, foi utilizado o equipamento Jerome 631-X. De cada ponto foram realizadas 10 medidas, com o sistema de aeração ligado e 10 com sistema desligado, sendo as médias apresentadas na Figura 5.10. Os pontos foram identificados na Tabela 5.3.

O ponto 1 localizado na saída do tanque de aeração, foi identificado como o local de maior fonte de maus odores na ETE e por isso optou-se por apresentar os resultados graficamente separados dos demais pontos amostrados. De acordo com as medições realizadas no dia 10 de junho, pode-se perceber uma redução de 22 % na concentração de $H_2S_{(g)}$ em ppm quando o sistema de aeração foi ligado. No dia 10 de julho foram efetuadas novas medições e a redução da concentração de sulfeto de hidrogênio foi ainda maior chegando a mais de 50 %, como pode ser observado na Figura 5.10 (a).

Com relação a Figura 5.10 (b) percebe-se que os pontos 6, localizado no FBA, 7 entre o RALF e FBA e 10 próximo ao tanque de aeração, foram entre os pontos analisados, os que apresentaram as maiores concentrações de $H_2S_{(g)}$, com o sistema de aeração desligado, quando o sistema de aeração foi ligado as reduções chegaram a até 95 % no ponto 7 e 55 % no ponto 10.

Figura 5.10 – Concentração de $H_2S_{(g)}$ em ppm, medido com aeração e sem aeração na ETE Carará: (a) realizada nos dias 10 de junho e 10 de julho, ponto 1 e (b) no dia 10 de junho nos demais pontos



Fonte: O autor.

Os pontos 3 (portão de entrada da ETE), 4 (área de circulação), 5 (Decantador) e 9 (área gramada), que são locais mais afastados do tanque de aeração, apresentaram concentrações de H_2S abaixo dos limites considerados. Certamente esta concentração não causaria incômodo às populações vizinhas desta ETE que estão a aproximadamente 800 m de distância.

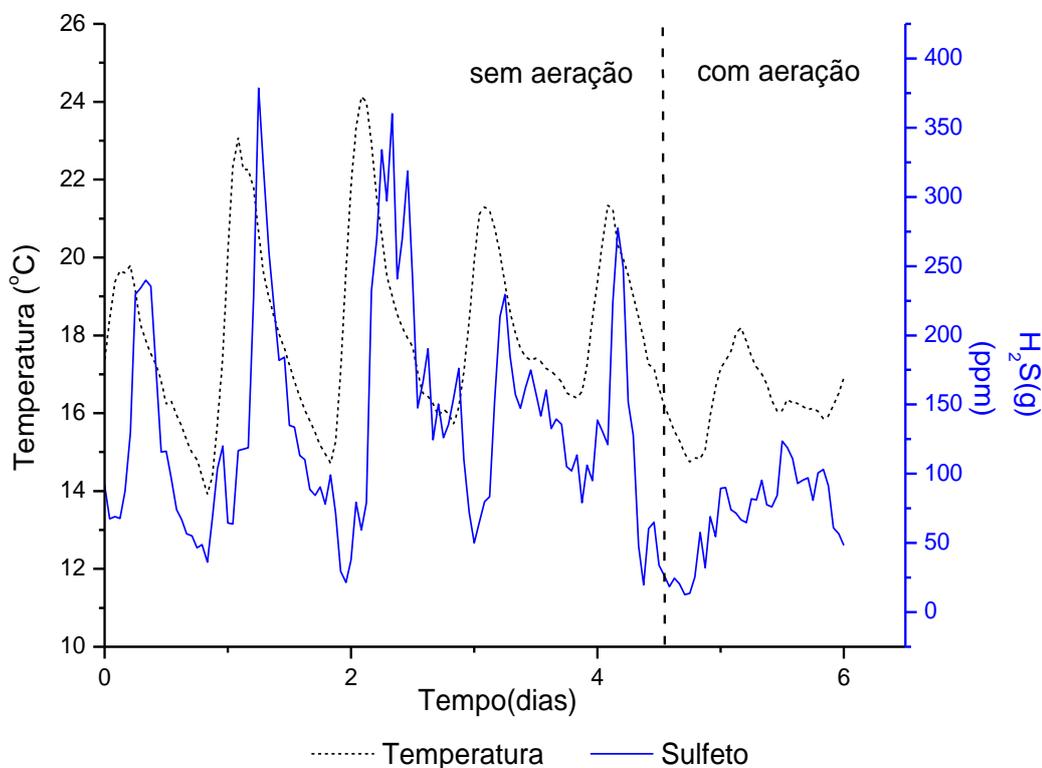
Tabela 5.5 – Limites de percepção do H_2S em ppm

Limite de percepção do $H_2S_{(g)}$ em ppm	Autores	Valor mínimo e máximo amostrado na ETE com aeração
0,00047	Metcalf; Eddy (2003)	
0,001 a 0,0081	Quadros (2004)	
0,001	Nulovari et al. <i>apud</i> Carmo Junior (2005)	
0,00047	Le Cloirec <i>apud</i> Schirmer; Lisboa; Muniz (2005)	0,001 a 35,667
0,005	Hallmann; Aldrich (2006)	
0,008 a 0,2	Brian (2008)	

Fonte: adaptado de CASAN (2014).

Entre os dias 3 e 9 de julho foram realizadas medições dentro do tanque de aeração com o medidor portátil Gastec dos parâmetros sulfeto e temperatura do ar cujos resultados estão apresentados na Figura 5.11.

Figura 5.11 – Variação da concentração de $H_2S_{(g)}$ em ppm e temperatura em $^{\circ}C$, medidos no período de 03 a 09 de julho



Fonte: O autor.

O monitoramento das concentrações de H_2S no tanque de aeração permitiu identificar um comportamento aleatório e cíclico que indica que a emissão de $H_2S_{(g)}$ é influenciada por fatores externos, como temperatura (aumentando a temperatura aumenta a liberação do H_2S do meio líquido), carga de esgoto afluyente e vazão de chegada do esgoto na ETE. Sendo assim, é possível identificar curvas periódicas e sazonais, que apresentam alterações no decorrer do dia e que podem direcionar o melhor momento de operação do sistema em condições futuras. Na Figura 5.11 o sistema de aeração permaneceu desligado do meio dia do dia 0 às 11h do dia 4. Percebe-se que o sistema não zerou a concentração do poluente, porém os picos de concentração de sulfeto quando o equipamento permaneceu ligado reduziram de 400 ppm para 120 ppm, dentro do tanque de aeração, ponto da ETE identificado com maior liberação de maus odores. Sendo assim o sistema se mostrou eficiente para evitar incômodo à população vizinha à estação.

A Figura 5.11 também representa a série histórica de temperatura no tanque de aeração. Durante o período do experimento foram observadas variações de temperaturas com máximas de 24°C e mínimas de 14°C. O sistema de tratamento de esgoto foi operado abaixo da faixa ótima de temperatura de 25 a 35 °C recomendada por Jordão e Pessoa (2011), porém sem prejuízos a eficiência no processo. Comparando as variações de sulfeto e temperatura na Figura 5.11, pode-se perceber que quando ocorre aumento da temperatura aumenta a concentração de sulfeto e o contrário também é verdadeiro.

5.4 Conclusão

O sistema de aeração composto por compressor de ar e difusores de microbolhas finas, com vazão de ar de 300 L.min⁻¹, manteve a concentração de oxigênio dissolvido no tanque de aeração em média entre 0,5 a 5,3 mg.L⁻¹, obtendo ótimos resultados na diminuição de maus odores na ETE.

No meio líquido a concentração de H₂S reduziu de 3,8 para 2,1 ppm, na fase V (que obteve os melhores resultados), com a colocação de espuma de poliuretano no tanque de aeração e principalmente pela distribuição do esgoto com a tubulação de 300 mm apresentando uma remoção de sulfetos de aproximadamente de 44,7%. Já a redução do H₂S na atmosfera, no ponto identificado com a maior liberação de maus odores, os resultados medidos no dia 10 de julho com o sistema de aeração desligado foram superiores a 50 ppm (acima do limite do medidor). Quando o sistema de aeração foi ligado, o valor médio de sulfeto foi de aproximadamente 20 ppm, obtendo uma redução na concentração de H₂S na atmosfera de 60%.

Por um período de 6 dias com medições a cada 5 segundos, foi realizado o monitoramento do H₂S dentro do tanque de aeração, ponto da ETE identificado com maior liberação de maus odores, apresentando ótimos resultados na diminuição da liberação de sulfetos, não zerando sua concentração porém reduzindo os picos de 400 para 120 ppm.

Sendo assim, a aeração mostrou-se muito eficiente na redução de maus odores na ETE, além de contribuir na melhoria da qualidade de vida dos operadores e diminuição do incômodo causado na população vizinha à estação.

6. CONCLUSÃO GERAL

A eficiência média de remoção de carga orgânica apenas pelo tratamento anaeróbio efetuado pelo RALF foi de 60 %, não atingindo os padrões para lançamento de efluente no corpo receptor segundo a portaria de outorga da ETE, nº 421 (2009), necessitando de uma unidade de pós tratamento. O conjunto filtro biológico percolador e decantador secundário, como pós tratamento do RALF, se mostrou bem eficiente elevando os índices de remoção de carga orgânica acima de 90% e sólidos de 92%, com um baixo consumo de energia elétrica e pouca geração de lodo se comparado ao sistema de lodos ativados.

Com o sistema de aeração obteve-se a redução de sulfetos no meio aquoso de 3,8 para 2,1 ppm, na fase 5, apresentando uma remoção de sulfetos no meio líquido de aproximadamente 44,7%. Já a redução do H₂S na atmosfera, no ponto identificado com a maior liberação de maus odores, os resultados medidos no dia 10 de julho com o sistema de aeração desligado foram superiores a 50 ppm (acima do limite do medidor). Quando o sistema de aeração foi ligado, o valor médio de sulfeto foi de aproximadamente 20 ppm, obtendo uma redução na concentração de H₂S na atmosfera de 60%.

Por um período de 6 dias com medições a cada 5 segundos, foi realizado o monitoramento do H₂S dentro do tanque de aeração, ponto da ETE identificado com maior liberação de maus odores, apresentando ótimos resultados na diminuição da liberação de sulfetos, não zerando sua concentração porém reduzindo os picos de 400 para 120 ppm.

Na fase 5, com a colocação de espuma no tanque de aeração verificou-se a remoção de nitrogênio amoniacal em 40%, porém os valores finais do efluente não foram satisfatórios ficando em média em 48 mg.L⁻¹.

A elevada eficiência na remoção de sólidos deve-se principalmente ao retorno do lodo do decantador secundário ao RALF, sendo efetuado continuamente. O lodo de todo o processo foi removido apenas do RALF, e secos em leitos de secagem.

Considerando a remoção de nitrogênio amoniacal, sulfetos, matéria orgânica e sólidos suspensos do efluente final, a fase 5 com RALF, tanque de aeração com espuma, FBA, Decantador e recirculação do efluente com vazão de 16 L.s⁻¹, foi a que apresentou os melhores resultados, sem apresentar qualquer problema operacional.

7. RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A partir dos resultados obtidos, são propostas as seguintes sugestões para trabalhos futuros.

- Aumentar o tempo de detenção hidráulica do tanque de aeração para no mínimo 30 minutos.
- Avaliar as taxas de recirculação de lodo.
- Variar as taxas de aeração.
- Promover o enchimento do tanque de aeração com materiais plásticos (mídias).

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, S.B.; ZAIAT M. Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.13, n.2, p. 181-188, abr./jun. 2008.

AGRAHARI, G.K.; RAWAT, A.; VERMA, N.; BHATTACHARYA, P., K. Removal of dissolved H₂S from wastewater using hollow fiber membrane contactor: Experimental and mathematical analysis. **Desalination**. v. 314, p.34–42, 2013.

AISSE, M.M.; SOBRINHO, P.A. **Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. PROSAB. Coletânea de trabalhos técnicos – Volume 2, coordenada pelo Professor Carlos Augusto Lemos Chernicharo da UFMG, 2001.

ALMEIDA, P.G.S.; OLIVEIRA, S.C.; CHERNICHARO, C.A.L. Operação de filtros biológicos percoladores pós-reatores UASB sem a etapa de decantação secundária. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.16, n.3, 271-280, jul./set. 2011.

ALVES, H.B.; MOCHIDA,G.A.; CRUZ,G.G.C.; DUMA, M.; SAVELLI,C.G. Precipitação química e cloração para combate a maus odores em estações de tratamento de esgoto anaeróbias. **Sanare**. Revista Técnica da Sanepar, v.21, n.21, p. 19-32, jul./set. 2004.

AMBIENTECH, Difusores de ar. Disponível em: <www.gruporesearch.com/ambientech>. Acessado em 19/12/2014.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th Baltimore , Maryland: United Book Press, Inc., 2012.

ARIMA, G.A. **Otimização de reator sequencial em batelada para remoção biológica de carbono e nitrogênio com controle difuso**. 367 f. Tese submetida ao Programa de Pós – graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – Resolução CONAMA 430. Disponível em:< www.mma.gov.br>.Acessado em 28/08/2014.

CAMILOTI, P.R. **Recuperação de enxofre elementar em reatores microaerados**. 139f. Dissertação apresentada ao programa de Engenharia Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, 2012.

CASAN. COMPANHIA CATARINENSE DE ÁGUAS E SANEAMENTO. **Relatório técnico de Visita a ETE Cará-cará – SANEPAR**. Ponta Grossa – Paraná, jul. 2014.

CASEIRO, A.H.; PIVELI, R.P., SOBRINHO, P.A. Reator UASB Tratando Esgoto Sanitário e digerindo lodo aeróbio excedente. In: XXX CONGRESSO

INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, **Anais....** Punta del Este – Uruguay 26 a 30 de novembro de 2006.

CHERNICHARO, C.A.L.; STUETZ, R.M.; SOUZA C.L.; MELO G.C.B. Alternativas para o controle de emissões odorantes em reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, n.3, p. 229-236, jul/set 2010.

COSTA, F.J.O.G. **Avaliação da eficiência do sistema de aeração aplicado à oxidação de H₂S em esgoto sanitário**. Relatório Técnico. Curitiba, 2014.

CRUZ, G.G.J. **O acúmulo de lodo em lagoas de estabilização no tratamento de esgoto sanitário doméstico: estudo de caso das lagoas do município de Ponta Grossa, Paraná**. 86f. Dissertação Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial, da Universidade Federal do Paraná, em parceria com o Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial e a Universität Stuttgart. Curitiba, 2013.

GIUSTINA, S. V. D.; MIRANDA, L. A. S.; MONTEGGIA, L. O. Remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos por nova configuração de biofiltro aeróbio submerso no pós-tratamento de efluente de reator UASB. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, n.3, p.257-266, jul./set. 2010.

GONÇALVES, R.F. (coordenador). **Desinfecção de efluentes sanitários, remoção de organismos patogênicos e substâncias nocivas**. Aplicações para fins produtivos como agricultura, aquicultura e hidroponia. 1. ed. Rio de Janeiro: Prosab, ABES 2003. 438p.

GONÇALVES, R.F., VERONEZ, F.A., BERNARDES, C.F., KISSLING, C.M.S. Desempenho de um reator UASB na digestão de esgoto sanitário e lodo aeróbio descartado de biofiltros aerados submersos – Escala 1000 habitantes. In: XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais... João Pessoa, 16 a 21 de setembro, 2001.

GONÇALVES, R.F.; ARAÚJO, V.L.; CHERNICHARO, C.A. Tratamento secundário de esgoto doméstico sanitário através da associação em série de reatores UASB e biofiltros aerados submersos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Foz do Iguaçu. **Anais...** Rio de Janeiro, ABES. p. 450-61, 1997.

GOOGLE MAPS. Disponível em: <<http://maps.google.com.br/>>. Acessado em 10/07/2014.

GOSTELOW, P.; PARSON, S.A.; STUETZ, R.M. Odour measurements for sewage treatment works. **Water Research**, v. 35, n. 3, p. 579 – 597, 2001.

HIRAKAWA, C.; PIVELI, R.P.; SOBRINHO, P.A. Biofiltro aerado submerso aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB – estudo em escala piloto com esgoto sanitário. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 7, n. 1-2, p. 82-94, jan./mar. 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acessado em 28/08/2014.

INSTITUTO TRATA BRASIL Disponível em: <www.tratabrasil.org.br>. Acessado em 28/08/2014.

JORDÃO; E. P.; **SIMPÓSIO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO, SANEPAR CURITIBA, 2012.**

JORDÃO; E. P.; PESSÔA; C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos.** 6ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011. 1050 p.

KASSAB, G.; HALALSHEH, M.; KLAPWIJK A. B.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J.B. Sequential anaerobic–aerobic treatment for domestic wastewater – A review. **Bioresource Technology**, v.101, p. 3299–3310, 2010.

LEBRERO, R.; GONDIM, A.C.; PÉREZ,R.; GARCÍA-ENCINA, P.A.; MUÑOZ, R. Comparative assessment of a biofilter, a biotrickling filter and a hollow fiber membrane bioreactor for odor treatment in wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 49, p.339 – 350, 2014.

METCALF e EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse.** McGraw-Hill International Editions, 3ª ed; New York, 1991.

MUNÓZ, R; SIVRET, E. C.; PARCSI, G.; LEBRERO R.; WANG, X.; SUFFET, I.H.M.; STUETZ, R.M. Monitoring techniques for odour abatement assessment. **Water Research**, v. 44, p.5129 – 5149, 2010.

PARANÁ. PORTARIA 421 (2009). Instituto das Águas do Paraná.

PARANÁ. RESOLUÇÃO SEMA Nº 021. Disponível em:<www.iap.pr.gov.br>. Acessado em 28/08/2014.

PONTES, P. P; CHERNICARO, C. A. L. Efeito do retorno de lodo aeróbio sobre as características da biomassa presente em reatores UASB tratando esgoto sanitário. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.14, n.2, p.223-234, abr./jun.2009.

PONTES, P.P. **Reatores UASB aplicados ao tratamento combinado de esgotos sanitários e lodo excedente de filtro biológico percolador.** 220f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte, 2003.

RAJBANSI B.; SARKAR U.; HOBBS S.E. Hazardous odor markers from sewage wastewater: A step towards simultaneous assessment, de aromatization and removal. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 45 p.1549 - 1557, 2013.

SAMPAIO, B.; SAMPAIO,Y.:. Influências Políticas na Eficiência de Empresas de Saneamento Brasileiras. **Revista Economia Aplicada**; São Paulo, v.11, n.3, p. 369-386, jul./set., 2007.

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

SAS System. SAS Institute Inc. SAS OnlineDoc® 9.1.2. Cary, NC: SAS Institute, 2010.

SCHIRMER, W. N. ; OLIVEIRA G.L. Desodorização de efluentes líquidos tratados em leito de zona de raízes (“wetlands”). **Revista Tecno-lógica**, Santa Cruz do Sul, v. 14, n.1, p. 11-19, jan/jun. 2010.

SOBRINHO, P. A.; JORDÃO, E. P. Pós tratamento de reatores anaeróbios – uma análise crítica, 2001. Disponível em: <www.finep.gov.br/prosab/livros/ProsabCarlos/Cap-9.pdf>. Acessado em 21/11/2014.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3 ed. Belo Horizonte. Ed. UFMG, 2005, 452 p.

ZHANG, L., SCHRYVER, P., GUSSEME, B., MUYNCK, W., BOON, N., VERSTRAETE W. Chemical and biological technologies for hydrogen sulfide emission control in sewer systems: A review. **Water Research**, v. 42, p. 1-12, 2008.