

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CÍVIL E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE ODOR NA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTO PARANOÁ E SEUS
PROBLEMAS ASSOCIADOS**

ALCIONE BATISTA DA SILVA

**ORIENTADOR: MARCO ANTONIO ALMEIDA DE SOUZA
CO-ORIENTADORA: ARIUSKA KARLA BARBOSA AMORIM**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E
RECURSOS HÍDRICOS**

**PUBLICAÇÃO: PTARH. DM – 105 / 07
BRASÍLIA/DF: JUNHO – 2007**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CÍVIL E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE ODOR NA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ESGOTO PARANOÁ E SEUS
PROBLEMAS ASSOCIADOS**

ALCIONE BATISTA DA SILVA

**DISSERTAÇÃO MESTRADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO
DE ENGENHARIA CÍVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE
TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA OBTENÇÃO DO GRAU
DE MESTRE.**

APROVADA POR:

**Prof. Marco Antonio Almeida de Souza, PhD (UnB)
(ORIENTADOR)**

**Prof. Ariuska Karla Barbosa Amorim, Doutora (UnB)
(CO-ORIENTADORA)**

**Prof. Ricardo Silveira Bernardes, PhD (UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)**

**Prof. Paulo Belli Filho, PhD (UFSC)
(EXAMINADOR EXTERNO)**

BRASÍLIA/DF, 25 DE JUNHO DE 2007

FICHA CATALOGRÁFICA

SILVA, ALCIONE BATISTA

Avaliação da produção de odor na estação de tratamento de esgoto Paranoá e seus problemas associados, 2007.

xxi, 111p., 210 x 297mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2007)

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Avaliação da produção de odor
2. produção de H₂S em ETE
3. problemas associados ao odor

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

SILVA, A. B. (2007). *Avaliação da produção de odor na estação de tratamento de esgoto Paranoá e seus problemas associados*. Dissertação de Mestrado, Publicação PTARH.DM-105/2007, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 111p.

CESSÃO DE DIREITOS

Nome do autor: Alcione Batista da Silva

Título da dissertação: Avaliação da produção de odor na estação de tratamento de esgoto Paranoá e seus problemas associados.

Grau: Mestre. Ano: 2007.

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do mesmo.

Alcione Batista da Silva

Quadra 404 Norte, Alameda 02, Lote 03, Conj. HM-02, Apart. 202, Bloco C.
CEP-77000-000 Palmas – TO – Brasil.

*Dedico este trabalho a Deus pelo conforto nos momentos de aflição;
A meus pais, Socorro e Luis, pelo incentivo e pela grande ajuda em todos os momentos;
Ao meu marido, Márcio, por compartilhar sua visão sensata do mundo e pela paciência
nos momentos difíceis;
Aos meus familiares e amigos, pelo amor e carinho.*

AGRADECIMENTOS

Ao professor Marco Antonio de Almeida Souza, meu orientador, pela preciosa orientação, pelos comentários sempre inteligentes e pela ótima convivência.

A professora Ariuska Karla Barbosa Amorim, pela preciosa co-orientação e pelo fornecimento de material bibliográfico.

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, pelos conhecimentos compartilhados. Em especial ao professor Koide por ter cedido à estação meteorológica e o carro para ajudar nesta pesquisa.

Ao Marcos Puffal, pela ajuda na instalação da estação meteorológica na ETE – Paranoá e pelo conhecimento passado do funcionamento da estação.

A Roseli pelo apoio na parte analítica no Laboratório de Análises de Água (LAA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília.

Aos amigos conquistados ao longo do curso, Jennifer, Ronaldo, Neusa, Carol, Eneida e Renan, pelos inesquecíveis *happy-hours*. A Jennifer em especial por ter sido minha parceira de kitnet e por ter compartilhado de meus bons e ruins momentos, durante a estada em Brasília.

Aos demais companheiros de sala, pela convivência e amizade em todos os momentos do curso.

Ao Belchior, responsável pela ETE Paranoá, por ter me passado sua experiência com relação à estação e por ter cedido os resultados analíticos e operacionais atuais da estação de tratamento de esgoto Paranoá.

Ao operador da CAESB, Marcelo, pelo apoio durante as atividades de campo e aos demais funcionários que me receberam muito bem.

Ao vigia da ETE – Paranoá, Luis, por ter me ajudado nas entrevistas com os moradores vizinhos a estação. À CAESB, pela cessão dos dados necessários à realização do trabalho.

Aos amigos Eneida, Renan e Ronaldo pela importantíssima ajuda nas coletas de águas residuárias no período da noite na ETE Paranoá.

A todos os entrevistados da região circunvizinha a estação de tratamento de esgoto Paranoá, pelo tempo e atenção dispensados e pelos comentários valiosos.

Em especial aos meus pais, pelo exemplo, incentivo, dedicação, carinho e empenho em me proporcionar sempre uma boa educação.

Ao meu marido, Márcio Santos, pelo apoio e inestimável amor transmitido, sempre presente em minhas conquistas.

A todos vocês os meus mais sinceros agradecimentos.

RESUMO

No Distrito Federal vêm ocorrendo problemas de emissões de odores provenientes de estações de tratamento de esgotos (ETE). Por essa razão, este trabalho tem por objetivo avaliar a produção de odor na ETE Paranoá (composta de reatores anaeróbios e lagoas de estabilizações), Distrito Federal, e os seus problemas associados, analisando o sulfeto de hidrogênio (H_2S) como indicador do mau cheiro. Para isso, utilizou-se um procedimento composto pelas seguintes ações: (1) determinações analíticas na fase líquida (pH, temperatura, condutividade elétrica, sulfeto total, sulfeto de hidrogênio, sulfato, enxofre elementar, oxigênio dissolvido, DQO e DBO); (2) determinação na fase gasosa do H_2S através de um sensor específico; (3) determinação da carga de emissão de H_2S utilizando como ferramenta um modelo matemático de emissão de odor; e (4) aplicação de questionários na área circunvizinha à ETE Paranoá.

A concentração de H_2S variou com relação aos horários de coleta, apresentando os valores máximos de 9,30, 14,87 e 5,81 mg/L (manhã, tarde e noite) no efluente do reator anaeróbio. Essa variabilidade na concentração de H_2S é creditada, principalmente, às variáveis externas (temperatura, pH, teor de enxofre, potencial redox, etc.) e ao próprio processo de tratamento. No que diz respeito à concentração de H_2S emitido para a atmosfera, próxima ao local da saída do efluente do reator anaeróbio, ficou sempre acima do limiar de odor de 0,0005 mg/L.

As cargas emitidas de H_2S para a atmosfera no tratamento preliminar, no reator anaeróbio, e na lagoa foram de 0,03 g/s; 0,30 g/s e 0,45 g/s (observadas) e de 0,05 g/s, 0,04 g/s e 0,38 g/s (preditas pelo modelo de emissão), respectivamente. Os parâmetros sulfato e DQO revelaram-se bons indicadores da redução do sulfato a sulfeto. Verificou-se a formação de sulfeto via redução dissimilatória de sulfato nas lagoas durante a noite, pois, na maioria do tempo, obteve-se baixa concentração de oxigênio dissolvido nessas lagoas (0,1 a 1,0 mg/L). Observou-se que ocorreu percepção de odor pelos habitantes circunvizinhos à ETE, com decorrente insatisfação, uma vez que 78% das pessoas entrevistadas sentem o mau cheiro proveniente da ETE e 60% disseram que a intensidade do odor é muito forte.

Concluiu-se que houve formação de H_2S no reator anaeróbio e redução de H_2S no tratamento preliminar e na lagoa.

ABSTRACT

The Federal District of Brazil has been suffering problems of emanations of odors proceeding from sewage treatment plants (STP). For this reason, this work has the objective of evaluating the production of odor in the Paranoá sewage treatment plant (Paranoá STP), in Federal District, and its associated problems, employing hydrogen sulfide (H_2S) as an indicator of mal odor. In order to doing this, we used a procedure composed of the following actions: (1) analytical determinations in the liquid phase (pH, temperature, electric conductivity, total sulfide, hydrogen of sulfide, sulfate, elementary sulphur, DO, COD and BOD); (2) determination of the H_2S concentrations in the gaseous phase through a specific sensor; (3) determination of the H_2S emission rates using a mathematical model for odor emission and (4) application of questionnaires in the surrounding area of the Paranoá STP.

The H_2S concentration presented variability with regard to the collection schedules, presenting maximum values of 9,30, 14,87 and 5.81 mg/L (morning, late and night) in the anaerobic reactor effluent. This variability in the H_2S concentration is credited, mainly, to the external variable (temperature, pH, sulphur concentration, potential redox, etc.) and to the proper process of treatment. The concentration of H_2S emitted for the atmosphere next to the place of the exit of the anaerobic reactor effluent was always above of the threshold of odor of 0,0005 mg/L.

The emitted loads of H_2S for the atmosphere in the preliminary treatment, in the anaerobic reactor, and in the lagoon had been of 0,03 g/s; 0,30 g/s and 0,45 g/s (observed) and of 0,05 g/s, 0,04 g/s and 0,38 g/s (predicted by the emission model), respectively. Sulphate and DQO had shown to be good pointers of the reduction of sulphate to sulfide. Sulfide formation by dissimilatory sulphate reduction was verified in the lagoons during the night, since concentrations of oxygen dissolved in these lagoons were low along the majority of the time, (0.1 to 1,0 mg/L). It was observed that perception of odor for the surrounding inhabitants to the STP occurred, with consequent non-satisfaction, since 78% of the interviewed people felt the bad smell proceeding from the STP and 60% had said that the odor intensity was very strong.

It was possible to conclude that H_2S was formed in the anaerobic reactor and that H_2S reduction occurred in the preliminary treatment and in the lagoon.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO.....	1
2 - OBJETIVOS.....	3
2.1 - OBJETIVO GERAL.....	3
2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1 - PERCEPÇÃO DE ODORE PROVENIENTE DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS.....	4
3.2 - PRODUÇÃO E EMISSÃO DE SULFETO DE HÍDROGÊNIO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	6
3.3 - IMPACTO AMBIENTAL CAUSADO POR EMISSÕES ODORANTES E PADRÕES DE QUALIDADE DO AR.....	10
3.4 - ESTUDOS CIENTÍFICOS SOBRE MODELOS DE EMISSÃO DE GASES ODORANTES EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS.....	14
3.5 - METEOROLOGIA RELACIONADA À DISPERSÃO ATMOSFÉRICA.....	16
3.6 - ESTIMATIVAS DAS EMISSÕES DE GASES ODORANTES.....	19
3.6.1 - Justificativa para escolha do modelo de emissão de odor.....	21
3.6.2 - Cálculo da emissão de compostos orgânicos voláteis propostos pelo modelo.....	22
3.6.2.1 - Volatilização em reservatório com superfície quiescente.....	22
3.6.2.2 - Volatilização em reservatório com aeração mecânica.....	25
3.6.2.3 -Emissões em sistemas com ar difuso.....	26
3.6.2.4 Biodegradação.....	27
3.6.2.5 -Cálculo para unidade do pré-tratamento.....	31
3.7 - ANÁLISES DE COMPOSTOS ODORANTES.....	32
3.7.1 - Olfatometria.....	32
3.7.2 - Nariz eletrônico.....	34

3.7.3 -	Métodos físico-químicos.....	34
3.8 -	CONTROLE DE ODOR NAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS.....	35
4 -	METODOLOGIA.....	40
4.1 -	DESCRIÇÃO DO SISTEMA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO PARANOÁ.....	41
4.1.1 -	Tratamento preliminar.....	41
4.1.2 -	Reatores anaeróbios de fluxo ascendente.....	42
4.1.3 -	Lagoas de alta taxa.....	44
4.1.4 -	Leito de disposição de lodo.....	45
4.2 -	PARTE EXPERIMENTAL.....	46
4.2.1 -	Fase líquida.....	46
5.3.1.1 -	Cálculo concentração de sulfeto de hidrogênio (H₂S).....	49
4.2.2 -	Amostragem e exames na fase gasosa.....	50
4.2.3 -	Levantamento dos parâmetros meteorológicos.....	51
4.2.4 -	Modelo de emissão de gases odorantes.....	52
4.2.5 -	Aplicação questionário.....	53
5 -	RESULTADOS E DICUSSÃO.....	55
5.1 -	CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO PARANOÁ.....	55
5.2 -	ANÁLISE DO COMPORTAMENTO DE FORMAS DE ENXOFRE NAS UNIDADES DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO PARANOÁ.....	57
5.2.1 -	Análise das formas de enxofre no reator anaeróbio e nas lagoas de alta taxa.....	61
5.2.2 -	Concentração de íon sulfato nas unidades de tratamento..	62
5.2.3 -	Concentração de DQO nas unidades de tratamento.....	64
5.2.4 -	Análise Sulfato/DQO no reator anaeróbio e lagoas.....	66
5.3 -	AVALIAÇÃO DO SULFETO DE HIDROGÊNIO NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO PARANOÁ.....	70
5.3.1 -	Concentração de H₂S observada nos afluente e efluente das	

unidades de tratamento	70
5.3.2 - Concentração e carga emitida de sulfeto de hidrogênio observada e predita pelo modelo de emissão de odor	70
5.2.2.1 – Carga de emissão de H ₂ S observada no monitoramento.....	75
5.2.2.2 - Aplicação do modelo WATER9.....	78
5.3.3 - Concentração de H ₂ S no ar.....	81
5.3.4 - Identificação dos principais pontos de geração de odor na estação.....	84
5.4 - ANÁLISE DOS PARÂMETROS METEOROLÓGICOS	85
5.5 - PRODUÇÃO DE SULFETO NA LAGOA.....	89
5.6 - PERCEPÇÃO DE ODOR DA POPULAÇÃO VIZINHA À ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO PARANOÁ.....	95
6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	98
6.1 - CONCLUSÕES.....	98
6.1.1 - Medidas de concentração de H ₂ S nas águas residuárias e no ar.....	98
6.1.2 - Estimativa pelo modelo WATER9.....	99
6.1.3 - Produção de H ₂ S na lagoa no período da noite.....	99
6.1.4 – Pesquisa de percepção junto aos habitantes vizinhos a estação de tratamento de esgoto Paranoá.....	100
6.1.5 – Pressupostos básicos para elaboração de um plano de controle de odor em estações de tratamento de esgotos.....	100
6.2 - RECOMENDAÇÕES.....	101
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	103
ANEXOS.....	109

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 -	Limiar de odor dos compostos odoríferos associados com esgotos não tratados.....	5
Tabela 3.2 -	Emissões de odores nas ETEs sanitários.....	10
Tabela 3.3 -	Equações para o cálculo dos coeficientes individuais de transferência de massa para volatilização de compostos orgânicos em unidades com superfícies quiescentes.....	24
Tabela 3.4 -	Equações para o cálculo dos coeficientes individuais de transferência de massa para superfície turbulenta.....	25
Tabela 3.5 -	Métodos empregados para análise físico-química.....	35
Tabela 3.6 -	Métodos para controle de gases odorantes em ETEs.....	37
Tabela 4.1 -	Parâmetros de projetos da ETE-Paranoá.....	41
Tabela 4.2 -	Parâmetros de projeto dos reatores anaeróbios da ETE-Paranoá.....	43
Tabela 4.3 -	Parâmetros de projeto das lagoas de estabilização da ETE-Paranoá.....	45
Tabela 4.4 -	Parâmetros de projeto do leito de secagem.....	46
Tabela 4.5 -	Métodos utilizados e referências.....	48
Tabela 5.1 -	Concentração em mg/L das formas de enxofre monitoradas nas unidades de tratamento de esgoto.....	59
Tabela 5.2 -	Concentração média das formas de enxofre analisadas no monitoramento no período da manhã.....	56
Tabela 5.3 -	Concentração média das formas de enxofre analisadas no monitoramento no período da manhã.....	61
Tabela 5.4 -	Concentração de H ₂ S observada no fluxograma da ETE – Paranoá.....	71
Tabela 5.5 -	Relação entre concentração de sulfetos e pH.....	74
Tabela 5.6 -	Parâmetros médios de H ₂ S calculados, a partir dos dados monitorados no período da manhã e noite.....	77
Tabela 5.7 -	Parâmetros médios de H ₂ S preditos pelo modelo WATER9 no período da manhã e noite.....	79
Tabela 5.8 -	Estatística descritiva dos parâmetros meteorológicos médios horários...	86
Tabela 5.9 -	Concentração de oxigênio dissolvido nos pontos de coleta na lagoa,	

	medido pelo método de Winkler.....	90
Tabela 5.10 -	Perfil de oxigênio dissolvido monitorado na lagoa durante a noite, medidos com o oxímêtro Modelo YSI 95.....	90

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 -	Diagrama da dissociação de H ₂ S (25°C).....	8
Figura 3.2 -	Equilíbrio da concentração de H ₂ S no ar.....	8
Figura 4.1 -	Fluxograma da ETE-Paranoá e localização dos pontos de coleta.....	41
Figura 4.2 -	Tratamento preliminar e ponto de coleta - afluente ETE.....	42
Figura 4.3 -	Foto dos reatores anaeróbios de fluxo ascendente.....	43
Figura 4.4 -	Leito de secagem do lodo anaeróbio.....	46
Figura 4.5 -	Localização dos pontos de coleta, (a) efluente das nove lagoas (b) afluente RA-CAESB e (c) efluente RA-CAESB.....	49
Figura 4.6 -	Foto do equipamento Drager microPac Plus.....	51
Figura 4.7 -	Fotos: (a) visualização estação meteorológica VAISALA; (b) sistema de armazenamento (data Logger) dos dados meteorológicos monitorados; e (c) sensor de temperatura do ar leveloog.....	52
Figura 4.8 -	Visualização da área da cidade do Paranoá, localização da ETE Paranoá e residências selecionadas para entrevistas com moradores.....	54
Figura 5.1 -	Média da vazão mensal na ETE-Paranoá (Caesb, 2006).....	57
Figura 5.2 -	Comportamento das formas de enxofre monitoradas nas unidades de tratamento de esgoto na ETE Paranoá.....	60
Figura 5.3 -	Comportamento das formas de sulfeto dissolvido no afluente do RA-CAESB.....	62
Figura 5.4 -	Comportamento das formas de sulfeto dissolvido no efluente do RA-CAESB.....	62
Figura 5.5 -	Concentração de sulfato nos pontos de coleta monitorados na ETE – Paranoá em função do horário de amostragem.....	63
Figura 5.6 -	Percentual de redução de sulfato no RA-CAESB nos horários de coleta.....	64
Figura 5.7 -	Concentração de DQO nos pontos de coleta monitorados na ETE – Paranoá em função do horário de amostragem.....	65
Figura 5.8 -	Eficiência de remoção de DQO no RA-CAESB e lagoas nos horários de amostragens.....	66
Figura 5.9 -	Concentração de DQO filtrada (DQO _f) e DQO total (DQO _t) no	

	efluente das lagoas.....	66
Figura 5.10 -	Concentração de sulfato no afluente e efluente do RA-CAESB nos horários de amostragem.....	68
Figura 5.11 -	Concentração de DQO no afluente e efluente do RA-CAESB nos horários de amostragem.....	68
Figura 5.12 -	Concentração de sulfato no afluente e efluente das nove lagoas nos horários de amostragem.....	69
Figura 5.13 -	Concentração de DQO no afluente e efluente das nove lagoas nos horários de amostragem.....	69
Figura 5.14 -	Concentração de sulfeto de hidrogênio nos pontos de coleta na ETE – Paranoá no período da manhã.....	72
Figura 5.15 -	Concentração de sulfeto de hidrogênio nos pontos de coleta na ETE – Paranoá no período da noite.....	72
Figura 5.16 -	Comportamento da temperatura e concentração de H ₂ S no efluente do RA-CAESB nos horários de coleta.....	74
Figura 5.17 -	Concentração de H ₂ S no afluente (observada) e no efluente (predita pelo modelo WATER9) no RA-CAESB e na lagoa no período da manhã.....	80
Figura 5.18 -	Concentração de H ₂ S nos efluentes do RA-CAESB e lagoa predita pelo modelo WATER9 e a observada no monitoramento no período da manhã.....	80
Figura 5.19 -	Carga de emissão de H ₂ S observada e predita pelo modelo WATER9 nas unidades de tratamento na ETE - Paranoá.....	81
Figura 5.20 -	Carga de H ₂ S no esgoto (calculada) e carga de emissão de H ₂ S predita pelo modelo WATER9 no reator anaeróbio.....	81
Figura 5.21 -	Concentração de H ₂ S no ar observada nos horários de coleta de esgoto.....	83
Figura 5.22 -	Concentração de H ₂ S no líquido observada nos horários de coleta de esgoto.....	83
Figura 5.23 -	Variação da concentração de H ₂ S e da temperatura no ar no RA-CAESB.....	87
Figura 5.24 -	Variação da concentração de H ₂ S no ar e no líquido (esgoto) e temperatura do esgoto nos horários de coleta.....	87

Figura 5.25 - Umidade relativa horária monitorada no período da pesquisa de campo.....	88
Figura 5.26 - Comportamento da velocidade média horária do vento (V _{méd}) monitorada a 10 m de altura na ETE-Paranoá.....	88
Figura 5.27 - Predominância do vento a 10m de altura na ETE-Paranoá nos meses de monitoramento.....	89
Figura 5.28 - Perfil de temperatura e OD nos pontos de coleta na lagoa no 1° e 2° dia.....	92
Figura 5.29 - Perfil de temperatura e OD nos pontos de coleta na lagoa no 3° e 4° dia.....	93
Figura 5.30 - Perfil de temperatura e OD nos pontos de coleta na lagoa no 5° dia.....	94
Figura 5.31 - Intensidade do odor percebido pelos entrevistados.....	95
Figura 5.32 - Gênero dos entrevistados versus efeitos do odor na saúde dos mesmos.....	96
Figura 5.33 - Intensidade do odor percebida pelos entrevistados de acordo com a idade.....	96
Figura 5.34 - Nível de desagrado dos entrevistados com relação ao odor proveniente da ETE-Paranoá.....	97

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMECLATURAS E ABREVIACÕES

H ₂ S.....	sulfeto de hidrogênio
NH ₃	amônia
SO ₄ ⁻²	íon sulfato
S ⁻²	sulfeto total
S ⁰	enxofre elementar
HS ⁻	forma dissociada do sulfeto
CO ₂	gás carbônico
HgCl ₂	cloreto de mercúrio
OD.....	oxigênio dissolvido
DBO.....	demanda bioquímica de oxigênio
DQO.....	demanda química de oxigênio
CONAMA.....	Conselho Nacional do Meio Ambiente
ETE.....	estação de tratamento de esgoto
COV.....	compostos orgânicos voláteis
WATER8.....	modelo de emissão da U.S.EPA – (versão atualizada do modelo WATER7)
WATER9.....	modelo de emissão da U.S.EPA – (versão atualizada do modelo WATER8)
GPC.....	modelo de emissão de sistemas de tratamento de esgotos (Gostelow, Parson e Coob, 2001)
AP-42.....	modelo de emissão da U.S.EPA
TOXCHEM+.....	modelo de emissão para sistemas de coleta e tratamento de esgotos (<i>toxic chemical modeling program for water pollution control plants</i> - versão atualizada do modelo TOXCHEM
AUSPLUME.....	modelo de dispersão australiano
P-GPC.....	modelo de emissão usado no trabalho de Sá (2004), baseado no modelo de GPC de Gostelow, Parson e Coob (2001)
P-TOXCHEM+.....	modelo de emissão usado no trabalho de Sá (2004), baseado no modelo TOXCHEM
AODM.....	modelo austríaco de dispersão de odor (<i>austrian odour dispersion model</i>)
ISCST3.....	modelo de dispersão da U.S.EPA (industrial sourcecomplex short term) - versão 3
ISCST.....	modelo de dispersão da U.S.EPA (industrial sourcecomplex short term) -

versão 1

BASTE.....	modelo de emissão para ETE (<i>bay área sewage toxics emissions</i>)
CHEMDAT7.....	modelo de emissão da U.S.EPA
CHEM9.....	modelo de emissão da U.S.EPA
RA-CAESB.....	reator anaeróbio de fluxo ascendente
<i>Stripping</i>	remoção de compostos através de bolhas de ar em sistemas aerados
L.....	profundidade de mistura da água (cm)
K_l^0	coeficiente de transferência de massa do oxigênio na água em cm/s
D.....	coeficiente de difusão do produto químico (c) ou oxigênio (0) na água em cm/s
m.....	expoente de turbulência no líquido (0,5-1)
R.....	constante do gás ideal em atm.cm ³ /(mol.K)
T.....	temperatura (°K)
H.....	constante da lei de Henry em atm.cm ³ /(mol.K)
K_g^w	coeficiente de transferência de massa para o vapor da água no ar, cm/s
D _g	coeficiente de difusão do produto químico (c) ou água (w) no ar em cm ² /s
n.....	expoente de turbulência do gás (0,5-1,0)
K.....	coeficiente global de transferência de massa (m/s)
K _L	coeficiente individual de transferência de massa na fase líquida (m/s)
K _G	coeficiente individual de transferência de massa na fase gasosa (m/s)
K _{eq}	coeficiente de partição ou constante de equilíbrio
U ₁₀	velocidade do vento a 10 metros da superfície líquida em m/s
D _w	difusividade do constituinte na água em cm ² /s
D _{eter}	difusividade do éter na água, cm ² /s
F.....	comprimento da superfície da unidade na direção do vento (m)
D.....	profundidade do reservatório (m)
U.....	velocidade do vento (m/s)
S _{CG}	número de Schmidt no gás
μ _G	viscosidade do ar (g/cm.s)
G.....	densidade do ar (g/cm ³)
D _a	difusividade do constituinte no ar (cm ² /s)
d _e	diâmetro efetivo do reservatório (m)
A.....	área do reservatório (m ²)
U*.....	velocidade de fricção em m/s
S _{CL}	número de Schmidt na fase líquida

μ_L	viscosidade da água (g/cm.s)
L	densidade da água (g/cm ³)
J	taxa de transferência de oxigênio da superfície aerada [kgO ₂ /(kW).h]
PTA	potência total do aerador (kW)
t	temperatura do esgoto (°C)
O_t	fator de correção de transferência de oxigênio (adimensional)
W_L	peso molecular do líquido (g/mol)
V	volume do tanque de aeração (m ³)
r	razão entre a área e o volume do tanque
L	massa específica da água (g/cm ³)
D_{O_2}	difusividade do oxigênio na água (2,4.10 ⁻⁵ cm ² /s)
Re	número de Reynold para o constituinte (adimensional)
d	diâmetro do rotor (cm)
w	velocidade rotacional do rotor (rad/s)
a	densidade do ar (g/cm ³)
μ_a	viscosidade do ar (g/cm.s)
p	número de potência dos aeradores
N_a	número de aeradores
g_c	constante gravitacional (9,81 m/s)
Fr	número de Froude para o constituinte na fase gasosa
W_a	peso molecular do ar (g/mol)
A_Q	média ponderada das áreas com superfície quiescente
A_T	média ponderada das áreas com superfície turbulenta
k_Q	coeficiente global de transferência de massa na zona quiescente
k_T	coeficiente global de transferência de massa na zona turbulenta
E	taxa de emissão da superfície líquida (g/s)
A	área da superfície líquida (m ²)
r_B	taxa de biodegradação (g/s)
b_i	concentração de biomassa (g/m ³)
k_{max}	taxa constante de biodegradação de primeira ordem (g/s.g de biomassa)
C_L	concentração do composto no tanque (g/m ³)
k_s	constante de meia saturação (g.m ³)
RT	tempo de retenção (segundo)
F_B	fração da quantidade do composto removido por biodegradação

C_i	concentração afluente (g/m^3)
C_L	concentração efluente (g/m^3)
K_1	taxa de primeira ordem
Q	vazão (m^3/s)
k_{outro}	soma das taxas de primeira ordem para mecanismos competentes (L/s)
f_{ar}	fração do composto emitido para o ar
f_{bio}	fração do componente biodegradado
C_t	concentração no tempo t
f_p	fração do composto na fase líquida
D_g	difusividade do composto na fase gasosa (cm^2/s)
OWR	relação entre a quantidade de óleo e a quantidade do líquido
f_o	fração do composto no óleo
OWPC	coeficiente de partição da água-octanol
f_{oleo}	fração de óleo no líquido
q	vazão do esgoto (m^3/s)
K_{50}	limite de percepção olfativa
pK_1	constante de dissociação
CE	condutividade elétrica em $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$
K'_1	constante de ionização condicional
$[\text{H}^+]$	concentração de íon hidrogênio
$[\text{H}_2\text{S}]$	concentração de sulfeto de hidrogênio não ionizado
RA-CAESB	reator anaeróbio da estação de tratamento de esgoto Paranoá

- Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal

ANEXOS

Anexo 1 – Formulário questionário.....	109
--	-----

1 - INTRODUÇÃO

A emissão de odores provenientes de estações de tratamento de esgotos (ETEs) em áreas urbanas vem ocasionando muitos incômodos a populações vizinhas a essas estações. Segundo Kaye e Jiang (2000), as reclamações a respeito de odor proveniente de estações de tratamento de esgotos situadas em áreas urbanas representam mais de 50% das denúncias ambientais encaminhadas pela população aos órgãos de controle ambiental em todo o mundo.

No Distrito Federal, desde há alguns anos, as Estações de Tratamento de Esgotos de Brasília, na Asa Sul, na Asa Norte, e na cidade do Paranoá, apresentam problemas de emissão de odores para as comunidades vizinhas, tendo sido a causa de inúmeras reclamações públicas, inclusive pelo Ministério Público. Em vista disto, através da linha de pesquisa Saneamento Básico e Ambiental, escolheu-se para realizar o presente estudo a estação de tratamento de esgoto Paranoá (ETE Paranoá), que possui um sistema de tratamento de baixo custo e de operação e manutenção simples, tais como reatores anaeróbios e lagoas de estabilização. Os reatores anaeróbios e as lagoas de estabilização são muito aplicados para o tratamento de esgotos domésticos e industriais no Brasil e necessitam ser avaliados no aspecto de gestão de odores.

A instalação de ETEs em proximidades de áreas urbanas, o lançamento de efluentes nos corpos d'água ou a geração de subprodutos como o lodo, são exemplos de impactos que as ETEs podem estar provocando sobre o ambiente físico biótico e socioeconômico. Essas atividades podem gerar impactos que repercutem sobre as populações vizinhas, não apenas de forma positiva, mais também negativamente. Dentre os impactos negativos do tratamento de esgotos, encontra-se a proliferação de odores ofensivos, um dos principais motivos de reclamações das estações de tratamento de esgotos. Os moradores circunvizinhos a ETE Paranoá vêm sofrendo as conseqüências desse impacto.

Assim, a importância da avaliação da produção de odor e do controle das emissões de gases odorantes está relacionada à qualidade de vida das pessoas, pois tais gases podem levar a estresses psicológicos, insônias, perda de apetite, entre outros problemas (Brennan, 1993). Além de influenciar na depreciação do valor do terreno, provocando baixo *status*

social e econômico e inibindo o crescimento econômico, também afeta a queda na arrecadação de impostos e vendas. Por isso, esses problemas relacionados a exposições contínuas ou em ocasiões esporádicas de seres humanos a substâncias odorantes, como os trabalhadores de ETEs, moradores, transeuntes e trabalhadores em áreas próximas às estações de tratamento, devem ser priorizados pelos agentes de saúde pública e ambiental.

O cheiro desagradável das ETEs é proveniente de uma mistura complexa de moléculas com enxofre (H_2S e mercaptanas), nitrogenadas (NH_3 e aminas), fenóis, aldeídos, álcoois, e ácidos orgânicos (Belli Filho *et al.* 2001). Normalmente os odores mefíticos são causados por gases produzidos na decomposição da matéria orgânica em condições anaeróbias ou por substâncias adicionadas na rede coletora. Em uma estação de tratamento de esgoto, quanto mais anaeróbio for o processo de tratamento, mais compostos odorantes serão formados.

Entre todos os tipos de compostos odoríferos provenientes das estações de tratamento de esgoto, o sulfeto de hidrogênio é um dos principais gases maus cheirosos emitidos por ETE (Alves *et al.*, 2004; Lilianmtis e Mancuso, 2004; Gostelow e Parsons, 2000, Gostelow *et al.*, 2001a; e Gostelow *et al.* 2001b), pois é facilmente detectado pela maioria dos indivíduos em concentrações extremamente baixas em curtos intervalos de tempo pelo sistema olfativo humano (Gostelow *et al.*, 2001a). Nessa pesquisa será dada ênfase na formação de sulfeto de hidrogênio, focalizando a questão como problema de qualidade de vida, buscando verificar que problema está relacionado à produção de odor na ETE Paranoá, para propor possíveis estratégias de formas de controle de odor para os principais pontos de emissão de mau cheiro na ETE Paranoá.

Em função do exposto, este trabalho buscou avaliar a produção de odor na ETE Paranoá e seus problemas associados, analisando o sulfeto de hidrogênio (H_2S) como indicador do mau cheiro proveniente da estação de tratamento de esgoto. Para alcançar o objetivo proposto, será utilizado como ferramenta de trabalho um modelo matemático de emissão de odor, aplicação de questionários e uma série de determinações analíticas.

2 - OBJETIVOS

2.1 - OBJETIVO GERAL

Esta pesquisa tem como objetivo avaliar a produção de odor na estação de tratamento de esgoto Paranoá (ETE Paranoá) e seus problemas associados, analisando o sulfeto de hidrogênio (H_2S) como indicador do odor.

2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS

São constituídos os seguintes objetivos específicos da presente pesquisa:

- (1) Avaliar o potencial de emissão de sulfeto de hidrogênio nos pontos de geração da ETE Paranoá e identificar os principais pontos de emissão de odor;
- (2) Analisar o impacto causado pelas emissões de gases odorantes provenientes da ETE Paranoá, mediante a análise de percepção de odor pelos habitantes da região circunvizinha à ETE;
- (3) Empregar o modelo WATER9 desenvolvido pela U.S. EPA para estimativa das taxas de emissão de H_2S nas unidades de tratamento da ETE Paranoá e verificar a sua efetividade;
- (4) Avaliar a produção de sulfeto de hidrogênio na lagoa de estabilização no período da noite; e
- (5) Analisar a relação entre os parâmetros meteorológicos e a percepção dos moradores próximos a ETE Paranoá.

3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 - PERCEPÇÃO DO ODOR PROVENIENTE DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

Nesta seção será explanada a percepção do odor, quanto aos gases maus cheirosos produzidos em estações de tratamento de esgotos sanitários e a concepção dos receptores vizinhos a ETE.

A percepção do odor ocorre através de sensações geradas pela recepção de estímulo pelo sistema sensorial olfativo, cada substância odorante possui um limite de detecção ou percepção do odor que está relacionada à concentração mínima de odorante que produz uma sensação de mau cheiro. A Tabela 3.1 mostra o limiar de odor associado ao esgoto não tratado.

Existem muitos fatores externos que influenciam na percepção de um odor. O principal, entre eles é a variabilidade no sentido do cheiro entre diferentes observadores (Gostelow e Parsons, 2000). Para Gostelow *et al.* (2001a), as respostas humanas para um odor são altamente subjetivas, e as diferenças individuais fazem com que cada pessoa perceba diferentemente um odor em diferentes concentrações.

De acordo com os autores Gostelow *et al.* (2001b) a frequência de exposição ao odor também influencia a sensibilidade a sua recepção. Exposições demasiadamente prolongadas acarretam redução na sensibilidade, o que é conhecido por adaptação ou fadiga olfativa, enquanto que exposições intermitentes, contrariamente, causam elevação na sensibilidade. Isso se deve provavelmente a familiaridade adquirida com o odor particular, e o subsequente aumento na habilidade de identificá-lo.

Segundo Ribeiro (2003) o sentido olfativo do ser humano é muito especializado, pois as células olfativas são capazes de perceber substâncias especiais, mesmo que só haja um milionésimo de miligramas destas substâncias em um metro cúbico de ar.

Há alguns tipos principais de odores que são os seguintes: odor de mofo, razoavelmente suportável, típico do esgoto fresco; odor de ovo podre, “insuportável”, típico do esgoto velho ou séptico que ocorre devido à formação de gás sulfídrico proveniente da decomposição do

lodo contido nos despejos; e odores variados de produtos podres, como de repolho, legumes, peixes; de matéria fecal; de produtos rançosos; de acordo com a predominância de produtos sulfurados, nitrogenados, ácidos orgânicos, etc. Quando ocorrem odores específicos, o fato se deve à presença de despejos industriais (Jordão e Pessoa, 1995).

Tabela 3.1 - Limiar de odor dos compostos odoríferos associados com esgotos não tratados (Adaptado de Metcalf & Eddy, 1991).

Compostos	Fórmula química	Limiar de odor (ppmV)	
		Deteção	Reconhecimento
Amônia	NH ₃	17	37
Cloro	Cl ₂	0,08	0,314
Dimetil sulfeto	(CH ₃) ₂ S	0,001	0,001
Difenil sulfeto	(C ₆ H ₅) ₂ S	0,0001	0,0021
Etil mercaptanas	CH ₃ CH ₂ SH	0,0003	0,001
Sulfeto de hidrogênio	H ₂ S	0,00021	0,00047
Indol	C ₈ H ₇ N	0,0001	-
Metil amina	CH ₃ NH ₂	4,7	-
Metil mercaptanas	CH ₃ SH	0,0005	0,001
Escatol	C ₉ H ₉ N	0,001	0,019

Heyder e Thoeve (2000) apresentaram procedimentos para o problema de reclamações internas e externas a ETE, para permitir a avaliação da causa de problemas de odores e propôs plano de ação para métodos analíticos (determinação do impacto de odor, das principais fontes de emissão de odor e seleção de tecnologias aceitáveis) e medidas mitigadoras (medidas na fonte poluidora; medidas de processos integrados, direcionada para eliminação de condições anaeróbias e medidas curativas, para o tratamento dos gases).

A percepção de odor é um dos problemas mais complexos e atuais a resolver, quando se trata de emanações de gases odorantes, pois às reclamações de uma população ligadas aos incômodos devido aos maus cheiros é uma questão de qualidade de vida.

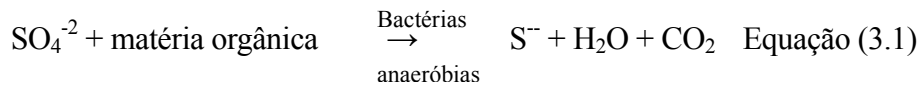
3.2 - PRODUÇÃO E EMISSÃO DE SULFETO DE HIDROGÊNIO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

Nesta seção será apresentada uma breve descrição da produção e emissão do sulfeto de hidrogênio (H₂S) em estações de tratamento de esgotos sanitários.

O sulfeto no esgoto pode ser proveniente de despejos indústrias, de águas de infiltração, da decomposição anaeróbia de matéria orgânica contendo enxofre (por exemplo, aminoácidos tais como cisteína, cistina e metonina), pela redução de tiosulfato, sulfito, enxofre livre e outros compostos inorgânicos de enxofre presente no esgoto, porém, a principal origem é a redução bacteriana do íon sulfato, presente no esgoto (Tsutiya e Sobrinho, 2000).

Na ausência de oxigênio dissolvido e nitratos, o sulfato serve como fonte de oxigênio (ou mais corretamente como aceptor de elétron) para a oxidação bioquímica produzida por bactérias anaeróbias. Em condições anaeróbias o íon sulfato é reduzido a íon sulfeto, para estabelecer o equilíbrio com o íon hidrogênio para formar o sulfeto de hidrogênio de acordo com a constante de ionização primária ($9,1 \times 10^{-8}$) (Sawyer *et al.*, 1994 *apud* Tsutiya e Sobrinho, 2000).

Segundo Tsutiya e Sobrinho (2000) a concentração do íon sulfato no esgoto sanitário pode variar de poucas até centenas de miligrama por litro e sob condições anaeróbias, dois gêneros de bactéria anaeróbia obrigatória da espécie *Desulfovibrio*, comumente chamadas de bactérias redutoras de sulfato, podem converter sulfato a sulfeto. *Dv. Desulfuricans*, *Dv. vulgaris* e *Dv. salxigens* são os principais membros da espécie *Desulfovibrio* associada a essa transformação. Os sulfatos são de grande importância, porque são indiretamente responsáveis por problemas sérios associados com a manipulação e tratamento de esgotos. Esses problemas são o odor e a corrosão devido à redução de sulfatos a sulfeto de hidrogênio em condições anaeróbias, como mostrado nas Equações 3.1, 3.2 e 3.3 (Sawyer *et al.*, 1994 *apud* Tsutiya e Sobrinho, 2000). O sulfeto de hidrogênio molecular formado pela redução de sulfato, dissolve em água e se dissocia com a reação de ionização reversível.



O sulfeto de hidrogênio pode existir em vários estados na fase líquida, que podem ser caracterizados como: sulfeto total ($\text{H}_2\text{S} + \text{HS}^- + \text{S}^{2-}$ + sulfetos metálicos suspensos), sulfeto dissolvido ($\text{H}_2\text{S} + \text{HS}^- + \text{S}^{2-}$). Estas formas podem ser produzidas pela redução biológica de sulfatos e outros compostos orgânicos contendo enxofre, presente nos esgotos sanitários.

A presença da forma não dissociada de H_2S está condicionada a parâmetros como temperatura e pH do meio (Figura 3.1, desenvolvida para temperatura a 25°C). Em pH baixo ($\text{pH} < 7$) o H_2S torna-se o principal componente dissolvido, já para valores de pH entre 7 e 10 a forma dissociada (HS^-) predomina. Segundo Moraes *et al.* (1999) a quantidade produzida ainda depende de parâmetros como carga orgânica, composição do substrato e do processo de competição entre as bactérias sulforedutoras e metanogênicas. As relativas proporções de H_2S e HS^- é de grande importância na avaliação do potencial do H_2S emitido para a atmosfera. Também, é importante considerar que, se parte do H_2S dissolvido escapa para a atmosfera, o H_2S restante será dividido entre H_2S e HS^- na mesma proporção anterior, uma vez que o equilíbrio se restabelece quase que instantaneamente.

A temperatura e o pH são os maiores fatores na produção de um gás odorante, pelo fato de afetar a solubilidade de muitas substâncias. O que pode ser visto na Figura 3.2, quanto mais elevada à temperatura a concentração de equilíbrio de H_2S no ar aumenta de acordo com o valor da concentração de H_2S em solução (Karl Ulrich, 1999).

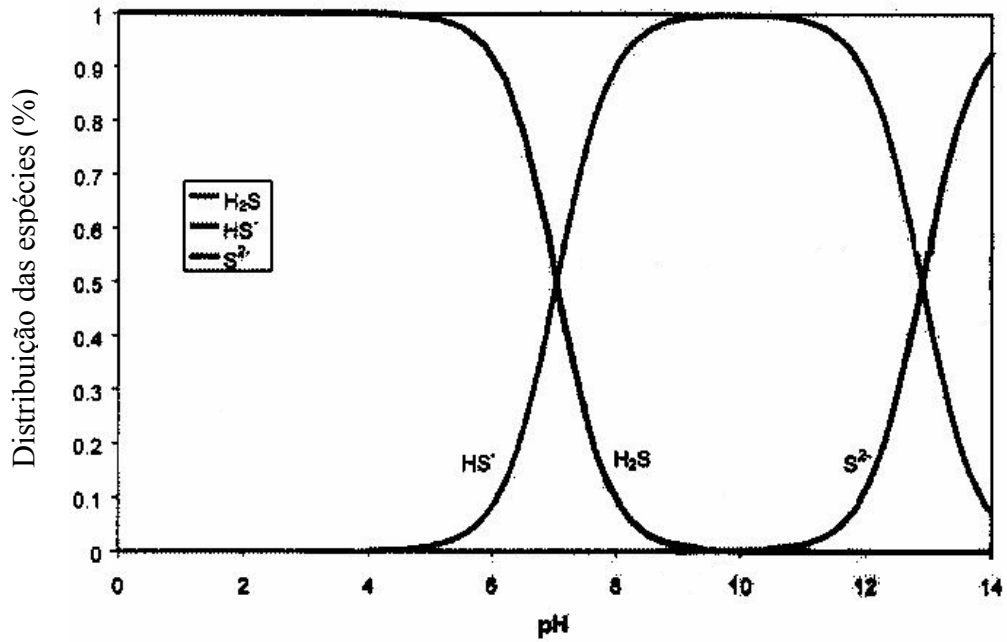


Figura 3.1 - Diagrama da dissociação de H₂S (25°C) (Gostelow *et al.*, 2001a).

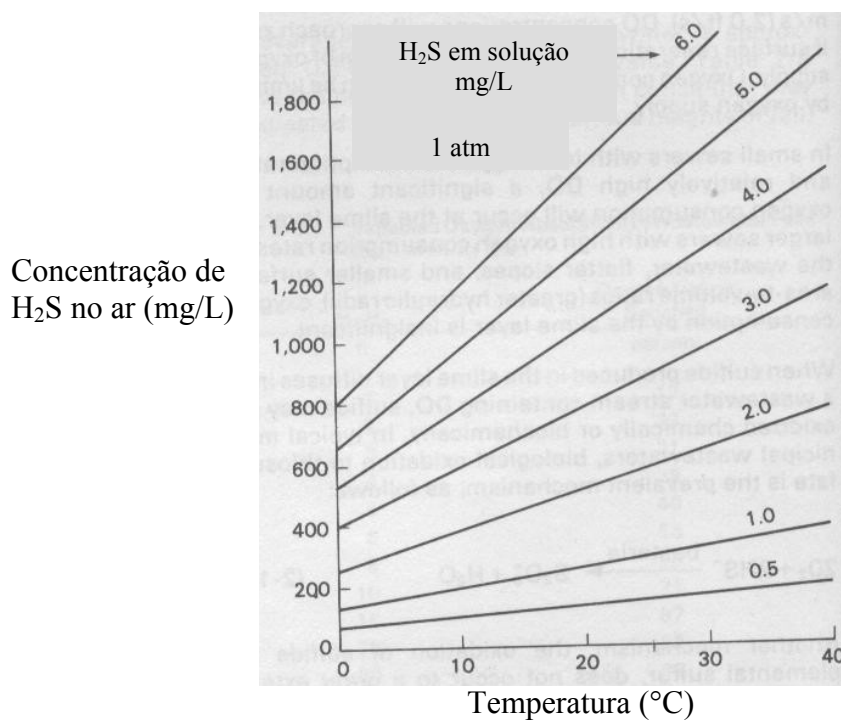


Figura 3.2 - Equilíbrio da concentração de H₂S no ar (U.S.EPA, 1985)

Conforme U.S.EPA (1985) a produção de sulfeto depende ainda das seguintes condições ambientais: da concentração de sulfato; oxigênio dissolvido; área superficial e tempo de detenção. A concentração crítica de oxigênio dissolvido no esgoto (0,1 a 1,0 mg/L) pode ocasionar redução de sulfato. Porém, acima de 1,0 mg/L de OD a redução do sulfato é

eliminada devido o aumento do potencial redox e a inibição do *Desulfovibrio* (U.S.EPA, 1985).

Segundo Pomeroy e Bowlus (1946) *apud* EPA (1985) o sulfato e a matéria orgânica são utilizados pelas bactérias redutoras numa razão de aproximadamente 2:1, dependendo do material orgânico. Caso, o sulfato esteja em abundância a taxa de geração de sulfeto será proporcional à concentração de matéria orgânica e/ou nutrientes e caso contrário será proporcional à concentração de sulfato. Conforme, mesmo autor a taxa de produção de sulfeto no esgoto é aumentada em 7% a cada grau Celsius até 30°C.

As emissões de compostos orgânicos voláteis em ETE podem ocorrer por mecanismos de difusão, convecção ou ambos. Difusão ocorre quando a concentração dos odorantes na superfície do líquido é muito mais alta que sua concentração na atmosfera. Os compostos orgânicos volatilizam ou se difundem no ar, na tentativa de alcançarem o equilíbrio entre a fase líquida e gasosa. Convecção acontece quando o fluxo de ar sobre a superfície do líquido varre os vapores orgânicos da superfície para a atmosfera.

Nas estações de tratamento de esgoto, onde a maioria das unidades é aberta para a atmosfera, permitindo o contato entre os contaminantes orgânicos na fase líquida e a atmosfera, caracteriza um grande potencial para emissões de gases odorantes.

Observou-se no estudo de Leite *et al.* (2001) a influência do pH na produção de sulfetos, pois foi avaliado o comportamento das formas de enxofre em lagoas de estabilização rasas (uma facultativa e três de maturação), localizada a jusante de um tanque séptico, para estimar o potencial de corrosão, toxicidade da massa líquida e a ocorrência de odores desagradáveis, devido à produção de gás sulfídrico. Verificou que com o aumento no teor de sulfeto no tanque séptico (e a respectiva diminuição da concentração de sulfato) pode ser atribuído, principalmente, ao processo de redução dissimilatória de sulfato, pois o meio se encontrava anaeróbio e rico em matéria orgânica. Apesar da presença de sulfeto na massa líquida durante a realização do experimento, não foi notável a ocorrência de odores desagradáveis, provenientes de compostos sulfurosos, tendo em vista o pH nunca ter sido inferior a 7,5. O comportamento das espécies de enxofre foi influenciado, principalmente, pelo pH do meio, tendo sido verificado que os teores de sulfeto diminuiriam na proporção em que o pH

aumentou ao longo das unidades do sistema (de 7,79 para 8,44), devido ao aumento da atividade fotossintética das algas.

Visto que, a produção e emissão de H₂S no esgoto dependem de variáveis externas é importante analisar cada parâmetro para avaliação de seu potencial de odor.

Os principais pontos de emissões e os níveis de concentrações dos odores em estações de tratamento de esgotos sanitários estão apresentados na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 - Emissões de odores nas ETEs sanitários (Bonnin *et al.*, 1993 *apud* Belli Filho *et al.*, 2001)

Pontos na ETE	Concentrações médias (mg/L)	
	H ₂ S	NH ₃
Estação elevatória	0,0048	0,00025
Unidades de pré-tratamento	0,0035	0,0005
Decantador	0,0005	0,00007
Sistema de lodos ativados	0,0004	0,00007
Espessador de lodo	0,0098	0,0008
Sistema de desidratação de lodo	0,0065	0,00085
Sistema de disposição final de lodo	0,0004	0,007

3.3 - IMPACTO AMBIENTAL CAUSADO POR EMISSÕES ODORANTES E PADRÕES DE QUALIDADE DO AR

Nesta seção será explanada a questão do impacto ambiental causado por emissões de gases odorantes, principalmente pelo sulfeto de hidrogênio, em estações de tratamento de esgoto e avaliação dos padrões de qualidade do ar.

Reduzir os impactos de odores na comunidade vizinha a ETE's é uma parte essencial do manejo de dejetos. No entanto, a geração, emissão e movimentação desses gases são processos complicados, onde várias tecnologias podem trazer significativa redução dos mesmos. Essas tecnologias variam de simples a complexas, de baixa a elevada manutenção e de menor a maiores custos.

Conforme a Resolução CONAMA N° 01/86 considera-se impacto ambiental qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: a saúde, a segurança e o bem estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais.

A avaliação do impacto ambiental causado por emissão odorante em regiões localizadas nas proximidades de ETEs é de grande importância para a qualidade de vida da população. Brostel e Souza (2005) apresentaram os principais impactos ambientais de ETEs identificados em pesquisas bibliográficas e organizaram em uma rede de interação. Os impactos negativos mais significativos e desenvolveram uma matriz de correlação para avaliação desses impactos. Atribuindo, maiores pesos aos impactos que atingiam a saúde do ser humano, seguido dos impactos que atingiam o meio ambiente e por fim os sociais. Classificando os mesmos de acordo com a severidade, à natureza e ao potencial para mitigação. Depois, aplicaram o estudo do grau de impacto ambiental em duas ETEs no Distrito Federal (ETE Brasília Norte e ETE Recanto das Emas), onde ambas apresentam a emissão de gases odorantes como um impacto de elevada importância, de gravidade baixa, de ocorrência ocasional e de custo elevado para o controle. Apresentando, um nível máximo de impacto ambiental considerável.

Um dos aspectos relevante da poluição ambiental provenientes das emanações de odores das estações de tratamento de esgotos urbanos é o incômodo olfativo, tal incômodo é ocasionado pelos odores liberados continuamente ou em ocasiões esporádicas. Esses gases odorantes são a maior causa de insatisfação do público em relação às ETEs. Por isso, o seu monitoramento e controle são de alta prioridade.

Apesar do tratamento de esgotos sanitários serem de fundamental importância para preservação da qualidade da água no meio ambiente, esses tipos de unidades provocam impactos ambientais consideráveis, devido à natureza dos processos de tratamento envolvidos e a elevada carga poluidora dos esgotos e subprodutos gerados.

Embora, as ETE mais modernas já tenham implementado sistemas eficientes de controle de odor, aquelas estações localizadas próximas às áreas urbanas podem causar impacto a

vizinhança, visto que o sistema olfativo humano é capaz de detectar odores em baixas concentrações e curtos intervalos de tempo (WEF e ASCE, 1995).

Outro grande problema em relação às emissões de gases odorantes é a falta de padrões adequados que possam orientar as autoridades e os administradores ambientais das empresas responsáveis pela emanção desses poluentes, quanto à caracterização do problema e ao nível de controle necessário para a solução do incômodo.

Com relação à ocorrência de odores, no Brasil a problemática da emissão de odores proveniente de estações de tratamento de esgotos, ainda não sofreram regulamentação de forma específica. A Resolução CONAMA nº 003 de 28 de junho de 1990, que estabelece padrões de qualidade do ar, não impõem para o sulfeto de hidrogênio e nenhum outro gás odorantes padrões de qualidade do ar.

A *American Conference of Governmental Industrial Hygienists* (ACGIH) propõem concentração de sulfeto de hidrogênio emitido para a atmosfera limite de tolerância de 10 ppm (concentração média ponderada diária). De acordo com a NIOSH (*National Institute for Occupational Safety and Health*) o limiar de odor para o sulfeto de hidrogênio é de 0,0005 ppm.

A legislação específica para odores é difícil de colocar em prática em razão da subjetividade associada à avaliação dos odores. No Brasil alguns estados estabelecem padrões para poluição atmosférica por compostos odorantes, que são:

No estado do Paraná estabelece para as atividades geradoras de substâncias odoríferas, com uma taxa de emissão acima de 5.000.000 UO/h (Unidades de Odor por hora), deverão promover a instalação de equipamento, previamente analisado pelo Instituto Ambiental do Paraná, visando à captação e remoção do odor. O tipo de equipamento de remoção de odor a ser instalado dependerá das condições locais de dispersão, da proximidade de áreas habitadas e da quantidade de substâncias odoríferas emitidas, a qual deverá ser quantificada por olfatométrica e expressa em Unidades de Odor lançadas na atmosfera por hora. A eficiência do equipamento de remoção de odor, determinada por olfatométrica (Norma VDI 3881: Olfactometry, Odour Threshold Determination, Part 1 – 4), deve ser no mínimo de 85%.

O estado de Santa Catarina, a Lei nº 5793 de 15 de outubro de 1980 referente a proteção e melhoria da qualidade ambiental proíbem a emissão de substâncias odoríferas na atmosfera em quantidades que possam ser perceptíveis fora dos limites da área de propriedade da fonte emissora. Essa lei apresenta vários compostos odorantes e seus limites de percepção de odor, para o sulfeto de hidrogênio o valor é de 0,00047 mg/m³.

No estado de São Paulo, no tocante ao H₂S, para o controle de emissão do gás na água, expressa no Decreto n. 8.468 de 8 de setembro de 1976, em seu artigo 19-A, a restringir o limite de lançamento de sulfeto em sistemas de esgoto a 1 mg/L.

No Distrito Federal foi aprovado no dia 26 de abril de 2007 o projeto de Lei 91/07, do deputado Batista das Cooperativas (PRP), na reunião ordinária da Comissão de Desenvolvimento Econômico Sustentável, Ciência, Tecnologia, Meio Ambiente e Turismo. E diz que a CAESB (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal) terá que desenvolver e implantar medidas para o tratamento e controle do odor, que afeta moradores vizinhos às estações de tratamento de esgotos. O projeto está em votação no plenário.

No exterior a legislação já existe há muito tempo. Na Alemanha, porém a lei sugere apenas como resolver o problema ou dá orientação para o licenciamento ambiental, em vista de um padrão de qualidade do ar máximo e mínimo (Stuelz e Frechen, 2001). Segundo Carmo Jr (2005) os países europeus, Austrália e os Estados Unidos começaram a desenvolver regulamentação para o odor desde a década de 70 e essa regulamentação criaram a necessidade de padronização dos métodos de medidas.

Na Suíça, o impacto muito alto não é tolerado. Esse é considerado “muito alto” se uma porção relevante da população sentir-se significativamente incomodada. Para determinar o desconforto, é usado o método do questionário, que considera a reação do público, numa escala que varia de zero a dez. A reação é considerada como o melhor termômetro para avaliar o desconforto (Carmo Jr, 2005).

A necessidade de legislação para emissão de gases odorantes é evidente no Brasil. Então, estudos devem ser realizados para tal regulamentação.

3.4 - ESTUDOS CIENTÍFICOS SOBRE MODELOS DE EMISSÃO DE GASES ODORANTES EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

Neste item serão abordados alguns trabalhos que utilizaram modelos matemáticos para simular a emissão de gases odorantes, por ser uma metodologia barata para a estimativa de gases odorantes provenientes de ETE. A qual será empregada neste estudo para estimativa da taxa de emissão de H₂S.

Os modelos descritos na literatura são normalmente desenvolvidos para emissões de compostos orgânicos voláteis (COV) em sistemas de coleta e tratamento de esgotos industriais e municipais e apresentam equações empíricas aplicadas às diversas unidades de tratamento de uma ETE, cujos modelos consideram os principais mecanismos de remoção dos COV, que são: a volatilização, remoção através de bolhas em sistemas aerados (*stripping*), adsorção nas partículas sólidas e biodegradação (Mihelcic *et al.*, 1993).

U.S.EPA (1997) descreveu o modelo TOXCHEM+ (*Toxic chemical modeling program for water pollution control plants*) versão atualizada do modelo TOXCHEM, desenvolvido pela *Enviromega Ltd. Company* (Campbellville, Ontário), em cooperação com o centro de tecnologia e meio ambiente do Canadá. A base de dados do modelo inclui 204 produtos químicos (incluindo metais), detalhadas informações das propriedades físicas, a constante lei de Henry, os coeficientes de sorção e as constantes das taxas de biodegradação. Incluindo os seguintes mecanismos de remoção: volatilização, taxas de remoção através de bolhas de ar difundidas na massa de esgoto (*stripping*), sorção e biodegradação de quedas de água, volatilização da superfície, aeração superficial e aeração sub-superficial. Uma variedade de operações unitárias de esgoto pode ser representada incluindo caixa de areia, tratamento primário, coletores, digestão do lodo, tanques de aeração e clarificadores secundários.

A U.S.EPA (1994) desenvolveu um programa de computador WATER8 que simula a emissão de COV em várias unidades de tratamento de esgoto incluindo o sistema de coleta, tanques aerados e outras unidades, considerando os seguintes mecanismos de remoção volatilização, biodegradação e *stripping*. Este modelo contém um precioso recurso, tal como habilidades para ligações de unidades de tratamento para simular um sistema de tratamento. Este modelo tem uma base de dados de constituintes específicos de mais de 950 produtos químicos e suas equações matemáticas utilizadas no cálculo de emissões são baseados no balanço de massa.

Lopes *et al.* (2005) utilizaram o modelo GPC (modelo de emissão de Gostelow, Parson e Coob, 2001b) para estimar a taxa de emissão de H₂S em um biofiltro aerado submerso, aplicando uma formulação adicional ao programa, que inclui os mecanismos de remoção por biodegradação e oxidação química. Foram realizadas 18 amostragens de esgoto sanitário afluente as unidades em vazões máximas, para o monitorando dos seguintes parâmetros: concentração de sulfeto, sulfato e oxigênio dissolvido, além da determinação da concentração de H₂S na fase gasosa, ambos os parâmetros medidos foi utilizado para validar o modelo. O princípio do modelo baseia-se na aplicação do balanço de massa. Este modelo GPC foi capaz de prever as concentrações do odorante efluente em cada um dos pontos selecionados na ETE. Verificou-se também, que as estimativas feitas pelo modelo implementado com os mecanismos de biodegradação e oxidação química, resultaram em valores da concentração efluente, emissões e taxas de remoção anual do contaminante dentro do intervalo de confiança de 95%.

Sá *et al.* (2005) compararam as estimativas de taxas de emissão de H₂S (sulfeto de hidrogênio) de uma estação de tratamento de esgoto doméstico, usando formulações empregadas em quatro modelos disponíveis na literatura (AP-42, GPC, TOXCHEM+ E WATER8). Para cada modelo selecionado foi desenvolvido um código computacional em FORTRAN 90 contendo as formulações destinadas á quantificação das emissões de cada modelo, onde o nome dado a cada modelo computacional coincide com o nome do modelo original antecedido da letra P com o intuito de indicar que não são os modelos oferecidos comercialmente. Buscando, validar os modelos foi realizado o monitoramento da concentração de H₂S no afluente nas unidades de tratamento de esgoto da UFES (estação elevatória, caixa de areia, reator anaeróbio tipo UASB, caixa de distribuição de vazão e biofiltros aerados submersos). Consideraram-se como parâmetros de entrada do modelo os parâmetros meteorológicos (velocidade e direção do vento, temperatura do ar, umidade relativa do ar e pressão barométrica), vários parâmetros de projeto, operacionais e constantes físico-química.

Ainda segundo Sá *et al.* (2005) o resultado da simulação dos modelos empregados foram os seguintes: (1) todos os programas foram capazes de simular a redução na concentração de H₂S ao longo das unidades de tratamento; (2) todos os modelos estimaram a concentração efluente de H₂S na estação elevatória dentro do intervalo de confiança (IC) de 95% para a média e somente o modelo P-AP42 simulou emissão fora da região de incerteza; (3) para o

efluente da unidade caixa de areia, somente os modelos P - GPC e P - TOXCHEM+ estimaram concentrações dentro do IC de 95%; (4) o único modelo capaz de simular valor de concentração de sulfeto de hidrogênio dentro do intervalo de confiança na unidade UASB foi o P-GPC; (5) nas simulações realizadas usando a concentração média de H₂S observada como *input* em cada unidade da ETE, notou-se que as estimativas de concentração realizadas pelos modelos resultaram sempre dentro dos limites do intervalo de confiança de 95% para a concentração média observada, exceto aquelas previstas pelos modelos P-TOXCHEM+ e P-GPC no efluente do biofiltro; e (6) nenhum modelo estimou a taxa de emissão de H₂S dentro do limite de incerteza no reator UASB.

Gostelow *et al.* (2001a) utilizaram um modelo baseado na transferência de massa aplicada a seis unidades de uma estação de tratamento de esgoto, considerando apenas os mecanismos de volatilização e de *stripping*. Foram apresentadas expressões para a taxa de emissão em unidades de superfície quiescente, canais, vertedores e quedas d'água, com aeração por difusão, com aeração superficial mecânica e filtro biológicos de percolação. As estimativas de taxas de emissão de sulfeto de hidrogênio (H₂S) previstas pelo modelo nas unidades de tratamento foram comparadas àquelas obtidas pelos modelos WATER8 e TOXCHEM+. As taxas previstas pelos modelos apresentaram razoável concordância na maioria das unidades examinadas, exceto nos tanques de sedimentação, onde o modelo WATER8 apresentou sobre-predição comparada aos demais modelos, devido a esse modelo desconsiderar o efeito da velocidade do vento na transferência de massa da fase líquida para tanques de pequeno diâmetro efetivo.

3.5 – METEOROLOGIA RELACIONADA À DISPERSÃO ATMOSFÉRICA

Nesta seção será estudada a relação entre as condições meteorológicas e a emissão de gases para a atmosfera e o uso de modelos computacionais de dispersão atmosférica de gases odorantes de ETE.

As condições atmosféricas dominantes são responsáveis pelo transporte, transformação e dispersão dos poluentes emitidos. Assim, como pelas possíveis ocorrências de situações críticas de poluição do ar, proveniente de fontes industriais ou não (Neves, 1999). Os parâmetros meteorológicos (direção e velocidade do vento, estabilidade atmosférica, pressão,

temperatura, turbulência, etc.) podem aumentar ou reduzir os níveis de poluição em uma determinada região.

Com relação à velocidade do vento Stern *et al.* (1994) observou que a diluição contínua dos poluentes atmosféricos é função deste parâmetro, ou seja, a velocidade do vento é proporcional à diluição dos poluentes. Conforme Lora (2002) a velocidade do vento e a sua turbulência têm grande influência sobre a dispersão dos poluentes na atmosfera.

Segundo Ferreira (2002) uma forte turbulência origina em geral uma boa distribuição de emissões. Na proximidade do solo resulta turbulência por atrito, que será proporcional à velocidade do vento e da rugosidade do terreno. A turbulência por atrito é responsável pelas variações bruscas da direção do vento e da sua velocidade.

Ainda, de acordo com Ferreira (2002) a situação de emissões nas camadas de ar próximas do solo é determinada tanto pela quantidade de poluentes emitidos como pelas condições de dispersão no local observado, conjuntamente, com a realidade topográfica local consideram-se também influências meteorológicas, especialmente a disposição em camadas da atmosfera e a relação dos ventos.

A rosa dos ventos é uma figura que mostra as orientações das direções cardeais, que reúne a velocidade e direção dos ventos, apresentado os setores preferenciais de predominância do campo do vento, de onde esteja soprando sobre uma determinada região.

A direção e o transporte dos poluentes são determinados pela direção do vento, esta direção é extremamente importante para a avaliação de impacto ambiental, e também para determinar o desempenho de modelos matemáticos usados para o estudo de dispersão de poluentes atmosféricos, através de comparações entre valores estimados pelos modelos e aqueles efetivamente medidos. Como podemos observar nos trabalhos descritos a seguir:

Kaye e Jian (2000) desenvolveram um estudo que visa desenvolver critérios de impacto de odor proveniente de estações de tratamento de esgoto, utilizando um sistema de túnel de vento para determinar as taxas de emissões nas unidades da ETE, considerando a velocidade do vento e as classes de estabilidades atmosféricas. Estas taxas foram introduzidas num modelo

de dispersão atmosférico Australiano (AUSPLUME), que foi calibrado usando os dados históricos de denúncias ambientais e as médias horárias de dados meteorológicos para determinar a distribuição espacial da concentração de odor no entorno da ETE. Os resultados de saída do modelo foram comparados com os registros históricos de reclamações, para estabelecer os critérios de impacto de odor. Através, desta metodologia determinou-se a região afetada e assegurou com 95% de significância que fora da região não ocorreu impacto no receptor.

A distância de separação entre uma fonte de odor e áreas residenciais é usada para reduzir o incômodo para um nível aceitável. Desta forma, Schauburger e Piringer (2001) promoveram um estudo numa suinocultura, adotada de um sistema de ventilação forçada. Com o objetivo de prever o impacto de odor, utilizaram um modelo Australiano de dispersão de odor (AODM) que consiste de três módulos: o primeiro da emissão de odor, o segundo módulo o uso do modelo Gaussiano para estimar a concentração média de odor no ambiente e o último seria transformar a concentração média de odor em valores de concentração instantânea de odor que dependem da velocidade do vento e da estabilidade atmosférica. Foi possível determinar a variação diária e sazonal da distância da fonte para as quais a concentração de odor excede o limite de percepção do humano. Os resultados também mostraram que existe uma maior dependência da distância da fonte com a variação das condições meteorológicas do que com os parâmetros de emissão de odor.

Rege e Tock (1996) utilizaram um modelo gaussiano para prever taxas de emissão de sulfeto de hidrogênio (H_2S) e amônia (NH_3) provenientes de fontes sintéticas pontuais, lançados na atmosfera ao nível do solo e numa taxa de emissão conhecida. Duas manipulações matemáticas foram utilizadas para refinar as estimativas das taxas de emissão de H_2S e NH_3 baseadas nos dados experimentais de campo. A primeira modificação do modelo gaussiano foi à introdução de um fator de correção exponencial empírica para melhorar a acurácia do modelo em quantificar a concentração dos gases a distância inferior a 30 m a jusante da fonte. O segundo procedimento foi estimar os coeficientes de dispersão específicos para os gases H_2S e NH_3 . Estes novos coeficientes de dispersão foram estimados de dados experimentais obtidos no campo tanto para condições de estabilidade atmosférica neutra como estável. Para isso foi realizado o monitoramento das condições meteorológicas e da concentração dos gases a jusante da fonte durante a pesquisa.

Parsons *et al.* (2000) propuseram um estudo para investigar a taxa de emissão e a dispersão de sulfeto de hidrogênio em duas estações de tratamento de esgoto sendo uma localizada em área urbana e outra em área rural. Foram utilizados dois modelos de dispersão, o SCREEN3 para prever as taxas de emissão de H₂S nas unidades de tratamento de esgoto e usa-los como *input* para ISCST. Através, do modelo ISCST pode-se determinar as concentrações de sulfeto de hidrogênio no vento de jusante a fonte. Os resultados do modelo de odor foram descritos por gráficos de contorno da concentração de H₂S da área plana e através de um mapa da área vizinha. Esta aproximação habilitou a determinação rápida da efetividade do controle de odor e equipamentos de tratamento em vários cenários. Concluiu-se também que as informações preditas eram seguras para estimativas da concentração de H₂S na ETE e nas áreas vizinhas.

Allen *et al.* (1998) realizaram um estudo sobre dispersão de odores numa ETE de Califórnia. Taxas de emissão de H₂S foram estimadas usando o modelo BASTE, considerando duas vazões afluentes de esgoto. Essas taxas foram inseridas no modelo de dispersão Gaussiana (ISCST3), para determinação da distribuição de frequência de ocorrência de odor acima do limite de percepção no entorno da ETE. Propostas para controle das emissões de odor para as três principais fontes detectadas foram apresentadas com base nos resultados obtidos no estudo, tais como, cobrir e ventilar clarificadores primários e bacias de aeração e melhorar a eficiência dos lavadores de gás.

Os modelos de dispersão atmosférica são ferramentas viáveis para o estudo de impacto ambiental devido à emissão de gases odorantes na região próxima a ETE, a localização das áreas danificadas e a incorporação de restrições com relação à qualidade do ar. Sendo que para melhor qualidade dos resultados é importante o monitoramento das condições meteorológicas da área em estudo, topografia e concentrações dos poluentes.

3.6 - ESTIMATIVAS DAS EMISSÕES DE GASES ODORANTES

Para estimar emissões atmosféricas de efluentes industriais e/ou municipais existem várias metodologias disponíveis. A escolha do método depende dos dados disponíveis e o grau de incerteza requerido na estimativa. Existem vários métodos, dentre eles estão:

(1) o cálculo teórico são equações baseadas nos conceitos de transferência de massa (como equilíbrio líquido-gás e nos coeficientes de transferência de massa individuais e globais para

as fases líquida e gasosa). Porém, tais cálculos usam procedimentos complexos, principalmente se for um sistema de tratamento de efluente que possui um grande número de compostos orgânicos, pois as propriedades físicas dos contaminantes devem ser determinadas individualmente (U.S.EPA, 1994). Então, para facilitar foram desenvolvidos programas de computador que utilizam estas equações para o cálculo dessas emissões. Estes programas estão baseados em equações teóricas calibradas usando dados reais, ou ainda, dados puramente empíricos, onde as equações são normalmente baseadas em correlações estatísticas com variáveis independentes;

(2) monitoramento da fase gasosa (U.S.EPA, 1990), que consiste em monitorar as emissões atmosféricas de superfícies abertas (como unidades de tratamento de efluentes industriais ou municipais) são extremamente difíceis de serem realizadas, pois a infra-estrutura necessária é grande e possui um custo elevado por ser um sistema de coleta de amostras, para posterior análise, de COV's em diferentes pontos do sistema de tratamento. Outra, alternativa séria a colocação direta de cromatógrafos na área, porém serão necessários vários equipamentos que possam analisar todos os compostos presentes no ar e também é necessário dados de um ano completo;

(3) fatores de emissão (U.S.EPA, 1995), estes fatores foram desenvolvidos por *National Emissions Standards for Hazardous Air Pollutants* (NESHAP), para indústria da polpa de papel e refinarias de petróleo e;

(4) balanço de massa, baseado na taxa de entrada e saída do resíduo líquido e nas concentrações dos contaminantes na fase líquida. Este método não leva em consideração o desaparecimento dos contaminantes pelo processo de biodegradação ou qualquer outro mecanismo de remoção.

Nesta pesquisa optou-se por estimar a taxa de emissão do sulfeto de hidrogênio (H₂S), através de um programa computacional desenvolvido pela EPA, que será discutido no item 3.6.1.

3.6.1 - Justificativa para escolha do modelo de emissão de odor

Existem vários modelos matemáticos para quantificar as emissões de gases odorantes em unidades de tratamento de esgotos (modelo GPC, BASTE, WATER8, WATER9, TOXCHEM, TOXCHEM+, AP-42, etc.), uns estão disponíveis ao público e outros são privativos. Estes *softwares* constituem uma forma alternativa e barata de proceder às estimativas das emissões, que são normalmente desenvolvidos para a emissão de compostos orgânicos voláteis (COV) em unidades de coleta e tratamento de esgotos industriais e sanitários e, apresentam equações matemáticas empíricas aplicadas as diversas unidades de tratamento que compõem uma ETE.

Cada modelo utiliza um conjunto definido de hipóteses diferentes a fim de efetuar o balanço de massa para cada unidade do processo, avaliando cada um dos mecanismos de remoção. De acordo com Mihelcic *et al.* (1993) os principais mecanismos de remoção dos COV considerados são: volatilização, remoção através de bolhas em sistemas aerados (*stripping*), adsorção as partículas sólidas e biodegradação, embora apenas os dois primeiros resultem em emissões atmosféricas.

Dentre os *softwares* disponíveis optou-se por utilizar nesta pesquisa o modelo WATER9 desenvolvido pela U.S. EPA. Por ser um modelo de respaldo legal em todos os Estados Unidos e estar disponível gratuitamente na internet, no endereço: <http://www.epa.gov/ttn/chief/software/water/index.html>. Além, de trabalhos realizados no Brasil que utilizou este programa e obteve resultados satisfatórios como o de Lyra (2001) e Sá *et al.* (2005) que apresentou um trabalho para quantificação de sulfeto de hidrogênio provenientes de estações de tratamento de esgotos, utilizando o modelo WATER8. Pois, o modelo WATER9 é uma atualização dos recursos prévios oferecidos pelos modelos: WATER8, CHEM9 e CHEMDAT8.

O modelo WATER9 estima as emissões de compostos orgânicos voláteis nas etapas dos processos de coleta, armazenamento, tratamento e disposição final dos esgotos, inclusive sistemas com aeração. Este modelo considera volatilização, biodegradação e *stripping* como os principais mecanismos de remoção de contaminantes. O programa tem um banco de dados com as características de mais de 950 substâncias químicas, dentre essas substâncias o H₂S e, possui também uma interface gráfica que possibilita o arranjo dos sistemas de coleta e tratamento de esgoto. As equações matemáticas usadas no cálculo das emissões estão

baseadas nas aproximações descritas na publicação da U.S. EPA (1994). No item 3.6.2 será descrito as informações sobre o cálculo da emissão desses compostos orgânicos voláteis.

3.6.2 - Cálculo da emissão de compostos orgânicos voláteis propostos pelo modelo

O modelo water9 usado para estimar a emissão de compostos odorantes em superfície líquida é baseado no coeficiente global de transferência de massa (K), que incorpora duas resistências na transferência de massa em série, que são: coeficiente individual de transferência de massa na fase líquida e coeficiente individual de transferência de massa na fase gasosa. Esses coeficientes dependem das propriedades do composto e dos parâmetros do sistema.

3.6.2.1 - Volatilização em reservatório com superfície quiescente

A volatilização ocorre quando moléculas de substâncias dissolvidas escapam para a fase gasosa. A força motriz para estes processos em líquidos não turbulentos é a difusão molecular. A Equação 3.4 mostra a taxa de volatilização de um produto químico orgânico na água.

$$K_v = \frac{1}{L} \left[\frac{1}{K_1^0 \left(\frac{D_1^c}{D_1^0} \right)^m} + \frac{RT}{(10^6) H K_g^w \left(\frac{D_g^c}{D_g^w} \right)^n} \right]^{-1} \quad \text{Equação (3.4)}$$

Onde: L é a profundidade de mistura da água (cm); K_1^0 é o coeficiente de transferência de massa do oxigênio na água em cm/s; D é o coeficiente de difusão do produto químico (c) ou oxigênio (0) na água em cm/s; m é o expoente de turbulência no líquido (0,5-1); R é a constante do gás ideal em atm.cm³/(mol.K); T a temperatura (K); H é a constante da lei de Henry em atm.cm³/(mol.K); K_g^w o coeficiente de transferência de massa para o vapor da água no ar, cm/s; D_g o coeficiente de difusão do produto químico (c) ou água (w) no ar em cm²/s; e n é o expoente de turbulência do gás (0,5-1,0).

O coeficiente global de transferência de massa do contaminante é estimado através da

Equação 3.5, que relaciona o coeficiente individual de transferência de massa na fase líquida (k_L em m/s), o coeficiente individual de transferência de massa na fase gasosa (k_G em m/s), a constante da lei de Henry para o composto (H em $\text{Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$) na forma de um coeficiente de partição ou constante de equilíbrio K_{eq} (Equação 3.6), a constante universal dos gases R que é igual a $8,31 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}\text{K}^{-1}$ e T a temperatura do efluente ($^\circ\text{K}$).

$$\frac{1}{K} = \frac{1}{K_L} + \frac{1}{K_G \cdot K_{eq}} \quad \text{Equação (3.5)}$$

$$K_{eq} = \frac{H}{RT} \quad \text{Equação (3.6)}$$

Para o cálculo do coeficiente individual de transferência de massa na fase líquida em unidades com superfícies quiescentes pode ser determinada através das equações proposta por Springer *et al.* (1984) e Mackay e Yeun (1983) *apud* U.S.EPA, 1994. Já o coeficiente individual de transferência de massa na fase gasosa é determinado por Mackay e Matasugu, 1983 *apud* U.S.EPA, 1994 (Tabela 3.3).

O modelo assume que em unidade com superfícies quiescentes o sistema é de mistura completa e que é necessário como parâmetro de entrada do modelo às condições meteorológicas.

Tabela 3.3 - Equações para o cálculo dos coeficientes individuais de transferência de massa para volatilização de compostos orgânicos em unidades com superfícies quiescentes (U.S.EPA,1994).

Fase líquida (Springer <i>et al.</i> 1984)
$K_L = 2,78 \cdot 10^{-6} \left(\frac{D_w}{D_{eter}} \right)^{2/3} \quad (0 < U_{10} < 3,25 \text{ m/s; para todas razões F/D})$
$K_L = [2,605 \cdot 10^{-9} (F/D) + 1,277 \cdot 10^{-7}] U_{10}^2 \left(\frac{D_w}{D_{eter}} \right)^{2/3} \quad (U_{10} > 3,25 \text{ m/s; } 14 < F/D < 51,2)$
$K_L = 2,611 \cdot 10^{-7} U_{10}^2 \left(\frac{D_w}{D_{eter}} \right)^{2/3} \quad (U_{10} > 3,25 \text{ m/s; } F/D > 51,2)$
Fase gasosa (Mackay e Matasugu, 1983)
$K_G = 4,82 \cdot 10^{-3} U^{0,78} S_{CG}^{-0,67} d_e^{-0,11} \quad (\text{m/s})$
$S_{CG} = \frac{\mu_G}{G \cdot D_a}$
$d_e = \left(\frac{4A}{G} \right)^{0,5}$
Fase líquida (Mackay e Yeun, 1983)
$K_L = 1,0 \cdot 10^{-6} + 34,1 \cdot 10^{-4} U^* S_{CL}^{-0,5} \quad (U^* > 0,3 \text{ m/s})$
$K_L = 1,0 \cdot 10^{-6} + 144 \cdot 10^{-4} U^{*2,2} S_{CL}^{-0,5} \quad (U^* < 0,3 \text{ m/s})$
$U^* = 0,01 U_{10} (6,1 + 0,63 U_{10})^{0,5}$
$S_{CL} = \frac{\mu_L}{L \cdot D_w}$

Onde: U_{10} é a velocidade do vento a 10 metros da superfície líquida, m/s; D_w é a difusividade do constituinte na água, cm^2/s ; D_{eter} é a difusividade do éter na água, cm^2/s ; F é o comprimento da superfície da unidade na direção do vento (m); D é a profundidade do reservatório; U é a velocidade do vento (m/s); S_{CG} é o número de Schmidt no gás; μ_G é a viscosidade do ar, (g/cm.s); G é a densidade do ar (g/cm^3); D_a é a difusividade do constituinte no ar (cm^2/s); d_e é o diâmetro efetivo do reservatório (m); A é área do reservatório (m^2); U^* é a velocidade de fricção, m/s; S_{CL} é o número de Schmidt na fase líquida; μ_L é a viscosidade da água, g/cm.s; L é a densidade da água, g/cm^3 e; D_w é a

difusividade do constituinte na água, cm²/s.

3.6.2.2 - Volatilização em reservatório com aeração mecânica

O cálculo do coeficiente global de transferência de massa para sistemas aerados mecanicamente considera que a superfície líquida é composta por duas zonas, uma quiescente e outra turbulenta. Os coeficientes individuais para a zona turbulenta são baseados nas correlações de Thibodeaux e Reinhardt *apud* U.S.EPA (1994), descritas na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 - Equações para o cálculo dos coeficientes individuais de transferência de massa para superfície turbulenta (U.S.EPA, 1994).

Fase líquida (Thibodeaux, 1982)
$k_L = \left[\frac{8,22 \cdot 10^{-9} J(PTA)(1,024)^{t-20} O_t (10^6)(W_L)}{(4,88) V \cdot r \cdot L} \right] \left(\frac{D_w}{D_{O_2}} \right)^{0,5}$
Fase gasosa (Reinhardt, 1977)
$k_G = 1,35 \cdot 10^{-7} \text{Re}^{1,42} p^{0,4} Sc_G^{0,5} Fr^{-0,21} D_a W_a / d \quad (\text{m/s})$ $\text{Re} = 1 \cdot 10^4 \cdot d^2 w \cdot a / \mu_a$ $p = \frac{0,85 \cdot (PTA) \cdot 550 \cdot g_c}{(86,45) \cdot N_a \cdot \rho_L \cdot d^5 \cdot w^3}$ $Sc_G = \mu_a / a \cdot D_a$ $Fr = d \cdot w^2 / g_c$

Onde:

K_L é o coeficiente individual de transferência de massa na fase líquida (m/s); J a taxa de transferência de oxigênio da superfície aerada [kgO₂/(kW).h]; PTA a potência total do aerador (kW); t a temperatura do esgoto (°C); O_t o fator de correção de transferência de oxigênio (adimensional); W_L o peso molecular do líquido (g/mol); V o volume do tanque de aeração (m³); r a razão entre a área e o volume do tanque; L massa específica da água

(g/cm³); D_w difusividade do constituinte na água (cm²/s); D_{O_2} difusividade do oxigênio na água (2,4.10⁻⁵cm²/s); Re o número de Reynold para o constituinte (adimensional); d é o diâmetro do rotor (cm); w a velocidade rotacional do rotor (rad/s); a é a densidade do ar (g/cm³); μ_a é a viscosidade do ar (g/cm.s); p é o número de potência dos aeradores; N_a é o número de aeradores; g_c é a constante gravitacional (9,81 m/s); Sc_g é o número de Schmidt para o constituinte na fase gasosa; Fr é o número de Froude para o constituinte na fase gasosa; D_a difusividade do constituinte no ar (cm²/s) e; W_a peso molecular do ar (g/mol).

O coeficiente global de transferência de massa nas duas zonas é determinado pela média ponderada das áreas superficiais quiescente (A_Q) e turbulenta (A_T) e seus coeficientes globais de transferência de massa na zona quiescente (k_Q) e turbulenta (k_T), calculado pela Equação 3.7.

$$K = \frac{k_Q \cdot A_Q + k_T \cdot A_T}{A} \quad \text{Equação (3.7)}$$

A Equação 3.8 determina a taxa de emissão de composto orgânico voláteis de superfície líquida exposta ao ar, para ambas as superfícies quiescente e turbulenta. Porém, nas superfícies quiescente considera-se que a concentração do contaminante na fase gasosa é nula.

$$E = KAC_L \quad \text{Equação (3.8)}$$

Onde: E é a carga de emissão da superfície líquida (g/s); K coeficiente geral de transferência de massa (m/s) e A é a área da superfície líquida (m²).

3.6.2.3 - Emissões em sistemas com ar difuso

Algumas unidades do tratamento de efluentes são pulverizadas com ar para promover a biodegradação ou *stripping*. Para estimar as emissões de sistemas com ar difuso, o modelo considera que as bolhas de ar alcançam à interface ar-líquido, completamente saturadas com o contaminante. A taxa de emissões em unidades com ar difuso é estimada pela Equação 3.9.

$$E = Q_a \cdot k_{eq} \cdot C_L \quad \text{Equação (3.9)}$$

Onde E é a carga de emissão (g/s); Q_a é a vazão de ar difundido ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$); k_{eq} constante de equilíbrio (adimensional); e C_L concentração do contaminante na fase líquida.

3.6.2.4 - Biodegradação

A remoção de compostos orgânicos por biodegradação é incluída em unidades de lodo ativado e unidades de estabilização por oxidação. A taxa de biodegradação no modelo é escrita para compostos emitidos em termos de concentração de biomassa, seguindo a cinética de Monod. A Equação 3.10 assume que a biodegradação de cada constituinte é independente da concentração de outros compostos.

$$r_B = \frac{V \cdot k_{\max} \cdot b_i \cdot C_L}{(k_s + C_L)} \quad \text{Equação (3.10)}$$

Onde: r_B é a taxa de biodegradação (g/s); V é o volume do tanque (m^3); b_i é a concentração de biomassa (g/m^3); k_{\max} é a taxa constante de biodegradação de primeira ordem (g/s.g de biomassa); C_L é a concentração do composto no tanque (g/m^3); e k_s é a constante de meia saturação ($\text{g} \cdot \text{m}^3$).

O modelo de Monod foi originalmente desenvolvido para descrever as taxas de crescimento dos microrganismos para uma única população microbiana baseada na taxa limitada do substrato. As ferramentas significantes para o modelo tipo Monod são: (1) em elevadas concentrações (especificamente, $C \gg k_s$), a taxa de biodegradação é independente da concentração do composto (cinética de ordem zero); e (2) em baixas concentrações ($C < k_s$) a taxa de biodegradação diretamente proporcional à concentração do composto (cinética de primeira ordem). A taxa constante de 1º ordem é descrita pela Equação 3.11.

$$k_1 = \frac{k_{\max}}{k_s} \quad \text{Equação (3.11)}$$

Os parâmetros para o modelo de Monod incluem as taxas constantes, concentração do

contaminante afluente, concentração do contaminante efluente, concentração de biomassa, tempo de retenção (RT) e fração da quantidade do composto removido por biodegradação (F_B). Quando valores de k_s geralmente entre 1 e 10 mg/L para uma variedade de compostos diferentes, a constante de Monod (k_{max}) para elevadas concentrações ($C_L > 10 \text{ mg/L}$) é calculada assumindo cinética de ordem zero (Equação 3.12).

$$k_{max} = \frac{F_B (C_i - C_L)}{[(RT)b_i]} \quad \text{Equação (3.12)}$$

F_B é a fração do composto removido por biodegradação; C_i concentração afluente (g/m^3); C_L concentração efluente (g/m^3); e (RT) tempo de residência (s). Nota-se que a cinética de ordem zero é aplicável tanto para sistema de mistura completa, como sistemas de fluxo pistão e batelada, ambos de fluxo contínuo.

A equação usada para o cálculo da taxa de primeira ordem (k_1), depende do tipo de sistema experimental que foi empregado. Em sistema de mistura completa a constante de 1º ordem é calculada pela Equação (3.13) e para sistemas de fluxo pistão e batelada o k_1 é calculado pela Equação (3.14).

$$k_1 = \frac{F_B (C_i - C_L)}{[(RT)b_i C_L]} \quad \text{Equação (3.13)}$$

$$K_1 = \frac{F_B \cdot \ln(C_0 / C_L)}{[(RT)b_i]} \quad \text{Equação (3.14)}$$

Essas equações foram baseadas em estudos de campo, concluindo-se que a taxa de biodegradação pode variar extremamente de local para local. Assumindo-se fluxo contínuo, operação em estado permanente e sistema de mistura completa, o balanço de massa no sistema pode ser escrito pela Equação 3.15.

$$QC_i = \frac{QC_L + V \cdot k_{max} \cdot b_i \cdot C_L}{(k_s + C_L) + k_{outro} \cdot V \cdot C_L} \quad \text{Equação (3.15)}$$

Onde: Q é a vazão (m^3/s); k_{outro} soma das taxas de primeira ordem para mecanismos

competentes (L/s), o qual é denominado pela taxa de volatilização (Equação 3.16).

$$k_{outro} = KA/ V \quad \text{Equação (3.16)}$$

Para determinar a fração do composto orgânico emitido ou biodegradado usando o modelo de Monod, primeiro tem que obter a concentração efluente. Esta concentração pode ser determinada pelo rearranjo da Equação 3.15 como segue:

$$k' C_L^2 + [k_s k' + (V/Q) k_{max} b_i - C_i] C_L - k_s C_i = 0 \quad \text{Equação (3.17)}$$

$$k' = (k_{outro})(V/Q) + 1 \quad \text{Equação (3.18)}$$

A Equação 3.17 rearranjada é facilmente resolvida usando a fórmula quadrática (Equação 3.18).

$$C_L = \frac{-b + (b^2 - 4ac)^{0,5}}{2a} \quad \text{Equação (3.19)}$$

Considerando-se: $a = k' = (k_{outro})(V/Q) + 1$; $b = k_s k' + (V/Q) + 1$; e $c = -k_s C_i$. Uma vez a concentração efluente calculada a fração do composto emitido para o ar (f_{ar}) é:

$$f_{ar} = \frac{K A C_L}{Q C_i} \quad \text{Equação (3.20)}$$

A taxa de emissão é calculada pela Equação 3.21.

$$E = f_{ar} \cdot Q \cdot C_i \quad \text{Equação (3.21)}$$

Similarmente, a fração do componente biodegradado (f_{bio}) é determinada pela Equação (3.22).

$$f_{bio} = V k_{max} b_i C_L / [(k_s + C_L) Q C_i] \quad \text{Equação (3.22)}$$

A taxa de biodegradação e a taxa de emissão mudam com o processo de tratamento. Para fluxo pistão, a taxa de desaparecimento do composto por biodegradação e emissão atmosférica é escrita pela Equação 3.23.

$$\frac{-d.C_t(V)}{dt} = \frac{Vk_{\max}b_iC_t}{(k_s + C_t)} + KAC \quad \text{Equação (3.23)}$$

Onde C_t é a concentração no tempo t ; e t é o tempo (s). Devido à natureza não linear da taxa de biodegradação, essa equação não pode ser diretamente integrada. Entretanto, assume-se que a cinética de 1º ordem é dominante no sistema de biodegradação, rearranjando a equação como segue:

$$\frac{-dC_t}{dt} = (-k_1b_i - KA/V)dt \quad \text{Equação (3.24)}$$

onde: $k_1 = k_{\max}/k_s$, m^3/g biomassa. Integrando a Equação 3.24 para $C_t = C_i$ em $t=0$ para $C_t=C_L$ (concentração efluente) em $t = V/Q$ (tempo de residência), tem-se a Equação 3.25.

$$\frac{C_e}{C_0} = \exp(-k_1b_iV/Q - KA/Q) \quad \text{Equação (3.25)}$$

A razão C_L/C_i representa a fração de partida do efluente; conseqüentemente, $1 - C_L/C_i$ representam a soma das frações que são biodegradadas e emitida para o ar, que são calculadas por suas taxas relativas, descrita nas Equações 3.26 e 3.27.

$$f_{ar} = \frac{(1 - C_L/C_i)(KA)}{(KA + k_1b_iV)} \quad \text{Equação (3.26)}$$

$$f_{bio} = \frac{(1 - C_L/C_i)(k_1b_iV)}{(KA + k_1b_iV)} \quad \text{Equação (3.27)}$$

A taxa de emissão média (g/s) é calculada pela Equação 3.28.

$$E = f_{ar} Q C_i \quad \text{Equação (3.28)}$$

3.6.2.5 - Cálculo para unidade do pré-tratamento

As unidades de pré-tratamento em estações de tratamento de esgoto, respectivamente, gradeamento e desarenador são utilizadas para remoção de sólidos grosseiros e areia. Apresentam as seguintes equações para o cálculo da estimativa de emissão de constituinte do esgoto (EPA, 1994).

A transferência de massa da superfície líquida nas unidades de pré-tratamento é caracterizada por duas fases de resistência, que são: resistência da fase líquida e resistência da fase gasosa. O cálculo do coeficiente de transferência de massa é baseado na concentração do constituinte no líquido (K em m/s) descrito pela Equação 3.29, onde K_L é o coeficiente de transferência de massa na fase líquida (m/s); K_G é o coeficiente de transferência de massa na fase gasosa (m/s); f_p é a fração do composto na fase líquida e H é a constante da lei de Henry (atm.m³/mol).

$$K = \left(\frac{1}{K_L} + \frac{1}{40,9 \cdot K_G \cdot H \cdot f_p} \right)^{-1} \quad \text{Equação (3.29)}$$

O coeficiente de transferência de massa na fase gasosa é dado pela Equação 3.30.

$$K_g = \frac{100}{24300} \left(0,001 + \frac{0,000462 \cdot U^8}{NSCH^{0,67}} \right) \quad \text{Equação (3.30)}$$

$$U = (6,1 + 0,0063V)^{0,5} \cdot \frac{U_{10}}{100} \quad \text{Equação (3.31)}$$

$$NSCH = \frac{0,5}{D_g} \quad \text{Equação (3.32)}$$

Onde:

U^* = velocidade de fricção (cm/s);

U_{10} = velocidade do vento a 10 m da superfície (cm/s);

D_g = difusividade do composto na fase gasosa (cm²/s).

A relação entre a quantidade de óleo e a quantidade do líquido (OWR) é dada pela Equação 3.33. A fração do composto no líquido (f_p) e a fração do composto no óleo (f_o) são calculadas pelas Equações 3.34 e 3.35, respectivamente.

$$OWR = \frac{OWPC \cdot f_{oleo}}{1 - f_{oleo}} \quad \text{Equação (3.33)}$$

$$f_p = 1 - f_o \quad \text{Equação (3.34)}$$

$$f_o = \frac{OWR}{1 + OWR} \quad \text{Equação (3.35)}$$

Onde: OWPC = coeficiente de partição da água-octanol e f_{oleo} = fração de óleo no líquido.

Finalmente, a fração emitida para o ar (f_{ar} em m³/s) é dada pela Equação 3.36. O q é a vazão do esgoto (m³/s) e A é a área da superfície líquida.

$$f_{ar} = 1 - \ell \left(\frac{K_0 \cdot A}{q} \right) \quad \text{Equação (3.36)}$$

3.7 - ANÁLISES DE COMPOSTOS ODORANTES

3.7.1 - Olfatometria

A olfatometria é a avaliação da resposta de um júri a um estímulo olfativo referente a um odor. De acordo com Belli Filho e Lisboa (1998) este método está fundamentado na importância das mucosas olfativas, como os únicos captadores disponíveis para avaliação dos odores. Pois, o sistema olfativo do humano é capaz de discriminar e identificar os gases odorantes.

O júri olfatométrico é a denominação que se dá a um conjunto de pessoas selecionadas e treinadas para expressar a sua opinião/impressão a respeito da presença ou ausência de odor nas amostras de gases analisadas.

Esta metodologia inclui técnicas que possibilitam a determinação da diluição do limite de percepção odorante de uma mistura gasosa e a determinação da intensidade dos odores. Por ser uma medida psicofísica, sofre limitação pelo fato de que o nariz humano é essencialmente um instrumento qualitativo, permitindo obter as medidas quantitativas somente com o uso de instrumentos suplementares. Desta forma, a olfatometria permite converter a remoção odorante em números de escalas e unidades que são fixadas. Geralmente, utiliza-se o butanol, composto com concentração padrão expressa em ppm (Carvalho *et al.*, 2001).

Para quantificar e qualificar os odores, através das análises olfatométricas, é tomado como parâmetro a concentração (UO/m³), a intensidade e a hedonicidade dos odores. A concentração é obtida através de um olfatômetro, a intensidade utilizando a escala de referencia de 1-butanol e a hedonicidade através de uma ficha contendo figuras que representam o nível de agrado ou desagrado de um odor, todas essas análises utilizam o sentido olfativo do ser humano (Cabral *et al.*, 2007).

Conforme, Cabral *et al.* (2007) a determinação do composto de H₂S é avaliada utilizando como metodologia de análise a gravimetria. Esta metodologia é, principalmente, aplicada para dosar o sulfeto de hidrogênio e as mercaptanas. Este método consiste em passar o gás através de uma solução específica de captura, no caso do H₂S a solução utilizada é o cloreto de mercúrio (HgCl₂). A fixação do composto é obtida através do borbulhamento produzido quando o gás é passado através da solução. Após o borbulhamento e precipitação do cloreto de mercúrio, o conjunto dos produtos é quantificado sob a forma de H₂S.

A utilização de técnicas olfatométricas possibilita a determinação de três valores limites envolvidos com a percepção de odor, que são:

(1) **O limite de percepção olfativa (K50):** é a concentração na qual 50% do conjunto de indivíduos expostos detectam o odor a que estão sendo submetidos (Bichara, 1997).

(2) **Limite de caracterização olfativa:** concentração de odor na qual 50% dos membros de um júri são capazes de reconhecer, nominalmente, a substância odorante (SIAAP, 1991 *apud* Belli Filho e Lisboa, 1998).

(3) **Limite de identificação olfativa:** é a concentração na quais 100% do conjunto de indivíduos expostos identificam, nominalmente, o odor representativo do material odorante ou odorífero a que foram expostos (Bichara, 1997).

Para avaliar a eficiência de um sistema de tratamento de gases odorantes pela técnica olfatométrica é necessário realizar esta técnica antes e depois do tratamento dos gases.

Para analisar a percepção ambiental referente a incômodos olfativo é necessário método de pesquisa, por questionamentos da população, para avaliar a existência de incômodo ocasionado pelo odor na comunidade. Residentes de um local selecionado são perguntados sobre a percepção de odor em um determinado momento e o seu grau de incômodo. Esta pesquisa serve para quantificar o incômodo causado pelo odor, medir o índice de incômodo dos residentes em uma área definida para investigação (Carmo Jr., 2005).

3.7.2 - Nariz eletrônico

O conceito do nariz eletrônico utiliza uma rede de sensores gasosos não seletivos que simulam os receptores biológicos do nariz humano. Os sinais emitidos pelos sensores permitem associar uma forma característica ou assinatura espectral a um determinado odor (Laurent, 1993 *apud* Belli Filho e Lisboa, 1998).

Este método possibilita, por um lado, obter, de maneira rápida, a impressão da mistura contida nos compostos odorantes e por outro lado, assinalar uma variação de intensidade odorante freqüentemente medida em controle de qualidade ambiental.

3.7.3 - Métodos físico-químicos

A análise físico-química tem por objetivo identificar e quantificar as substâncias presentes numa corrente gasosa ou no ar com odor. Em certas situações, em estudos de poluição atmosférica, uma pré-concentração é necessária, devido os patamares de baixas

concentrações (parte por milhão ou bilhão) observadas no ar ambiente (Belli Filho e Lisboa, 1998).

Este método possibilita identificar os compostos odorantes da mistura gasosa. Na quantificação e qualificação dos compostos a técnica analítica mais apropriada é a cromatografia gasosa. A Tabela 3.5 mostra as principais técnicas de análise físico-química.

Tabela 3.5 - Métodos empregados para análise físico-química (Martin e Lafforte, 1991 *apud* Belli Filho e Lisboa, 1998).

Compostos	Análise	Observações
H ₂ S	Iodométrico Gravimétrico Colorimétrico e CG	CG com detetor fotométrico de chama
Mercaptanas	Gravimétrico CG/SM	Detecção com fotômetro de chama
NH ₃	Volumétrica Calorimétrica	
Aminas	Volumétrica CG/SM	Detecção com ionização de chama
Aldeídos, cetonas álcoois	CG/SM	Detecção com ionização de chama

3.8 - CONTROLE DE ODOR NAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

Nesta seção será feito uma revisão geral das formas de prevenção das emissões de gases odorantes em ETE e das tecnologias aplicadas para o controle de odor e sua aplicação em estudos científicos.

A administração interna de uma empresa é sempre essencial para a prevenção de geração de odores. Em muitos casos, a emanção de odor pode ser reduzida ou eliminada através de melhores práticas de operação e manutenção, como por exemplo, frequências regulares de limpezas do material gradeado, remoção do lodo depositado, lavagem das paredes dos tanques, componentes do processo limpos e livres de gorduras acumuladas, sólidos e detritos,

etc. Se a prevenção da produção de odor não é praticável ou o custo efetivo são elevados, os gases odorantes podem ser confinados num espaço, removidos e tratados, por técnicas de controle de odor. Os principais processos para tratamento de gases odoríferos podem ser classificados em físicos, químicos e biológicos. Estes métodos estão apresentados de forma resumida no Tabela 3.6.

Os tipos de técnicas de controle de gases odorantes geralmente utilizados na redução de emissão de COV no esgoto incluem: taxas de remoção através de bolhas de ar difundidas na massa de esgoto (*stripping*), adsorção no carvão (fase líquida ou na fase de vapor), oxidação química, biotratamento (aeróbio ou anaeróbico) e processos modificados (U.S.EPA, 1997). As técnicas de controle, como adsorção e *stripping* não destroem os compostos orgânicos voláteis, apenas fazem sua captura. Estes métodos são utilizados para a redução da emissão de odor para o meio ambiente.

Segundo U.S.EPA (1985) a presença de elevadas concentrações de sulfeto no esgoto, pode ser tratado no sistema de coleta através de injeção de ar ou oxigênio; ou adição de produtos químicos, como peróxido de hidrogênio ou sais metálicos, pode reduzir ou eliminar odor nas ETE.

Em casos, que a geração de odores ocorre nos processos unitários de tratamento de esgoto, por exemplo, clarificador primário e adensador de lodo, a cobertura das unidades é viável para o controle de odor, no entanto, esses gases devem ser coletados e tratados. Conforme U.S.EPA (1997) os sistemas de coleta quando fechados podem suprimir emissões de até 95 a 99%, porém, se há potencial de explosão, pode ser reduzido por um fluxo de baixo-volume de gás inerte no componente de coleta, sugere utilização de um dispositivo como um incinerador ou adsorção (carvão ativado).

Tabela 3.6 - Métodos para controle de gases odorantes em ETEs (Adaptado de U.S.EPA, 1985).

Métodos	Descrição e/ou aplicação
Físico	
Retenção	Instalação de coberturas, capuzes coletores, e emprego de equipamentos para conter e digerir os gases odoríferos para o sistema de tratamento.
Diluição com ar livre de odor	Os gases podem ser misturados com ar fresco para reduzir os valores das unidades de odor.
Combustão	Odores gasosos podem ser eliminados por combustão em temperaturas variando de 650 a 815°C. Estes gases podem ser queimados junto com sólidos de estações de tratamento ou separadamente em um incinerador.
Adsorção em carvão ativado	Gases odoríferos são passados através de leitos de carvão ativado para remover odores. A regeneração do carvão pode ser realizada para reduzir custos.
Adsorção em areia, solo.	Gases maus cheirosos podem ser passados através de areia, solo ou leito composto.
Injeção de oxigênio	A injeção de oxigênio (ar ou oxigênio puro) a montante de onde se deseja controlar o odor, tem-se mostrado efetivo para evitar condições anaeróbias.
Agentes mascarantes	Odores de perfume podem ser pulverizados na forma de névoas finas, próximo às unidades de processo para se sobrepor ou mascararem odores desagradáveis. Em alguns casos, o odor do agente mascarante piora o odor original. A efetividade dos agentes mascarantes é limitada.
Químico	
Lavadores de gases	Os gases odoríferos podem ser passados através de torres de lavagem especialmente projetadas para remover odores. As soluções purificadoras dependem do tipo de composto odorante a ser removido.
Oxidação química na fase líquida	Adição de produtos químicos no esgoto, como o cloro, ozônio, água oxigenada, peróxido de hidrogênio, permanganato de potássio e nitrato de sódio estão entre os oxidantes usados, para a oxidação de compostos odorantes.
Precipitação química	Refere-se à precipitação de sulfetos com sais metálicos, especialmente ferro.
Biológico	
Filtros biológicos e lodos ativados	Os gases podem ser passados através de filtros biológicos ou usados como ar de processo para tanques de aeração de lodo ativado, para remover compostos odoríferos.
Torre de remoção biológica (biofiltros)	Essas torres são preenchidas com recheios de vários tipos (terra, lodo de esgoto, madeira, turfa e outros) que servem de suporte para o crescimento dos microrganismos. Esses microrganismos consomem os produtos químicos odorantes provenientes dos exaustores das ETEs, oxidando-os e, eliminando o odor.

Os lavadores de gases são geralmente aceitáveis para o tratamento de grandes vazões de ar (maior que 1 m³/s), contaminados com compostos odorantes de baixo limiar de odor, como os mercaptanas e H₂S, em níveis maiores que 100 unidade de odor por litro (Yang e Cheremisinoff, 1975 *apud* U.S.EPA, 1985). Os lavadores de gases envolvem o contato dos gases com uma solução, orientada verticalmente contra corrente, para permitir a transferência dos gases para a fase líquida, por um ou mais dos seguintes mecanismos: condensação dos vapores odorantes; remoção de partículas odorantes; absorção de odor na solução purificadora; reação dos gases odorantes com solução oxidante e emulsificação de gases odorantes com reagentes químicos.

Atualmente, dentre os processos de tratamento biológicos disponíveis para controlar odor destaca-se a biofiltração. Belli Filho *et al.* (2000) apresentou uma alternativa de processo não convencional para o tratamento das emissões de esgoto sanitário com maus odores dos reatores anaeróbios, utilizando um processo de biodesodorização, constituído de um biofiltro piloto com leito de turfa que funciona como suporte inerte. A avaliação da eficiência da redução da intensidade dos odores (estudo olfatométrico) no biofiltro foi realizada, seguindo-se as recomendações da norma francesa AFNOR. De acordo com as análises realizadas durante cinco meses de acompanhamento contínuo na avaliação do gás sulfídrico (H₂S), as eficiências variaram de 76% a 81% com concentrações mínimas de 1.2 x 10⁻⁵ mg/m³ na entrada e não detectadas na saída e valores máximos de 3,1 x 10⁻⁴ mg/m³ e 7 x 10⁻⁵ mg/m³ na entrada e saída, respectivamente. O biofiltro com leito de turfa mostrou-se uma tecnologia muito interessante para o tratamento de gases odorantes provenientes de sistemas biológicos de digestões anaeróbias, por apresentar boa eficiência na redução destes compostos e ainda, baixos custos operacionais e facilidades de manutenção, se comparados com outros sistemas de desodorização.

Alves *et al.* (2004) analisou qual o melhor produto químico (cloreto férrico, hipoclorito de sódio ou de cálcio) adicionado no esgoto para eliminação de H₂S em ETE anaeróbias. Observou que para se ter uma redução significativa que garanta a eliminação do mau cheiro por emissão de sulfeto de hidrogênio no ar nas estações, é necessária uma dosagem excessiva de cloreto férrico, algo em torno de 120 mg/L. O que geraria um custo de aproximadamente R\$ 0,20 por segundo (para uma vazão de 1150 L/s), totalizando em um único dia R\$ 17.000,00 ou R\$ 510.000,00 por mês. Além, da inviabilidade devido ao custo, altas dosagens de cloreto férrico acabam por reduzir o pH. Este mesmo autor concluiu também, que a

aplicação de hipoclorito de sódio ou cálcio para controlar o H₂S é a alternativa mais barata e segura.

Conforme Chernicharo (1997) se o pH do meio estiver inferior a 4,5 haverá a suspensão da atividade das bactérias metanogênicas, porém a bactéria acidogênicas que possuem maior resistência à faixa mais baixa de pH, continuaram a atuar no processo, o que acarretará no azedamento do conteúdo do reator anaeróbio.

Embora as técnicas físicas e químicas possam remover com eficiência os compostos odorantes da corrente gasosa, dentro de certas condições, a necessidade de adição de produtos químicos diariamente e a substituição do adsorvente resultam em custo de operação relativamente alto, quando comparado com técnicas de tratamento biológico (Matos *et al.*, 2001).

4 - METODOLOGIA

A metodologia adotada para o estudo de emissão de gases odorantes na estação de tratamento de esgoto Paranoá (ETE-Paranoá) foi composta de quatro partes: (1) Levantamento de campo na ETE-Paranoá: consiste no reconhecimento do sistema e processo de tratamento de esgoto e o levantamento de parâmetros analíticos e operacionais da ETE objeto de estudo; (2) Parte analítica: consistiu na amostragem e exame de águas residuárias, para determinação da concentração de sulfeto total, sulfato, enxofre elementar, DQO, DBO, OD, pH, condutividade elétrica, temperatura e medidas em campo de H₂S na fase gasosa; (3) Aplicação de questionários junto aos moradores vizinhos a ETE-Paranoá: para avaliação da percepção do odor e seus incômodos; e (4) aplicação do modelo de emissão dos gases odorantes: utilização de modelo matemático (como o modelo WATER9), para estimativa das taxas de emissão de sulfeto de hidrogênio.

4.1 – DESCRIÇÃO DO SISTEMA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO PARANOÁ

A ETE-Paranoá foi construída em 1997, está situada no limite da bacia de drenagem do Lago Paranoá e foi projetada com capacidade média de 112 L/s, atendendo a uma população de cerca de 60.000 habitantes da cidade do Paranoá. Atualmente está recebendo uma vazão aproximada de 53 L/s, o que equivale a 47% da vazão de projeto.

O projeto da ETE foi concebido por Luduvica *et al.* (2000) de maneira a atender a eficiência e baixo custo de implantação e operação. De forma a possibilitar o tratamento do esgoto a nível secundário, o sistema foi composto por tratamento preliminar mecanizado, reatores anaeróbios de fluxo ascendente (RA-CAESB) e lagoas de alta taxa (Figura 4.1). A Tabela 4.1 apresenta os principais parâmetros de projeto.

Tabela 4.1 – Parâmetros de projetos da ETE-Paranoá

Parâmetros	Unidade	Valor	Observações
População contribuinte	hab	60000	-
<i>Per capita</i> de DBO	g/hab.dia	54	adotado
<i>Per capita</i> de esgoto	L/hab.dia	120	adotado
Vazão média	m ³ /d	8752	-
Carga de DBO	Kg/dia	3240	-
Carga de SS	Kg/dia	2520	-

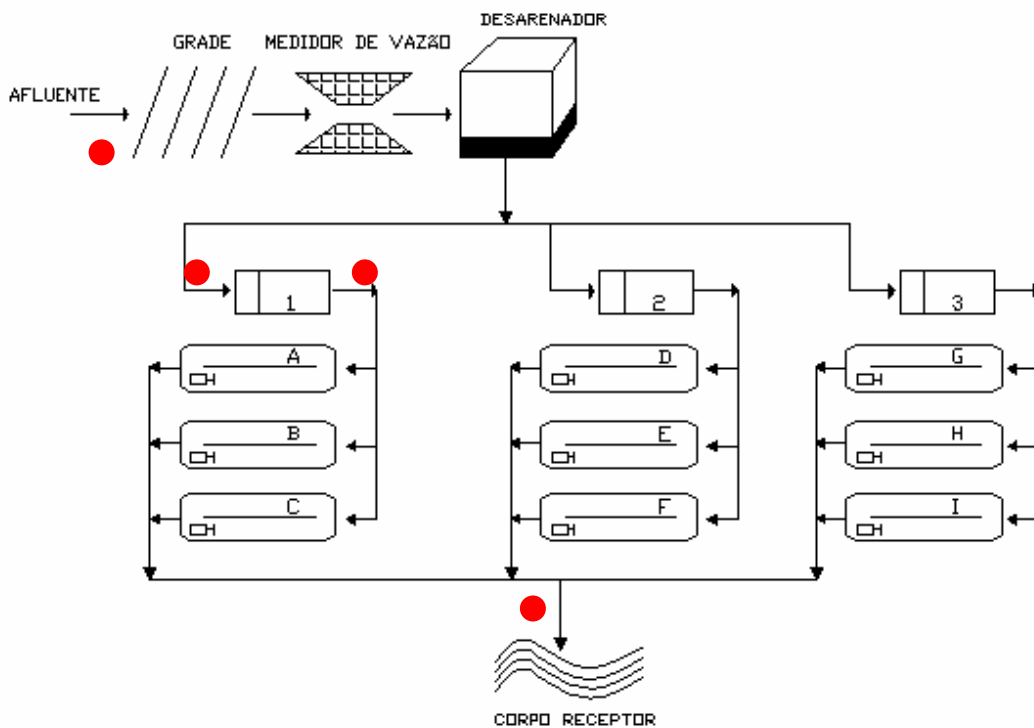


Figura 4.1 - Fluxograma da ETE-Paranoá e localização dos pontos de coleta.

Legenda: ● Pontos de coleta

5.1.1 – Tratamento preliminar

O esgoto sanitário da cidade do Paranoá é coletado e encaminhado por gravidade a um tratamento preliminar mecanizado (remoção de sólidos grosseiros e areia). O lay-out adotado para o tratamento preliminar (Figura 4.2) é composto por uma grade grossa manual, com abertura de 5 cm e um sistema de gradeamento mecanizado, com abertura de 2 cm. Para o desarenador adotou-se um tanque de sedimentação de areia com remoção mecanizada. Por medida de economia no projeto a linha reservada do gradeamento e da desarenação é de

limpeza manual.



Figura 4.2 - Tratamento preliminar e ponto de coleta - afluente ETE.

4.1.2 - Reatores anaeróbios de fluxo ascendente

Após a etapa anterior, os esgotos são encaminhados para os três reatores anaeróbios em paralelo (Figura 4.3). Cada reator tem atualmente um volume de 1000 m³ e possui um tempo de detenção de 1 dia. Neder e Harada (1997) apresentaram os parâmetros de projeto dos reatores, utilizados no dimensionamento (Tabela 4.2).

Esses reatores foram projetados em forma de tronco de pirâmide invertido, escavados no solo, com 1121 m³ cada reator. O próprio solo foi utilizado como elemento estrutural e delimitador do tanque, sendo as paredes internas revestidas com argamassa e os defletores de gás constituídos em estruturas de madeira e telhas de alumínio (Luduvic *et al.*, 2000). Ainda, segundo este autor os dispositivos são do tipo compartimentado em duas câmaras em série, através de parede divisória. A divisão objetivou uma menor produção de gás na segunda câmara e, conseqüentemente, uma menor mobilização de sólidos, acarretando numa melhor qualidade do efluente.



Figura 4.3 - Foto dos reatores anaeróbios de fluxo ascendente.

Tabela 4.2 - Parâmetros de projeto dos reatores anaeróbios da ETE-Paranoá (Neder e Harada, 1997).

Parâmetros	Unidade	Valor	Observações
Volume do reator	m ³	1121	Volume máximo desejável
Volume da 1 ^a câmara	m ³	448	adotado
Volume da 2 ^a câmara	m ³	674	adotado
Tempo de detenção com vazão máx.	h	5,12	adotado
Tempo de detenção com vazão média	h	9,22	adotado
Taxa superficial na 1 ^a câmara	m/h	1,3	
Taxa superficial na 2 ^a câmara	m/h	0,87	
Volume estimado de lodo	m ³	557,00	aprox. 50% reator
Massa de lodo total	Kg	11153,00	
Massa de lodo ativo	Kg	5576,00	
Idade de lodo desejada	d	40	
Descarte mensal de lodo	m ³	418,00	
Carga aplicada	gDBO/g SSV.dia	0,19	

Os reatores trabalham basicamente com a retenção física e posterior digestão da maior parte dos materiais orgânicos particulados e sólidos em suspensão afluentes. Apresentando, um efluente composto principalmente por matéria orgânica solúvel e sólidos em suspensão, onde

parte desses sólidos encontra-se estabilizados por serem oriundos da manta de lodo que existe no interior do reator.

4.1.3 - Lagoas de alta taxa

Nesta etapa, o efluente de cada reator é dividido para um grupo de três lagoas em paralelo, onde a matéria orgânica restante é removida em nove lagoas. As áreas das lagoas da ETE-Paranoá foram definidas em função da produção de oxigênio/m².dia esperadas para a condições climáticas de Brasília, levando-se em consideração uma profundidade média de 0,5 metros. As dimensões das lagoas são de 200m (comprimento), 40m (largura) e 0,60m (profundidade). Possui atualmente um tempo de detenção de 15 dias e uma vazão de 48000 m³/d. Os parâmetros de projeto das lagoas estão descritos na Tabela 4.3.

As lagoas de alta taxa possuem em seus efluentes grandes concentrações de sólidos, formado principalmente por algas e demais sólidos em suspensão característica do processo aeróbio. Além de se adotar um tempo de detenção pequeno e uma profundidade reduzida (inferior a 1 metro) é introduzida uma agitação contínua do esgoto tratado, permitindo um adequado acesso da luz solar no meio líquido, bem como uma constante mistura com a biomassa da lagoa (Neder, 1998). Segundo Neder e Harada (1997), a principal virtude destas lagoas é a oxidação da matéria orgânica solúvel. Os propulsores instalados para proporcionar a movimentação da massa líquida da lagoa, foi dimensionado de forma a obter uma velocidade horizontal de 5 a 15 cm/s. O efluente final destas lagoas são lançados no rio Paranoá, a jusante da barragem do lago de mesmo nome.

Tabela 4.3 - Parâmetros de projeto das lagoas de estabilização da ETE-Paranoá (Neder e Harada, 1997)

Parâmetro	Unidade	Valor	Observações
Remoção prévia	%	50	Eficiência esperada nos reatores
Temperatura	°C	20	Média adotada
Intensidade da luz	Cal/cm ² .dia	400	Média adotada
Profundidade	M	0,45	Podendo variar até 60 cm
Produtividade esperada	g/m ² .dia ¹	24,5	Função da temperatura e intensidade da luz
Produção de O ₂	g/m ² .dia	22,78	Decorre do crescimento das algas
Carga de DBO removível	g/dia	28,12	DBO que pode ser eliminada com o oxigênio produzido
Área necessária total	m ²	57603,16	
Tempo de detenção necessário	D	2,6	
Concentração efluente de SS	mg/L	392,02	
Área adotada total	m ²	68103	
Tempo de detenção adotado	d	3,5	

4.1.4 – Leito de disposição de lodo

Foram projetados dois leitos de secagem, para recebimento do lodo de descarte dos reatores anaeróbios (Figura 4.4). Os descartes desse lodo são realizados na segunda-feira às oito horas da manhã. Na Tabela 4.4 são apresentados os parâmetros de projeto dos leitos de disposição no solo.



Figura 4.4 - Leito de secagem do lodo anaeróbio.

Tabela 4.4 - Parâmetros de projeto do leito de secagem (Neder e Harada, 1997).

Parâmetros	Unidade	Valor
Largura do terraço	m	45
Taxa de aplicação	m ³ /m.h	0,5
Período de aplicação	h/(24h)	12
Frequência de aplicação	Dias/semana	7
Metragem de aplicação	m	600

4.3 - PARTE EXPERIMENTAL

O trabalho experimental foi realizado no período de outubro/2006 a dezembro/2006 na estação de tratamento de esgoto Paranoá, onde foram realizadas 24 amostragens. As análises químicas foram realizadas no Laboratório de Análises de Água (LAA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília.

4.3.1 - Fase líquida

As amostras de esgoto foram coletadas em quatro pontos selecionados na estação de tratamento, a saber: Afluente da ETE (Figura 4.2), afluente e efluente do reator anaeróbio da Companhia de Saneamento do Distrito Federal (RA-CAESB) e efluente das lagoas (Figura 4.1 e 4.5).

Nesta pesquisa optou-se por amostras simples coletadas em dias e horários alternados da semana para melhor observar a variação do sulfeto de hidrogênio. Foram realizadas 17 amostragens no turno da manhã, 2 no turno da tarde e cinco no turno da noite. No período da noite, fez-se o perfil de oxigênio dissolvido em quatro pontos de uma das lagoas de 20 cm em 20 cm, para avaliar possíveis produções de sulfeto de hidrogênio na lagoa neste horário.

Para determinação da concentração de sulfeto total e OD nas amostras de esgotos, utilizou-se frascos de OD de 300mL com o auxílio da garrafa batiscafo (ou garrafa de OD), para evitar o contato com o ar. Para os demais parâmetros analisados (DQO, DBO, sulfato e enxofre elementar) foram usados frascos de polietileno. Os procedimentos de coleta, preservação e a metodologia analítica para determinação dos parâmetros foram executados de acordo com APHA (1999), com exceção do enxofre elementar que foi descrito conforme Silva (2001). Os métodos utilizados para determinação dos parâmetros medidos em campo (pH, condutividade elétrica e temperatura) e em laboratório estão descritos na Tabela 4.5. O parâmetro oxigênio dissolvido medido foi determinado por dois métodos.

Tabela 4.5 - Métodos utilizados e referências

Parâmetro	Método/Equipamento
Potencial de Hidrogeniônico (pH)	PHmetro 330i WTW
Condutividade elétrica (CE)	Condutivímetro 6000 Sprite Industries
Temperatura (°C)	Termômetro de mercúrio e pHmetro
Oxigênio dissolvido (mg/L)	Oxímêtro Modelo YSI 95 e pelo método de Winkler
Demanda química de oxigênio (mg/L)	Método de digestão do reator
Demanda bioquímica de oxigênio (mg/L)	DBO Manométrica (DBO track)
Sulfeto total (ST)	Método iodométrico
Sulfato (SO ₄ ⁻²)	Método turbidimétrico
Enxofre elementar (S ⁰)	Método de Jorgensen modificado por Silva (2001)

Para determinação da concentração de H₂S na fase líquida, utilizaram-se procedimentos de cálculos proposto por APHA (1999), descrito no item 4.3.1.1.

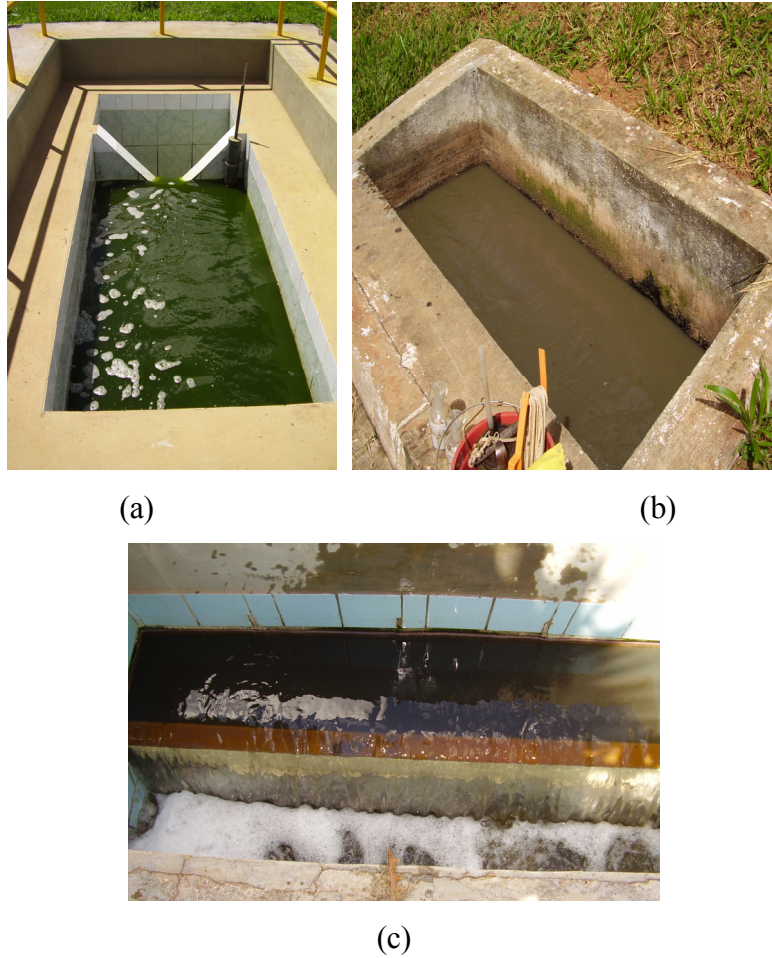


Figura 4.5 - Localização dos pontos de coleta, (a) efluente das nove lagoas (b) afluyente RA-CAESB e (c) efluente RA-CAESB.

4.3.1.1 - Cálculo concentração de sulfeto de hidrogênio (H₂S)

De acordo com APHA (1999) a concentração de H₂S é determinada a partir da concentração de sulfeto total, pH, temperatura e condutividade elétrica.

Para determinação da constante de dissociação (pK₁), considerando a intensidade iônica zero, através da Equação 4.1, tem-se:

$$pK_1(T) = 32,55 + \frac{1519,44}{T} - 15,672 \times \log_{10} T + 0,02722T \quad \text{Equação (4.1)}$$

onde T é a temperatura em Kelvin ($^{\circ}\text{K} = T^{\circ}\text{C} + 273,15$) e T^{°C} é a temperatura em Celsius.

Em seguida, através da Equação 4.2 calculou-se a intensidade iônica (I).

$$I = 1,6 \times 10^{-5} \times CE \quad \text{Equação (4.2)}$$

onde CE é a condutividade elétrica em $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

O parâmetro de Debye-Huckel (A) e o logaritmo negativo do coeficiente de atividade iônica (pf_m) foram calculados pelas Equações 4.3 e 4.4, respectivamente.

$$A = 0,7083 - 2,277 \times 10^{-3} T + 5,399 \times 10^{-6} T^2 \quad \text{Equação (4.3)}$$

$$pf_m = A \left(\frac{\sqrt{I}}{1 + \sqrt{I}} - 0,3I \right) \quad \text{Equação (4.4)}$$

A constante de ionização condicional (K'_1) é obtida pela Equação 4.5 e a concentração de íon hidrogênio [H^+], Equação 4.6.

$$K'_1 = 10^{-pK_1 + 2pf_m} \quad \text{Equação (4.5)}$$

$$[H^+] = 10^{-pH + pf_m} \quad \text{Equação (4.6)}$$

Finalmente, calcula-se a concentração de sulfeto de hidrogênio não ionizado através da Equação 4.7.

$$[H_2S] = \frac{S_T}{1 + \frac{K'_1}{[H^+]}} \quad \text{Equação (4.7)}$$

4.3.2 – Análise na fase gasosa

As concentrações de sulfeto de hidrogênio medidas na fase gasosa na ETE-Paranoá foram obtidas nas proximidades dos locais de coleta na fase líquida (Figura 4.1), nas proximidades dos leitos de secagem e ao redor das lagoas. Estas medidas foram determinadas através de um

sensor específico de sulfeto de hidrogênio chamado *Drager microPac Plus* (Figura 4.6) no momento da amostragem da fase líquida. Sendo medidos ao nível do solo.

O princípio de funcionamento do sensor de H₂S é baseado na absorção do gás pelo sensor, assim, mostrando sua concentração no visor. O sensor H₂S Drager microPac Plus apresenta faixa de medição de 0 a 100 ppm e sua sensibilidade é $\leq \pm 5\%$. Pelo fato deste aparelho não medir baixas concentrações de sulfeto de hidrogênio (ppb), não foi possível a medição na atmosfera à jusante das unidades e nas áreas vizinhas a ETE.



Figura 4.6 - Foto do equipamento Drager microPac Plus.

4.3.3 – Levantamento dos parâmetros meteorológicos

Para o monitoramento das condições climáticas foi instalada na ETE-Paranoá uma estação meteorológica composta por equipamento MAWS 301 (*Automatic Weather Station*) de marca VAISALA, cuja composição é descrita como segue: (1) um anemômetro; (2) um medidor de velocidade (conchas); (3) um medidor de umidade; (4) um medidor de temperatura; (5) um pluviógrafo (Figura 4.7).

Nesta estação meteorológica foram monitorados os parâmetros temperatura do ar, umidade relativa do ar, precipitação pluviométrica, pressão barométrica, ambos localizados a 1,5 metros de altura, exceto o sensor de velocidade e direção do vento que foram posicionado a 10 metros de altura. Tais dados registrados como médias horárias e em frequência de 1 registro a cada 5 minutos no sistema de armazenamento (*Data Logger*). O *Download* dos registros foi realizado semanalmente.

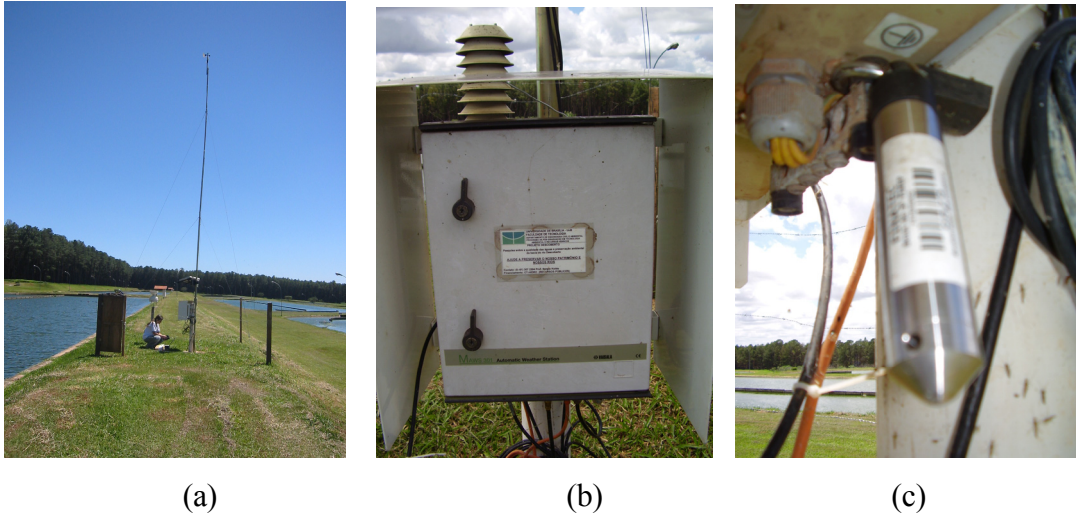


Figura 4.7 – Fotos: (a) visualização estação meteorológica VAISALA; (b) sistema de armazenamento (data Logger) dos dados meteorológicos monitorados; e (c) sensor de temperatura do ar levelog.

4.3.4 - Modelo de emissão de gases odorantes

Nesta etapa da metodologia foi selecionado um modelo computacional como ferramentas de trabalho para descrever o processo de emissão de H_2S nas unidades de tratamento de esgoto Paranoá.

O modelo WATER9 desenvolvido pela U.S. EPA foi empregado para estimativa das taxas de emissão de H_2S nas unidades de tratamento da ETE Paranoá. Para validar o modelo de emissão de odor, foram realizadas 24 campanhas de medição da concentração de H_2S nas unidades de tratamento de esgoto.

Foram utilizados os seguintes parâmetros de entrada no modelo: velocidade do vento a 10 metros de altura, para municiar o modelo; dimensões das unidades de tratamento; teor de sólidos totais; tempo de detenção; temperatura do esgoto e do ar; concentração de H_2S ; pH do esgoto; constante da lei de Henry para o composto; etc. Obtiveram-se como saída do modelo às concentrações efluentes de H_2S e carga de emissão de H_2S nas unidades de tratamento de esgoto.

4.3.5 - Aplicação questionário

O questionário foi aplicado no dia 5 de dezembro de 2006, no qual constaram 8 perguntas (Anexo 1) do tipo fechado e de contato direto, permite a escolha pelos entrevistados, entre as respostas prontas e as de melhor correspondência à sua vivência com relação à percepção dos odores.

Na aplicação dos questionários foram abordados os seguintes procedimentos básicos: (1) No momento da abordagem foram dadas informações referentes à pesquisa, objetivo e procedência; (2) Foram respeitados os indivíduos que preferiram, por qualquer motivo não responder o questionário; (3) No caso, de residências fechadas aplicou-se o questionário na residência mais próxima; (4) Aos entrevistados garantiu-se anonimato de sua identidade, quando da publicação dos resultados da pesquisa, podendo responder as perguntas sem serem expostos a situações constrangedoras.

No total foram entrevistados 18 moradores, sendo identificado: endereço, data, sexo, idade e se era fumante. Cada entrevista durou em torno de 15 minutos.

A estratégia utilizada para a escolha das residências aconteceu em função da direção do vento obtida pelo anemômetro de conchas, buscando tanto as residências onde o vento era predominante como às residências onde o vento pouco soprava. As residências selecionadas estão a um raio de aproximadamente 500 metros do foco de propagação. Deu – se prioridade aos moradores que ficavam a maior parte do tempo em casa para evitar indução às respostas. Estes questionários visaram identificar os efeitos do odor na saúde das populações circunvizinhas à ETE-Paranoá, a intensidade do odor e seu incômodo. O modelo de questionário foi adaptado daquele apresentado por Truppel *et al.* (2003) para avaliar o incômodo de odor e por Liliamtis e Mancuso (2004) para avaliar os efeitos a saúde.

A Figura 4.8 mostra a visualização da estação de tratamento de esgoto Paranoá, a cidade do Paranoá e as residências selecionadas para as entrevistas com os moradores da cidade do Paranoá.

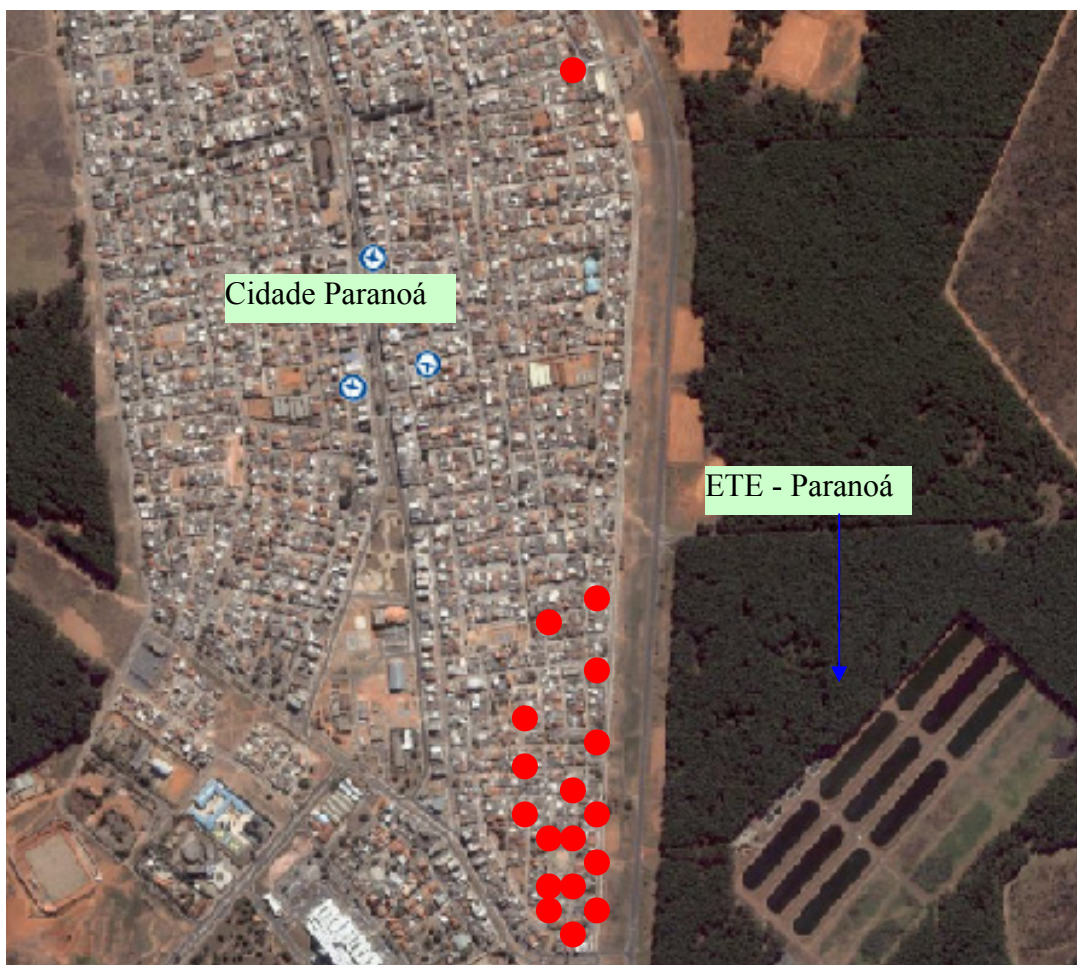


Figura 4.8 – Visualização da área da cidade do Paranoá, localização da ETE Paranoá e residências selecionadas para entrevistas com moradores (Google earth, 2007).

Legenda: ● Residências selecionadas

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

A discussão será dividida neste capítulo em sete partes: (1) Caracterização das águas residuárias (2) análise do comportamento das formas de enxofre nas unidades da ETE; (3) avaliação do sulfeto na ETE; (4) análise dos parâmetros meteorológicos; (5) produção de sulfeto na lagoa no período da noite e (6) percepção de odor da população vizinha à ETE-Paranoá.

5.1 - CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO PARANOÁ

Nesta seção serão apresentados os dados obtidos da CAESB (Companhia de Saneamento do Distrito Federal), os quais permitiram a realização da caracterização das águas residuárias da ETE – Paranoá. Todos os dados alusivos às características físicas, químicas e microbiológicas do efluente das unidades de tratamento, e das vazões médias mensais da estação, reportam-se ao ano de 2006.

As análises para a determinação das características da água residuária foram realizadas de acordo com os procedimentos estabelecidos pela APHA, AWWA e WPFC (1992) e CAESB (1995).

As amostragens nos pontos coletados da ETE são do tipo composta e foram coletadas no período de 7:00 as 19:00 horas. No afluente coletam-se alíquotas de 100mL em 1h/1h, já no efluente do reator anaeróbio (RA – CAESB) de 2h/2h e no efluente das nove lagoas coleta-se 330mL de 4h/4h. Os resultados dos onze meses dos parâmetros analíticos (pH, DQO, DBO, sólidos suspensos, fósforo total, TKN e coliformes fecais) cedidos pela CAESB estão apresentados na Tabela 5.1. As vazões médias mensais afluentes e efluentes da estação nos meses de outubro, novembro e dezembro, período dessa pesquisa, as vazões afluentes e efluentes não variaram significativamente, provavelmente devido à umidade relativa do ar neste período ser mais elevada, já na época de estiagem as vazões afluente e efluente variam bastante devido à umidade do ar ser baixa (Figura 5.1).

Tabela 5.1 - Características físicas, químicas e microbiológicas do efluente das unidades de tratamento da ETE - Paranoá (Cesb, 2006).

Parâmetros	Janeiro			Fevereiro			Março			Abril		
	Afluente ETE	Efluente RA-CAESB	Efluentes lagoas	Afluente ETE	Efluente RA-CAESB	Efluentes Lagoas	Afluente ETE	Efluente RA-CAESB	Efluentes lagoas	Afluente ETE	Efluente RA-CAESB	Efluentes lagoas
pH	7,09	7,11	8,05	7,09	7,12	8,07	7,17	7,01	7,84	7,29	7,36	8,14
Alcalinidade (mg/L)	220	352	201	168	300	163	179	298	179	208	339	205
DQO (mg/L)	1740	417	409	1443	536	506	1474	489	404	1443	453	491
DQO filtrada (mg/L)	N/D	N/D	139	N/D	N/D	158	N/D	N/D	142	N/D	N/D	119
DBO (mg/L)	1021	90	115	833	173	183	878	222	152	1020	107	202
SS	542	72	158	455	117	178	502	96	144	633	132	153
TKN (mg/L)	104,5	77,9	52,1	92,8	73,05	44,9	88,3	74,06	43,52	92,1	78,8	54,95
CF (NMP/100mL)	2,20E+07	N/D	2,00E+07	1,40E+06	N/D	8,00E+03	5,00E+07	N/D	2,40E+05	3,00E+07	N/D	5,00E+05
Parâmetros	Maio			Junho			Julho			Agosto		
	Afluente ETE	Efluente RA-CAESB	Efluentes lagoas	Afluente ETE	Efluente RA-CAESB	Efluentes lagoas	Afluente ETE	Efluente RA-CAESB	Efluentes lagoas	Afluente ETE	Efluente RA-CAESB	Efluentes lagoas
pH	7,19	7,18	8,1	7,07	6,98	7,88	7,09	7,16	8,08	7,04	7,1	8,2
Alcalinidade (mg/L)	212	324	204	187	330	199	214	347	243	201	319	166
DQO (mg/L)	1164	470	352	1475	510	470	1687	706	651	1958	619	583
DQO filtrada (mg/L)	N/D	N/D	78	N/D	N/D	172	N/D	N/D	301	N/D	N/D	348
DBO (mg/L)	718	126	140	767	145	204	612	162	225	570	150	203
SS	457	92	144	577	108	226	587	93	181	606	128	188
TKN (mg/L)	89,4	72,85	51,03	94,9	84,1	62,25	93,4	81,45	62,68	91,3	83,8	58,4
CF (NMP/100mL)	1,70E+06	N/D	3,00E+04	1,70E+07	N/D	1,30E+05	2,00E+05	N/D	3,00E+04	2,30E+06	N/D	1,30E+05
Parâmetros	Setembro			Outubro			Novembro			Dezembro		
	Afluente ETE	Efluente RA-CAESB	Efluentes lagoas	Afluente ETE	Efluente RA-CAESB	Efluentes lagoas	Afluente ETE	Efluente RA-CAESB	Efluentes lagoas	Afluente ETE	Efluente RA-CAESB	Efluentes lagoas
pH	6,99	7,21	8,22	7,05	7,2	8,01	7,26	7,13	7,95	7,05	7,06	7,9
Alcalinidade (mg/L)	201	324	222	187	329	219	177,6	240	196,8	189,3	293,8	184,5
DQO (mg/L)	2029	885	720	1294	530	420	1343	479	386	1254	547	418
DQO filtrada (mg/L)	N/D	N/D	307	N/D	N/D	184	N/D	N/D	188	N/D	N/D	177
DBO (mg/L)	873	130	180	580	138	123	760	140	155	660	160	100
SS	822	152	181	446	125	176	336	96	164	356	148	184
TKN (mg/L)	95,1	81,6	56,2	78,8	73,6	52,7	86,1	61	57,1	79,1	71,2	56,9
CF (NMP/100mL)	5,00E+07	N/D	2,40E+05	1,30E+07	N/D	1,30E+05	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D

N/D = não determinado

Os pontos de coletas monitorados pela companhia de saneamento são os mesmos desta pesquisa. Observou-se que os valores dos parâmetros observados neste trabalho ficaram bem próximos aos determinados pela CAESB. A ETE – Paranoá é caracterizada por ter elevada carga orgânica, com horário de vazão máxima às 13h00min horas.

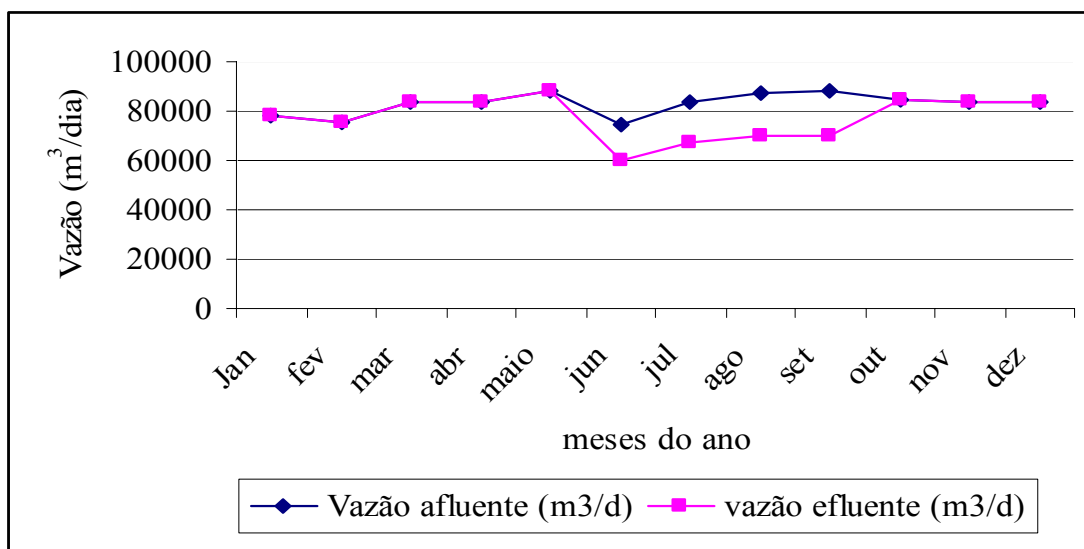


Figura 5.1 - Média da vazão mensal na ETE-Paranoá no ano de 2006.

5.2 - ANÁLISE DO COMPORTAMENTO DE FORMAS DE ENXOFRE NAS UNIDADES DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO PARANOÁ

As transformações do enxofre no ambiente aquático envolvem reações químicas de oxidação e redução, que podem ocorrer espontaneamente ou associadas a processos biológicos. Algumas dessas transformações podem gerar problemas tais como toxicidade e liberação de odores.

Nesta seção será descrito o comportamento das formas de enxofre (enxofre elementar, sulfeto dissolvido, sulfeto de hidrogênio e sulfato) no reator anaeróbio (RA - CAESB) e nas lagoas de estabilização da ETE Paranoá, que foram monitorados, analisando essas formas de enxofre com a concentração de matéria orgânica em termos de DQO. As concentrações das formas de enxofre foram determinadas 17 vezes no período da manhã, 2 no período da tarde e 5 no período da noite.

As concentrações de enxofre elementar (S^0), sulfato (SO_4^{-2}), a forma dissociada do sulfeto (HS^-) e o sulfeto de hidrogênio (H_2S) apresentaram valores no afluente a ETE variando entre 0,58 mg/L e 1,20 mg/L; 110,03 mg/L e 485,15 mg/L; 0,23 mg/L e 17,48 mg/L e 0,41 mg/L e 8,72 mg/L, respectivamente.

A forma de enxofre predominante nas unidades de tratamento foi o sulfato (Figura 5.2), no afluente e efluente do reator anaeróbio observou-se redução na concentração de sulfato variando entre 113,75 mg/L e 353,11 mg/L (afluente RA-CAESB) para 40,93 mg/L e 108,39 mg/L (efluente RA-CAESB).

Houve elevação na concentração de enxofre elementar no fluxograma da estação de tratamento. Os valores mínimo e máximo de enxofre elementar que entrou (afluente a ETE) foi de 0,58 mg/L e 1,20 mg/L e que saiu (efluentes lagoas) foi de 0 mg/L e 10,37 mg/L (Tabela 5.2).

Tabela 5.2 - Concentração em mg/L das formas de enxofre monitoradas nas unidades de tratamento de esgoto.

Tempo (dia)	Hora	Afluentes ETE					Afluentes RA - CAESB					Efluentes RA - CAESB					Efluentes Lagoas				
		S ⁰	S _D	SO ₄ ⁻²	H ₂ S	HS ⁻	S ⁰	S _D	SO ₄ ⁻²	H ₂ S	HS ⁻	S ⁰	S _D	SO ₄ ⁻²	H ₂ S	HS ⁻	S ⁰	S _D	SO ₄ ⁻²	H ₂ S	HS ⁻
1	11h30min	n/d	6,30	n/d	4,67	1,63	n/d	8,00	n/d	3,68	4,32	n/d	6,3	n/d	5,63	0,67	n/d	3	n/d	0,63	2,37
6	11h32min	n/d	7,36	n/d	4,94	2,42	n/d	10,24	n/d	7,45	2,79	n/d	20	n/d	13,61	6,39	n/d	0,4	n/d	0,02	0,38
9	10h48min	n/d	6,80	n/d	2,2	4,6	n/d	6,72	n/d	1,73	4,99	n/d	10,00	n/d	5,84	4,16	n/d	0,00	n/d	0	0
11	12h14min	n/d	10,96	n/d	7,11	3,85	n/d	5,64	n/d	3,52	2,12	n/d	18,88	n/d	12,19	6,69	n/d	0,96	n/d	0,11	0,85
13	11h28min	4,10	6,84	n/d	3,68	3,16	2,50	4,84	n/d	2,56	2,28	5,3	10,96	n/d	6,6	4,36	5,6	2,52	n/d	0,32	2,20
15	10h35min	4,30	5,62	n/d	2,59	3,03	3,20	3,84	n/d	1,62	2,22	5,43	8,62	n/d	5,37	3,25	5,8	0,96	n/d	0,05	0,91
19	10h21min	0,96	6,54	n/d	2,52	4,02	1,38	8,96	n/d	2,68	6,28	0,26	14,24	n/d	9,43	4,81	0	1,20	n/d	0,25	0,95
21	10h33min	0,93	10,52	193,06	3,11	7,41	0,13	7,12	264,84	2,49	4,63	2,11	32,96	88,22	4,75	28,21	1,89	20,56	94,68	0,33	20,23
23	11h23min	0,58	8,48	275,32	3,41	5,07	0,80	13,84	212,79	8,1	5,74	0,1	7,28	108,39	10,5	-3,22	0	4,88	105,97	1,31	3,57
25	10h19min	1,09	12,88	210,00	1,05	11,83	0,90	5,76	353,11	2,58	3,18	0,9	15,12	94,68	6,54	8,58	1,09	7,12	115,64	0,3	6,82
27	09h34min	2,14	12,32	193,56	8,39	3,93	9,09	13,6	227,09	2,86	10,74	1,57	16,24	52,21	21,61	-5,37	1,34	12,8	76,25	2,06	10,74
29	09h31min	0,71	5,52	437,33	3,49	2,03	2,91	7,28	308,8	1,39	5,89	0,74	9,84	75,33	6,62	3,22	0,58	2,80	152	0	2,80
33	09h50min	7,55	20,40	213,75	2,92	17,48	6,88	20,4	263,00	6,58	13,82	7,00	33,84	57,09	17,05	16,79	2,97	12,96	151,53	5,91	7,05
35	10h33min	3,17	7,28	259,91	1,48	5,8	4,82	12,32	364,64	5,05	7,27	2,21	10,48	46,58	5,15	5,33	0,80	5,30	129,91	0,78	4,52
39	10h30min	6,46	18,40	279,33	6,37	12,03	4,80	6,40	240,93	3,14	3,26	9,41	26	83	9,61	16,39	10,37	25,52	167,44	1,34	24,18
41	10h46min	4,62	12,43	485,15	5,47	6,96	d/s	11,20	349,65	5,04	6,16	5,23	8,88	59,51	10,73	-1,85	7,7	10,48	192,85	2,31	8,17
43	10h03min	4,80	10,52	282,79	5,42	5,1	8,00	6,40	300,15	3,00	3,4	1,6	14,4	40,93	6,83	7,57	6,4	13,6	167,67	0,84	12,76
47	17h27min	0,80	7,28	282,15	7,05	0,23	2,40	26,16	176,13	13,77	12,39	0,9	16	70,9	21,14	-5,14	1,8	26,4	178,4	3,10	23,3
49	16h58min	8,00	3,20	214,64	8,72	-5,52	1,28	13,36	222,1	6,97	6,39	8,00	6,4	70,59	8,59	-2,19	9,6	1,60	182,5	0,18	1,42
50	22h20min	11,20	3,20	295,59	1,27	1,93	11,2	3,20	202,74	1,21	1,99	8,00	9,6	64,64	5,29	4,31	8,00	3,20	196,79	0,23	2,97
52	02h48min	0,00	1,60	118,75	0,41	1,19	0	8,00	113,75	1,67	6,33	0	9,6	81,25	5,92	3,68	0	7,20	158,75	1,96	5,24
55	21h35min	0,00	6,40	195,62	3,14	3,26	0	3,20	193,24	1,13	2,07	0	14,4	84,9	8,95	5,45	0,80	4,80	157,52	0,76	4,04
61	22h14min	3,20	7,20	110,03	4,14	3,06	1,60	2,40	115,29	1,1	1,3	4,8	1,6	104,76	1,03	0,57	0	4,80	179,76	1,02	3,78
63	22h20min	11,20	3,20	219,87	0,67	2,53	8,00	2,00	172,5	0,44	1,56	6,4	12,8	97,5	7,88	4,92	8,00	0	167,24	0	0

n/d = não determinado

d/s = dados suspeitos

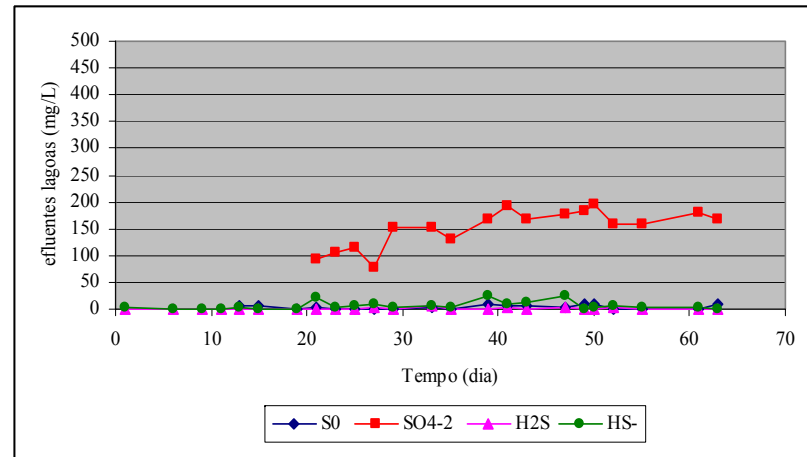
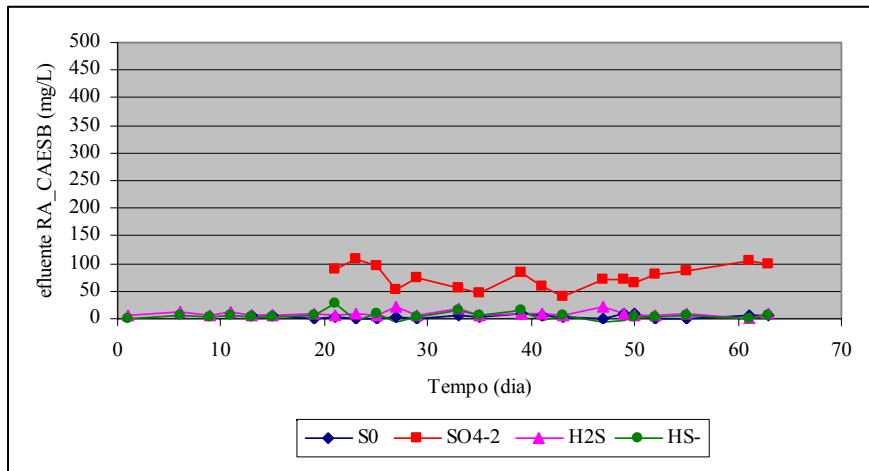
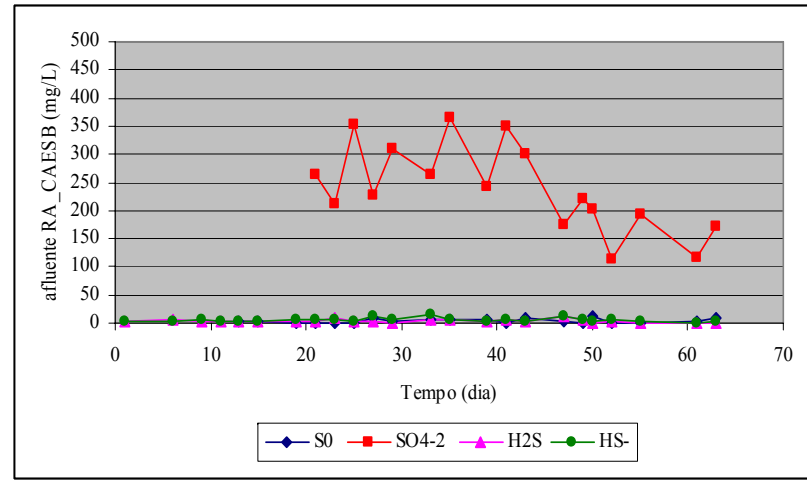
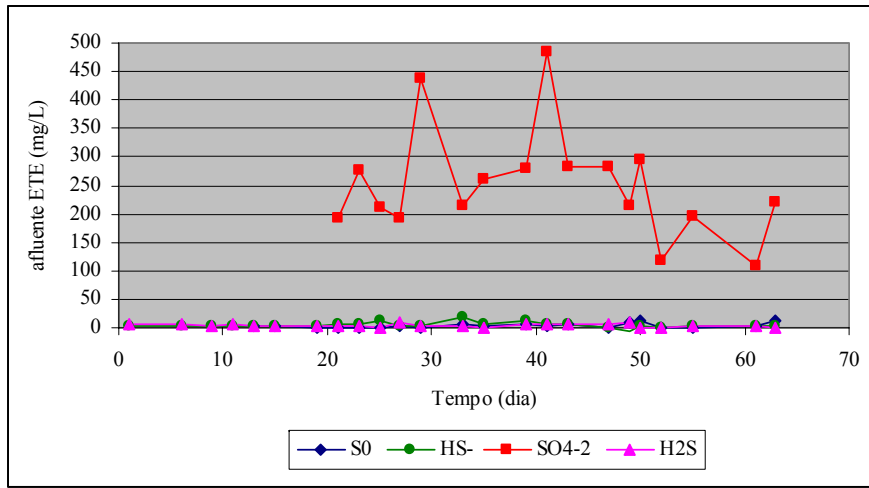


Figura 5.2 - Comportamento das formas de enxofre monitoradas nas unidades de tratamento de esgoto na ETE Paranoá.

5.2.1 - Formas de enxofre no reator anaeróbio e nas lagoas de estabilização

A Tabela 5.3 mostra a concentração média das formas de enxofre analisadas, onde se nota que a concentração de enxofre elementar não variou muito nos afluentes e efluentes das unidades. Silva (2001) afirma que, em lagoas e reservatórios de estabilização, o enxofre elementar aparece como produto final da reação química espontânea entre oxigênio molecular e sulfeto e como produto intermediário de reações bioquímicas de oxidação de sulfeto promovidas por certas bactérias, entre as quais as coloridas (púrpuras e verdes), anaeróbias, fotossintetizadoras anoxigênicas.

Tabela 5.3 – Concentração média das formas de enxofre analisadas no monitoramento no período da manhã.

Pontos de coleta	S⁰ (mg/L)	S_D (mg/L)	SO₄⁻² (mg/L)	H₂S (mg/L)	HS⁻ (mg/L)
Afluente ETE	3,79	8,38	251,00	3,93	4,45
Afluente RA - CAESB	3,68	8,79	240,00	3,74	5,05
Efluente RA - CAESB	3,50	13,93	75,32	9,04	4,89
Efluentes lagoas	3,64	7,00	151,46	1,00	6,00

O sulfeto dissolvido (S_D) é a soma de H₂S + HS⁻ + S⁻², e essas formas do sulfeto dependem do pH. O S⁻² é predominante em pH > 12 e, pelo fato do pH não ter sido em nenhum momento maior que 9, pode-se dizer que esta forma do enxofre não está presente no esgoto. Então, calculou-se a forma dissociada HS⁻ através da subtração entre o sulfeto dissolvido (S_D) e a concentração de H₂S. Observa-se nas Figuras 5.3 e 5.4 o comportamento das formas de sulfeto dissolvido no afluente e no efluente do RA - CAESB, respectivamente. Nota-se que, no afluente ao reator, a concentração de H₂S foi menor que a forma HS⁻, já no efluente do reator, a forma H₂S é dominante, provavelmente, devido ao processo de tratamento e condições favoráveis a presença de bactérias redutoras de sulfato no RA - CAESB (condições anaeróbicas, pH baixo, temperatura elevada, etc.), que reduz o sulfato a sulfeto.

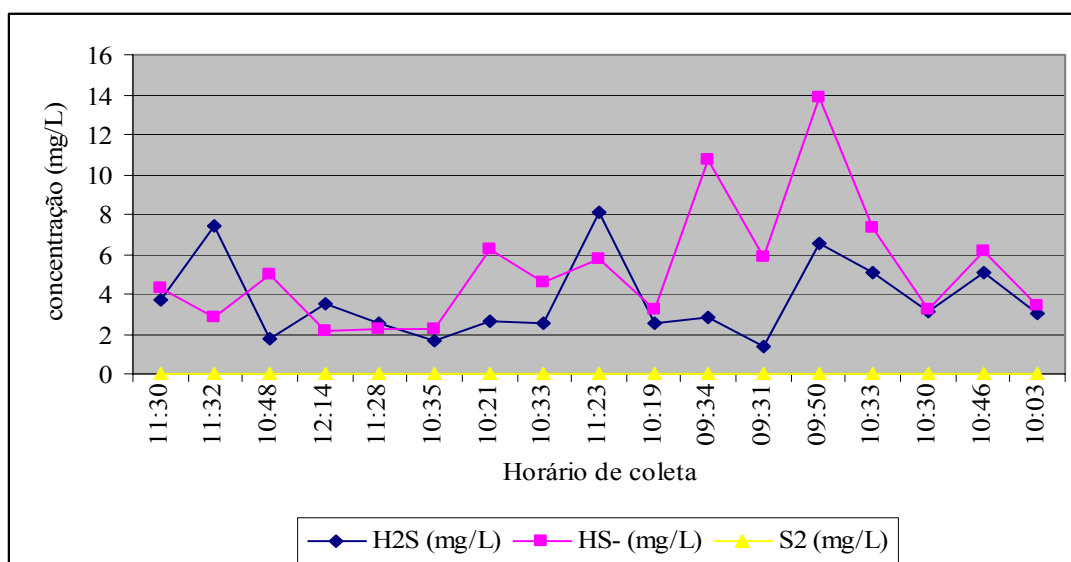


Figura 5.3 - Comportamento das formas de sulfeto dissolvido no afluente do RA - CAESB.

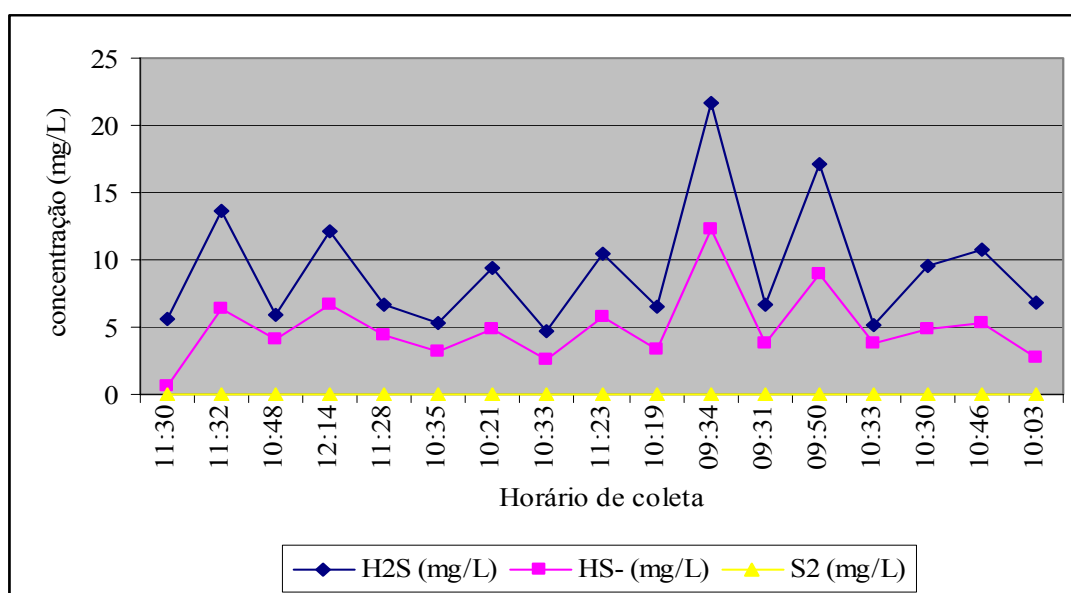


Figura 5.4 - Comportamento das formas de sulfeto dissolvido no efluente do RA - CAESB.

5.2.2 - Concentração de íon sulfato nas unidades de tratamento

Os resultados apresentados a seguir são relativos às concentrações de íons sulfatos nos pontos de coleta monitorados. O grande número de lagoas impossibilitou a medida dos parâmetros analisados em todos os afluentes e efluentes de cada lagoa. Então, optou-se por utilizar o resultado dos parâmetros medidos na saída do RA - CAESB como os valores medidos na entrada das nove lagoas e foram monitorados os mesmos parâmetros no efluente das nove lagoas.

Observa-se que houve uma redução significativa do teor de íons sulfato no efluente do RA - CAESB (Figura 5.5). Pode-se dizer que, possivelmente, tenha ocorrido a redução de sulfato a sulfeto, devido às condições de anaerobiose favoráveis na água residuária. No período da noite a redução do sulfato foi menor, já durante a manhã ela era mais significativa.

Nota-se ainda na Figura 5.5 que as concentrações de íons sulfato no efluente das lagoas são maiores que no efluente do reator, devido às interferências das algas no método utilizado (Método turbidimétrico), pois o papel de filtro utilizado não retém todas as algas.

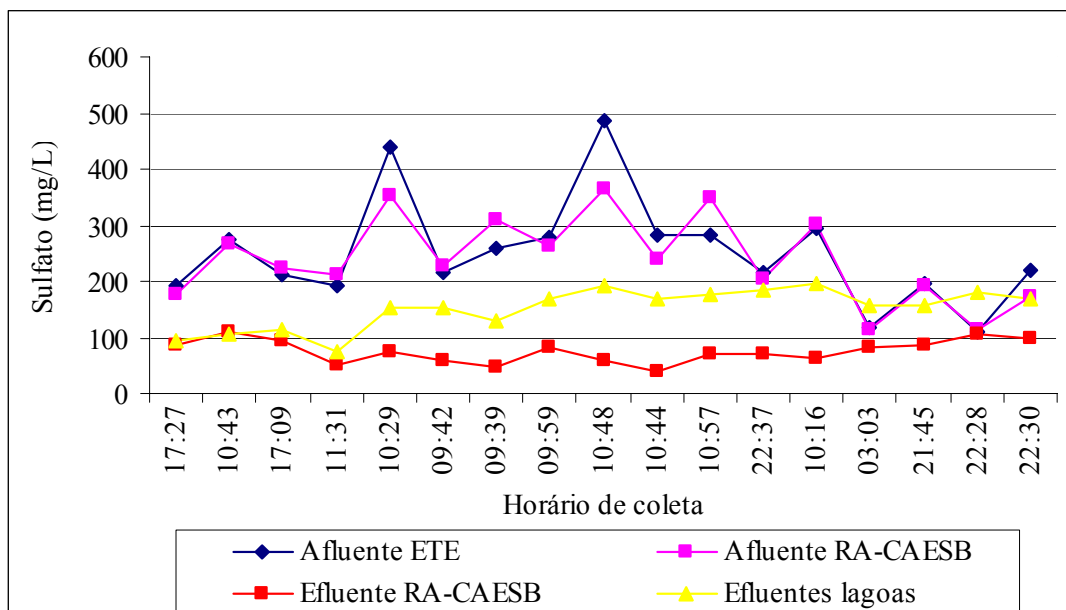


Figura 5.5 - Concentração de sulfato nos pontos de coleta monitorados na ETE – Paranoá em função do horário de amostragem.

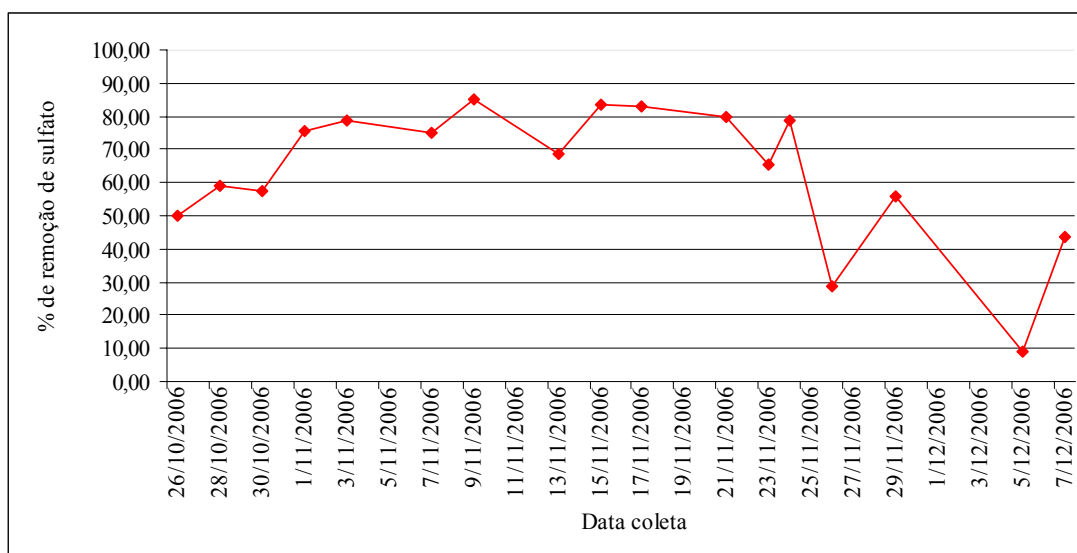


Figura 5.6 - Percentual de redução de sulfato no RA - CAESB nos dias de coleta.

A redução da concentração dos íons sulfato no RA - CAESB é um indicativo da geração de íons sulfeto em solução. A redução desassimilativa dos íons sulfato é consequência da metabolização dos substratos orgânicos, uma vez que o sulfato é utilizado como aceptor final de elétrons na cadeia de transporte de elétrons, gerando íons sulfeto. Observou-se na Figura 5.6 que, no período da noite, houve menor redução de sulfato que durante o dia.

5.2.3 - Concentração de DQO nas unidades de tratamento

Os resultados apresentados a seguir são relativos às concentrações de matéria orgânica, em termos de DQO (Demanda Química de Oxigênio) nos pontos de coleta monitorados. Também, optou-se por utilizar os resultados do parâmetro DQO medidos na saída do reator RA - CAESB como os valores medidos na entrada das nove lagoas.

Observou-se um teor de matéria orgânica decrescente no fluxograma da ETE (Figura 5.7), obtendo-se uma redução significativa de DQO no reator RA - CAESB.

A eficiência de remoção de matéria orgânica no reator variou entre 20% a 87% no período da manhã, no turno da tarde ficou entre 70 e 86%, e, no horário da noite, variou entre 7% e 80%. Conforme a Figura 5.8, houve remoção significativa da matéria orgânica, em termos de DQO, no período da manhã e tarde. Porém, durante a noite houve baixa eficiência de remoção no reator anaeróbico (RA - CAESB). A predominância das bactérias redutoras de sulfato é

indicada pelo percentual de substrato consumido por esse grupo de bactérias, em termos de DQO, comparado com o consumido pelo grupo das metanobactérias (Rizzo e Leite, 2004).

Aconteceu uma diminuição significativa dos valores de DQO no efluente das lagoas, quando se filtrava a amostra a vácuo com auxílio de filtro de fibra de vidro de 45 µm, sendo que tais valores variaram entre 58 e 150 mg/L, para DQO filtrada (DQO_f), e entre 217 e 377 mg/L, para a DQO total (Figura 5.9). A diferença entre os valores de DQO não filtrada e DQO filtrada deve-se ao fato da presença de grande quantidade de algas na amostra do efluente das lagoas. Na Figura 5.8 observa-se uma remoção significativa da matéria orgânica, em termos de DQO filtrada.

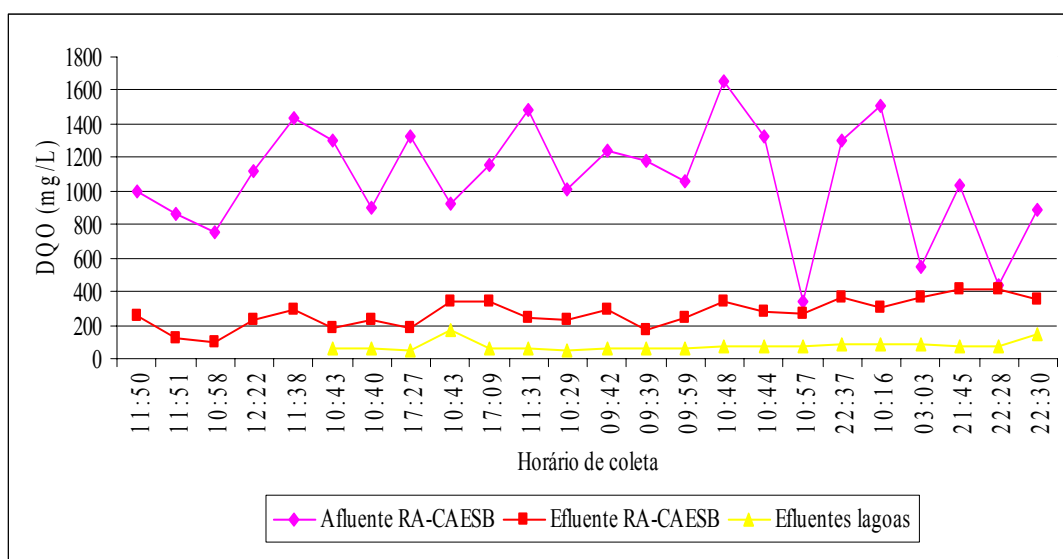


Figura 5.7 - Concentração de DQO nos pontos de coleta monitorados na ETE – Paranoá em função do horário de amostragem.

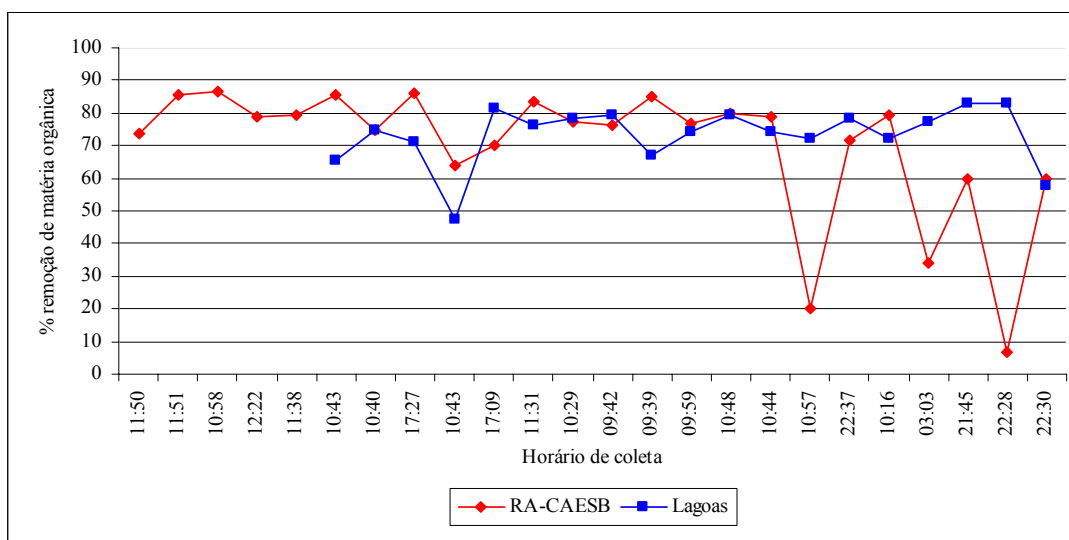


Figura 5.8 - Eficiência de remoção de DQO no RA - CAESB e lagoas nos horários de amostragens.

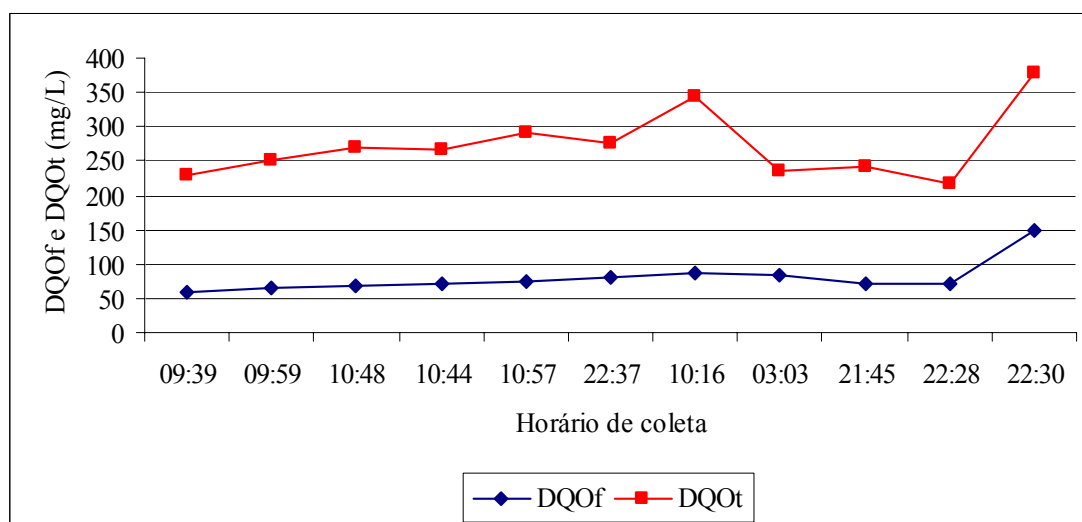


Figura 5.9 - Concentração de DQO filtrada (DQO_f) e DQO total (DQO_t) no efluente das lagoas.

5.2.4 - Comportamento Sulfato/DQO no reator anaeróbio e lagoas

Nesta seção será apresentado o comportamento da concentração de íon sulfato e teor de matéria orgânica, em termos de DQO, para verificar se eles são diretamente proporcionais à produção de sulfeto de hidrogênio (H_2S), uma vez que há uma concentração de enxofre no esgoto sendo tratado que se converte a enxofre livre de acordo com a remoção de matéria orgânica (DQO).

A análise da Figura 5.10 revela diferenças significativas entre as concentrações de íons sulfato no afluente e efluente do reator anaeróbio, com exceção do horário de coleta as 3 horas e 3 minutos (corresponde ao 43º dia de amostragem). Da mesma forma, conforme a Figura 5.11, houve remoção significativa da matéria orgânica, em termos de DQO, que alimenta o reator. Esses resultados sugerem que, possivelmente, as condições necessárias ao desenvolvimento de bactérias redutoras de sulfato já haviam sido estabelecidas. Uma vez que estava sendo fornecido esgoto sanitário como fonte de substrato orgânico e outros nutrientes, o pH do meio encontrava-se na faixa da neutralidade, de 6,51 a 7,56 no afluente do reator RA - CAESB, e de 6 a 6,8 no efluente do reator RA - CAESB, e a condição de anaerobiose estava sendo mantida.

Pode-se observar nos itens anteriores que houve uma redução significativa de sulfato e que o teor de matéria orgânica era elevado. Segundo Rizzo e Leite (2004), se pouco substrato orgânico estiver disponível para ser metabolizado pelas bactérias redutoras de sulfato, pouco sulfato será reduzido a sulfeto proporcionalmente e vice-versa.

Tanto no reator RA - CAESB como nas lagoas verificou-se um considerável consumo de matéria orgânica. A predominância das bactérias redutoras de sulfato é indicada pelo percentual de substrato consumido por esse grupo de bactérias, em termos de DQO (Rizzo e Leite, 2004).

As Figuras 5.12 e 5.13 apresentam, respectivamente, as curvas representativas das concentrações de íons sulfato e das concentrações de DQO (Demanda Química de Oxigênio), no afluente e efluente das lagoas.

Mediante a análise das concentrações de sulfato e matéria orgânica, pôde-se observar que, nestas unidades de tratamento, ocorreu produção de sulfeto e, conseqüentemente, produção de H₂S.

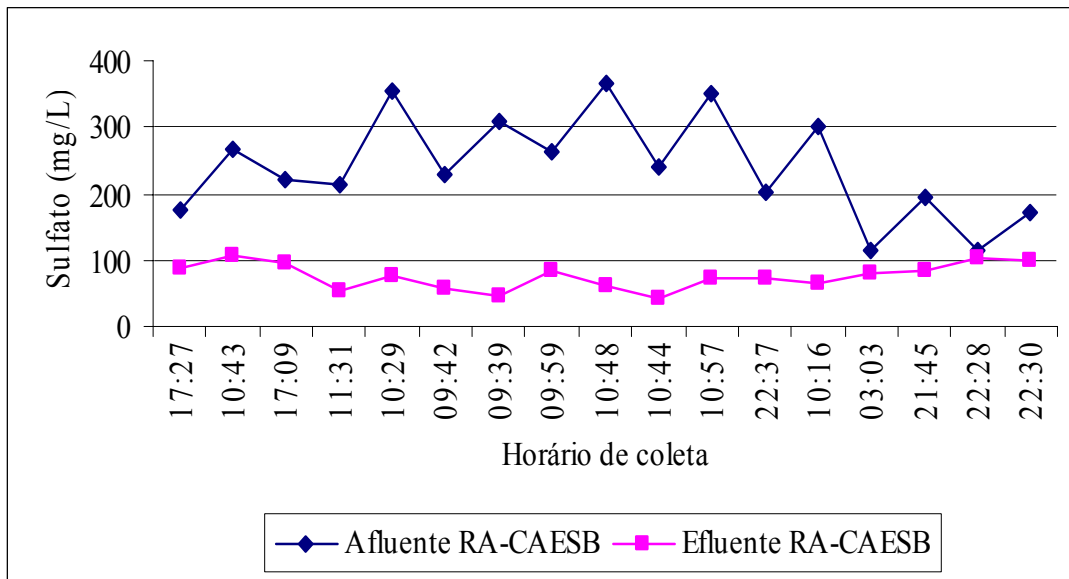


Figura 5.10 - Concentração de sulfato no afluente e no efluente do RA - CAESB nos horários de amostragem.

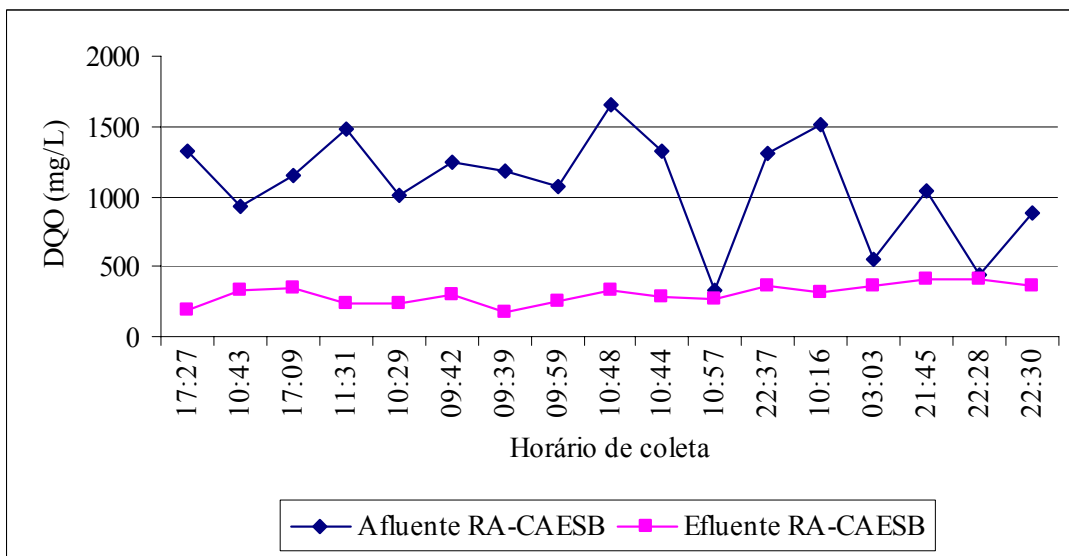


Figura 5.11 - Concentração de DQO no afluente e no efluente do RA - CAESB nos horários de amostragem.

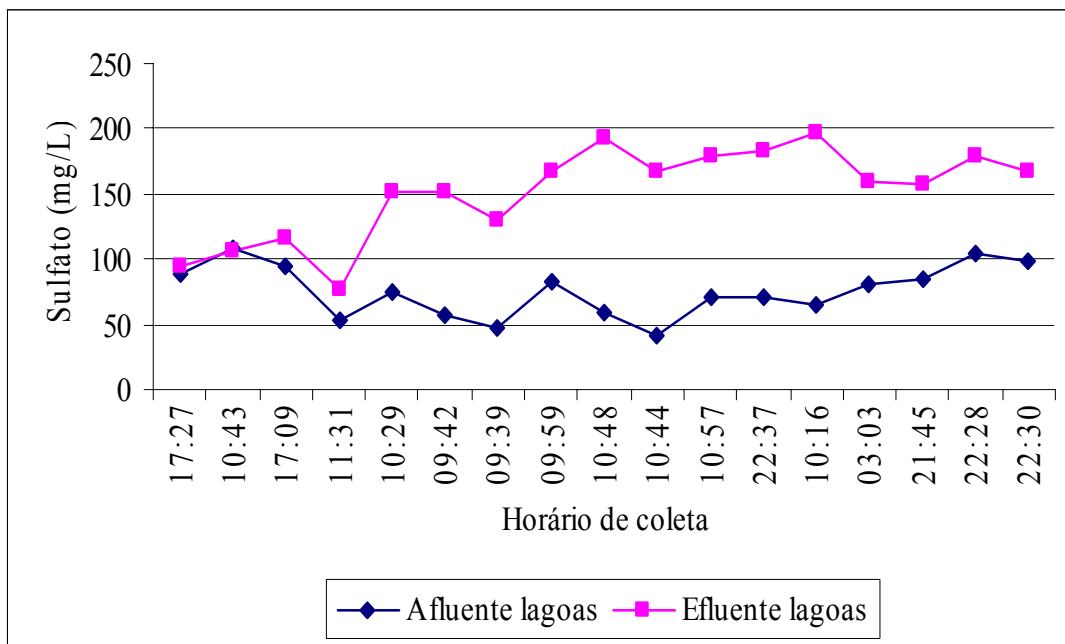


Figura 5.12 - Concentração de sulfato no afluente e efluente das nove lagoas nos horários de amostragem.

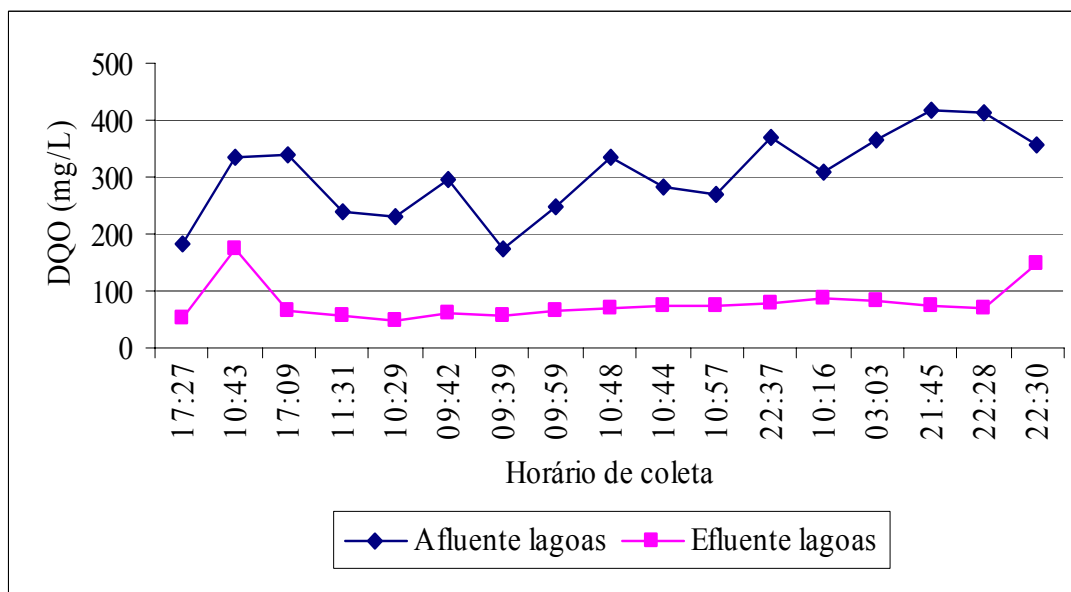


Figura 5.13 - Concentração de DQO no afluente e no efluente das nove lagoas nos horários de amostragem.

5.3 - AVALIAÇÃO DO SULFETO DE HIDROGÊNIO NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO PARANOÁ

As emissões de gases odorantes em uma estação de tratamento podem ser representadas qualitativa e quantitativamente por algum componente que sirva de indicador, como, por exemplo, o sulfeto de hidrogênio (H_2S), e que, portanto, possa ser medido de forma precisa, rápida e com baixo custo.

Nesta seção será avaliado o comportamento da concentração de H_2S em solução nas unidades de tratamento e sua emissão, tanto a concentração observada como a predita pelo modelo WATER9 (descrito anteriormente). Uma emissão de gás odorante corresponde em quantidade à diferença de concentração do gás na fase líquida (na água residuária) antes e depois da ocorrência dessa emissão.

5.3.1 - Concentração de H_2S observada nos afluente e efluente das unidades de tratamento

As concentrações de H_2S observadas durante o monitoramento realizado na ETE Paranoá nos diferentes horários de coleta estão mostradas na Tabela 5.4. Pelo fato da alta variação da concentração de H_2S observada, devido à interferência de variáveis externas como, por exemplo, ocorrência de chuva e horários de coleta, optou-se por trabalhar com a concentração média em cada período do dia (manhã, tarde e noite), para minimizar as interferências dessas variáveis. No período da manhã foram realizadas 17 amostragens, no turno da tarde foram 2 amostragens e no período da noite 5 amostragens.

Para as concentrações de H_2S observadas nas águas residuárias serão analisados os dados suspeitos, ou seja, dados de amostras extremamente diferentes da maioria dos outros dados e analisar sua dispersão.

Observa-se na Tabela 5.4 que existe uma diferença pequena entre os valores de concentração de H_2S no afluente da ETE e no afluente do RA - CAESB, o que pode estar atribuído ao curto caminho percorrido pelo escoamento quase laminar do esgoto entre essas unidades, o que não favorece a emissão do sulfeto de hidrogênio. Observou-se que a redução do número de amostragens no período da tarde, acarretou em um aumento do erro da estimativa do IC de 95% para a média, ou seja, credibilidade da estimativa foi baixa.

Tabela 5.4 - Concentração de H₂S observada no fluxograma da ETE – Paranoá.

Data - Tempo (dia)	Hora	H ₂ S (mg/L)			
		Afluente ETE	Afluente RA - CAESB	Efluente RA - CAESB	Efluentes lagoas
6/10/2006	11h30min	4,67	3,68	5,63	0,63
11/10/2006	11h32min	4,94	7,45	13,61	0,02
14/10/2006	10h48min	2,20	1,73	5,84	0,00
16/10/2006	12h14min	7,11	3,52	12,19	0,11
18/10/2006	11h28min	3,68	2,56	6,60	0,32
20/10/2006	10h35min	2,59	1,62	5,37	0,05
24/10/2006	10h21min	2,52	2,68	9,43	0,25
26/10/2006	17h18min	7,05	13,77	21,14	3,10
28/10/2006	10h33min	3,41	2,49	4,75	0,33
30/10/2006	16h58min	8,72	6,97	8,59	0,18
1/11/2006	11h23min	8,39	8,10	10,50	1,31
3/11/2006	10h19min	3,49	2,58	6,54	0,30
7/11/2006	09h34min	2,92	2,86	21,61	2,06
9/11/2006	09h31min	1,48	1,39	6,62	0,00
13/11/2006	09h50min	6,37	6,58	17,05	5,91
15/11/2006	10h33min	5,47	5,05	5,15	0,78
17/11/2006	10h30min	5,42	3,14	9,61	1,34
21/11/2006	10h46min	3,11	5,04	10,73	2,31
23/11/2006	22h20min	1,27	1,21	5,29	0,23
24/11/2006	10h03min	1,05	3,00	6,83	0,84
26/11/2006	02h48min	0,41	1,67	5,92	1,96
29/11/2006	21h35min	3,14	1,13	8,95	0,76
5/12/2006	22h14min	4,14	1,10	1,03	1,02
7/12/2006	22h20min	0,67	0,44	7,88	0,00
MA ± E (manhã)		4,05 ± 0,961	3,73 ± 0,961	9,30 ± 2,222	0,97 ± 0,695
MA ± E (tarde)		7,89 ± 1,640	10,37 ± 6,686	14,87 ± 12,329	1,64 ± 2,863
MA ± E (noite)		1,93 ± 1,426	1,11 ± 0,385	5,81 ± 2,669	0,79 ± 0,674

MA é a média aritmética e; E é o erro da estimativa do intervalo de confiança (IC) de 95%.

Os limites da Figura 5.14 e 5.15 são o 1º quartil (Q1) e o 3º quartil (Q3), que representam 25% e 75% dos dados respectivamente. A mediana significa 50% dos dados. Existem também dois eixos, ligados à caixa estendendo-se aos extremos, isto é ao menor e ao maior valor dos dados, excluindo os valores discrepantes. De um extremo ao outro, tem-se o espalhamento dos dados. Pelo fato, de terem sido realizadas apenas duas amostragem no turno da tarde, não foi possível fazer o gráfico Box-plot para esse período.

Os dados das concentrações de H₂S no período da manhã apresentaram apenas um valor suspeito, que foi a amostra coletada às 09h50min no efluente das lagoas. Por esse motivo essa amostra foi descartada na análise estatística realizada.

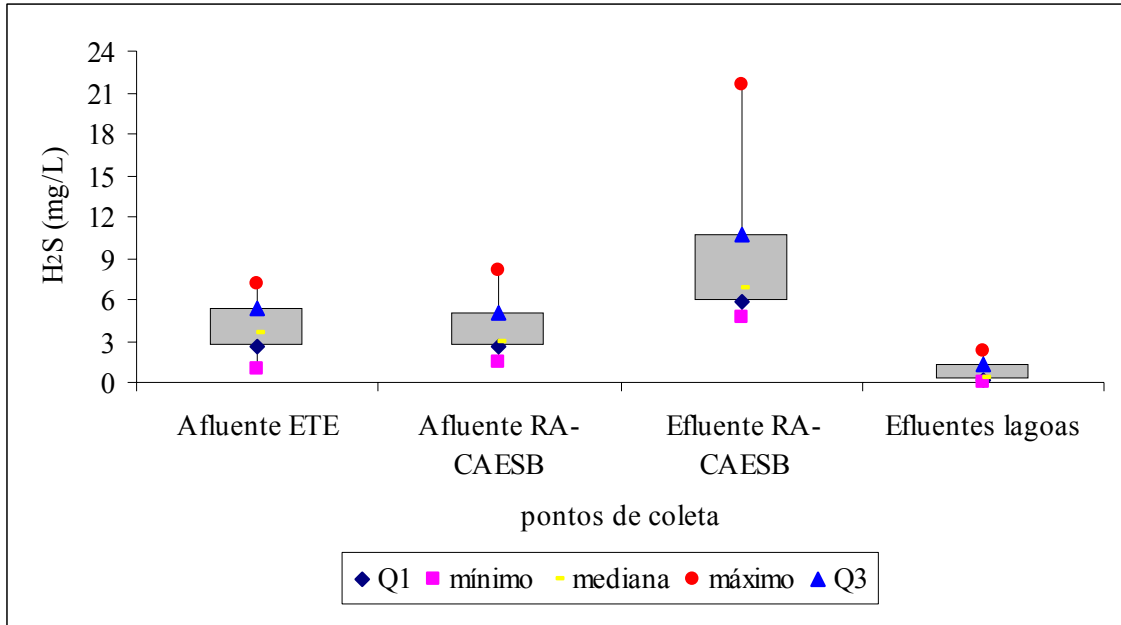


Figura 5.14 - Concentração de sulfeto de hidrogênio nos pontos de coleta na ETE Paranoá no período da manhã.

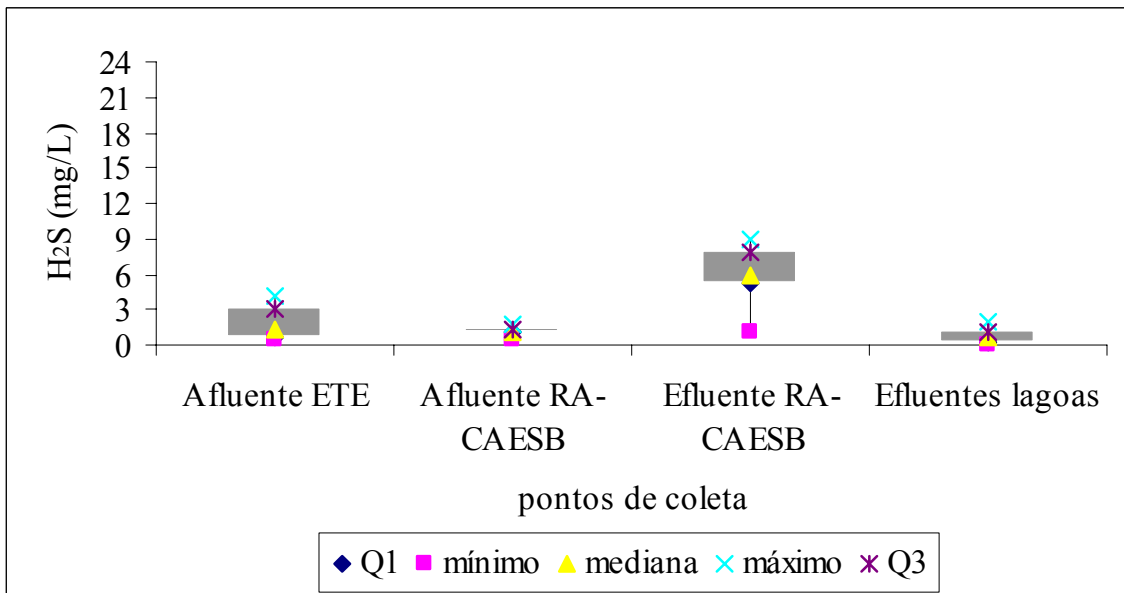


Figura 5.15 - Concentração de sulfeto de hidrogênio nos pontos de coleta na ETE – Paranoá no período da noite.

Verificou-se que os valores de H₂S foram afetados pelo horário de coleta (Figura 5.14 e 5.15). Observou-se também que, no período da noite, a concentração de H₂S no esgoto era sempre mais baixa e no horário da manhã, mais elevada, sobretudo no efluente do RA - CAESB. Acredita-se que temperaturas mais elevadas durante o dia favoreçam a formação de sulfeto, pois aumenta a velocidade da reação entre os compostos.

Nos dois horários de amostragem (manhã e noite), observou-se que o teor de sulfeto de hidrogênio no efluente do RA - CAESB sempre foi mais elevado que os demais pontos de coleta na ETE, podendo-se considerar que o principal ponto de emissão de H₂S em toda a ETE é na saída do efluente do RA - CAESB.

Os valores de concentração de H₂S observados, em geral, não seguem uma ordem decrescente ao longo do fluxograma da ETE, pois o teor de sulfeto de hidrogênio no efluente do RA - CAESB é superior, tanto ao do afluente da ETE como ao do efluente das lagoas (Figuras 5.14 e 5.15). Essa variabilidade deve-se, provavelmente, ao próprio processo de tratamento, devido a que o reator está sempre em condições de anaerobiose, conseqüentemente, com maior tendência à redução de sulfato pelas bactérias sulforedutoras.

Nos dias de amostragem durante o período da tarde, os teores de H₂S foram 7,05 e 8,72 mg/L (Afluente ETE), 13,77 e 6,97 (Afluente RA - CAESB), 21,14 e 8,59 mg/L (Efluente RA - CAESB) e 3,10 e 0,18 mg/L (Efluentes lagoas). Pôde-se notar olfativamente que, no período da tarde, a sensação de odor era mais intensa (embora essa sensação não tenha seguido uma metodologia científica).

É importante salientar que variações em alguns parâmetros no esgoto podem aumentar ou mesmo reduzir o valor das emissões de sulfeto de hidrogênio. Por exemplo, a um valor de pH 7,0, aproximadamente 47% dos sulfetos estão sob a forma molecular, portanto, odorante (Tabela 5.5). Então, qualquer alteração em parâmetros como temperatura do efluente e pH, influi no particionamento líquido-ar dos gases. Os valores de pH nas águas residuárias analisadas variaram entre 6,60 e 7,71 (afluente da ETE); 6,51 e 7,56 (afluente do RA - CAESB); 6,00 e 6,81 (efluente RA - CAESB) e 7,4 e 8,50 (efluentes das lagoas). Pode-se observar que, no efluente do reator, o odor é mais ofensivo que nas lagoas, provavelmente, devido às condições anaeróbias no reator.

Tabela 5.5 - Relação entre concentração de sulfetos e pH (WEF, 1995 *apud* Lisboa e Schirmer, 2005).

pH	%H ₂ S (odorante)	%HS ⁻ (não odorante)
4,0	99,9	0,1
5,0	98,9	1,1
6,0	90,1	9,9
7,0	47,7	52,3
7,5	22,5	77,5
8,0	8,3	91,7
8,5	2,8	97,2
9,0	0,9	99,1

A temperatura do efluente do RA - CAESB variou entre 22,7°C a 26°C. Segundo Pomeroy e Bowlus (1946) *apud* U.S.EPA (1985), a taxa de produção de sulfeto no esgoto é aumentada em 7% a cada grau Celsius de aumento de temperatura, até 30°C. O inverso do que foi apontado por esses autores parece ter acontecido nesta pesquisa, porém de maneira discreta, o que deve ser melhor analisado (Figura 5.16). Porém, quando a temperatura do esgoto aumenta, a solubilidade do sulfeto de hidrogênio diminui, o que favorece a emissão de H₂S. Então, o fato do H₂S ter diminuído quando a temperatura do esgoto aumentou, pode significar maior emissão do mesmo.

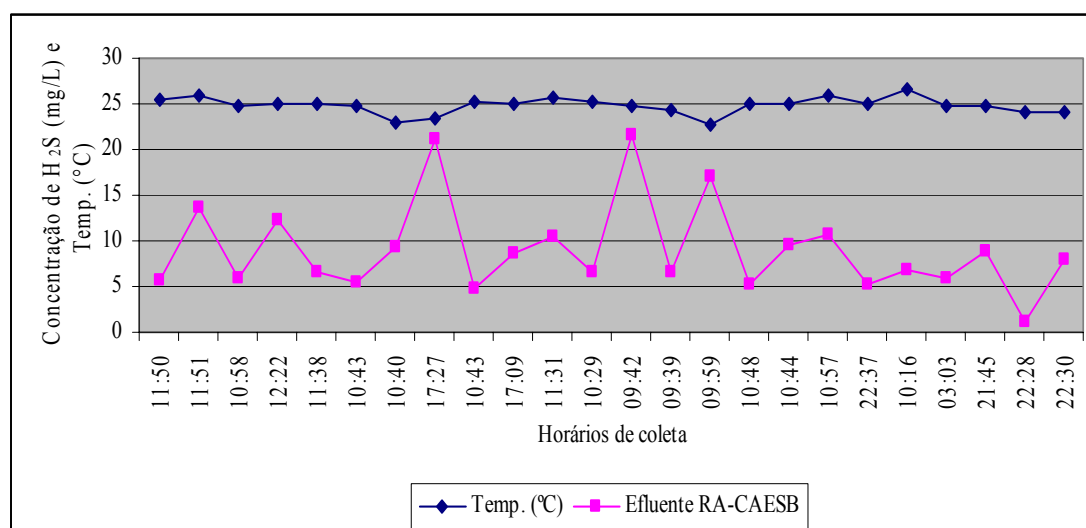


Figura 5.16 - Comportamento da temperatura e concentração de H₂S no efluente do RA - CAESB nos horários de coleta.

5.3.2 - Concentração e carga emitida de sulfeto de hidrogênio observada e predita pelo modelo de emissão de odor

O modelo WATER9 desenvolvido pela U.S. EPA foi utilizado para estimar a concentração de H₂S no efluente de cada unidade de tratamento da ETE e estimativa das cargas emitidas de H₂S para a atmosfera. Para tanto, forneceu-se como entrada do modelo à concentração de H₂S observada no afluente das unidades de tratamento da estação. Cada efluente de uma unidade de tratamento foi considerado como afluente da unidade imediatamente a jusante.

5.3.2.1 - Carga de emissão de H₂S observada no monitoramento

Para uma melhor comparação da carga de emissão de H₂S predita pelo modelo WATER9 será calculada a carga de emissão de H₂S observada nas unidades de tratamento. Para facilitar o cálculo da carga de emissão de H₂S nas unidades de tratamento, serão determinados os valores dos seguintes parâmetros por meio dos cálculos indicados:

- (1) Carga da concentração de H₂S no esgoto – a partir da concentração de H₂S observadas nas unidades de tratamento e da vazão afluente a ETE, por meio da Equação 5.1.

$$\phi = \frac{C * Q}{1000} \text{ (Equação 5.1)}$$

Onde: ϕ é a carga de H₂S observada no esgoto (g/s), C é a concentração média de H₂S (mg/L) e Q a vazão de esgoto afluente à ETE (54 L/s).

- (2) Carga de emissão de H₂S (g/s) – onde se efetuou a diferença entre a carga observada no afluente do reator e a carga observada no efluente do reator.

A carga de emissão de H₂S calculada nas unidades de tratamento da ETE é devido a todos os mecanismos de remoção do contaminante da fase líquida, que são: volatilização, adsorção as partículas sólidas, absorção, biodegradação, etc.

A carga de emissão de H₂S calculada está mostrada na Tabela 5.6, juntamente com a média aritmética e o erro da estimativa do intervalo de confiança de 95%.

Verificou-se que a carga média de emissão de H₂S observada nas unidades de tratamento apresentou erro da estimativa do intervalo de confiança de 95% acima de 5% do valor calculado, tanto no período da manhã como no período da noite, o que pode estar associada à variabilidade da concentração de H₂S no esgoto e ao pouco n° de amostragens.

As médias das cargas emitidas de H₂S nas unidades de tratamento de esgoto observada foram crescentes ao longo do fluxograma da ETE em ambos horários de coleta (manhã e noite), apresentando os seguintes valores 0,03 g/s (tratamento preliminar – TP); 0,30 g/s (RA-CAESB) e 0,45 g/s (lagoa) no horário da manhã e 0,04 g/s (tratamento preliminar – TP); 0,25 g/s (RA-CAESB) e 0,27 g/s (lagoa) no horário da noite. A maior carga de emissão de H₂S na lagoa deve-se provavelmente a maior formação de H₂S no reator anaeróbico, que é a unidade a montante da lagoa. Observa-se na Tabela 5.6 que houve formação de H₂S no reator anaeróbico e redução de H₂S no tratamento preliminar e na lagoa.

Tabela 5.6 - Parâmetros médios de H₂S calculados, a partir dos dados monitorados no período da manhã e noite.

Período	Parâmetro		TP		RA-CAESB		Lagoas	
			Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Manhã	Concentração (mg/L)	MA ± E	4,05 ± 0,96	3,55 ± 1,03	3,73 ± 0,96	9,20 ± 0,22	9,30 ± 2,22	0,974 ± 0,69
	Carga (g/s)	MA ± E	0,22 ± 0,05	0,19 ± 0,06	0,20 ± 0,05	0,50 ± 0,12	0,50 ± 0,12	0,05 ± 0,04
	Carga emitida (g/s)	MA ± E	0,03 ± 0,04		0,30 ± 0,11		0,45 ± 0,10	
Noite	Concentração (mg/L)	MA ± E	1,93 ± 1,43	1,11 ± 0,38	1,11 ± 0,38	5,81 ± 2,67	5,81 ± 2,67	0,79 ± 0,67
	Carga (g/s)	MA ± E	0,10 ± 0,08	0,06 ± 0,02	0,06 ± 0,02	0,31 ± 0,14	0,31 ± 0,14	0,04 ± 0,04
	Carga emitida (g/s)	MA ± E	0,04 ± 0,08		0,25 ± 0,15		0,27 ± 0,16	

MA é a média aritmética.

E é o erro da estimativa do intervalo de confiança de 95%.

TP é o tratamento preliminar (grade e caixa de areia).

5.3.2.2 - Aplicação do modelo WATER9

O modelo WATER9 desenvolvido pela U.S.EPA (2001) foi capaz de estimar a concentração de H_2S no efluente de cada unidade de tratamento e utilizar este valor como entrada da unidade a jusante (Tabela 5.7). A variação da concentração de H_2S nos pontos de coleta na ETE predita pelo modelo encontra-se apresentada na Figura 5.17. Observou-se que a concentração de sulfeto de hidrogênio no efluente do RA - CAESB ficou bem próxima da concentração afluente.

Comparando as concentrações efluentes das unidades de tratamento (RA - CAESB e lagoa) preditas com as observadas no monitoramento (Figura 5.18), percebe-se que houve uma estimativa maior na concentração desse composto na lagoa, já no RA - CAESB o teor de H_2S predito foi menor que o valor observado. O pior desempenho apresentado pelo modelo em reproduzir a concentração de H_2S observada ocorreu no RA - CAESB, devendo-se reputar essa deficiência ao fato de não ter sido incorporado o mecanismo de biodegradação, para esta unidade de tratamento.

O tratamento preliminar (TP), o RA - CAESB, e a lagoa, apresentaram as cargas médias de emissão de 0,05 g/s, 0,04 g/s e 0,38 g/s, respectivamente, no período da manhã e 0,02 g/s; 0,002 g/s e 0,006 g/s, respectivamente, no período da noite (Tabela 5.7). Sá (2004), trabalhando com a ETE - UFES (Estação de tratamento de esgoto da Universidade Federal do Espírito Santo) em Vitória, com vazão de 1,0 L/s, estimou a carga de emissão de H_2S média através do modelo WATER8, versão anterior ao WATER9, no reator anaeróbio de 0,00055 g/s. É importante frisar que os parâmetros de projeto, como tempo de detenção e vazão afluente, são diferentes. Também deve ser lembrado que a concentração de sulfeto de hidrogênio varia com as condições de operação da ETE e alterações nos parâmetros como temperatura, pH, concentração de sulfato, matéria orgânica, etc.

A maior emanção de odores na lagoa provém provavelmente ao H_2S gerado no reator anaeróbio, pois o efluente do RA-CAESB foi considerado como afluente a lagoas nas estimativas, o qual obteve elevados teores de sulfeto de hidrogênio. No entanto, a maior concentração de H_2S medida no ar foi no efluente do reator RA-CAESB e caixa de distribuição de vazão das lagoas.

Comparando as cargas emitidas de H₂S previstas com as observadas, os valores estimados pelo modelo WATER9 foram inferiores aos observados, com exceção do tratamento preliminar, que obteve maior carga emitida (Figura 5.19). A carga de emissão de H₂S observada engloba a emissão de H₂S para atmosfera bem como outras eventuais formas de remoção de H₂S na fase líquida, não consideradas pelo modelo, tais como adsorção, absorção, etc.

A carga emitida de H₂S é diretamente proporcional à concentração do composto na entrada de cada unidade (U.S.EPA, 1985), o que foi verificado nesta pesquisa (Figura 5.20).

Tabela 5.7 - Parâmetros médios de H₂S previstos pelo modelo WATER9 no período da manhã e noite.

Período	Parâmetros		Unidades de tratamento		
			TP	RA-CAESB	Lagoa
Manhã	Concentração (mg/L)	MA ± E	ND	2,98 ± 0,780	2,24 ± 1,005
	Carga de emissão (g/s)	MA ± E	0,05 ± 0,020	0,04 ± 0,029	0,38 ± 0,121
Noite	Concentração (mg/L)	MA ± E	ND	0,97 ± 0,338	1,62 ± 0,327
	Carga de emissão (g/s)	MA ± E	0,02 ± 0,01	0,002 ± 0,0003	0,006 ± 0,0013

MA é a média aritmética.

E é o erro da estimativa do intervalo de confiança (IC) de 95%.

TP é o tratamento preliminar (grade e caixa de areia).

ND não determinado

A menor carga de emissão de sulfeto de hidrogênio observada ocorreu no tratamento preliminar, apresentando emissão de 0,03 g/s (manhã) e 0,04 g/s (noite). Segundo Bonnin *et al.* (1993) *apud* Belli Filho *et al.* (2001) uma das unidades de tratamento de esgoto que mais emite H₂S é a unidades de pré-tratamento (cerca de 0,0035 mg/L).

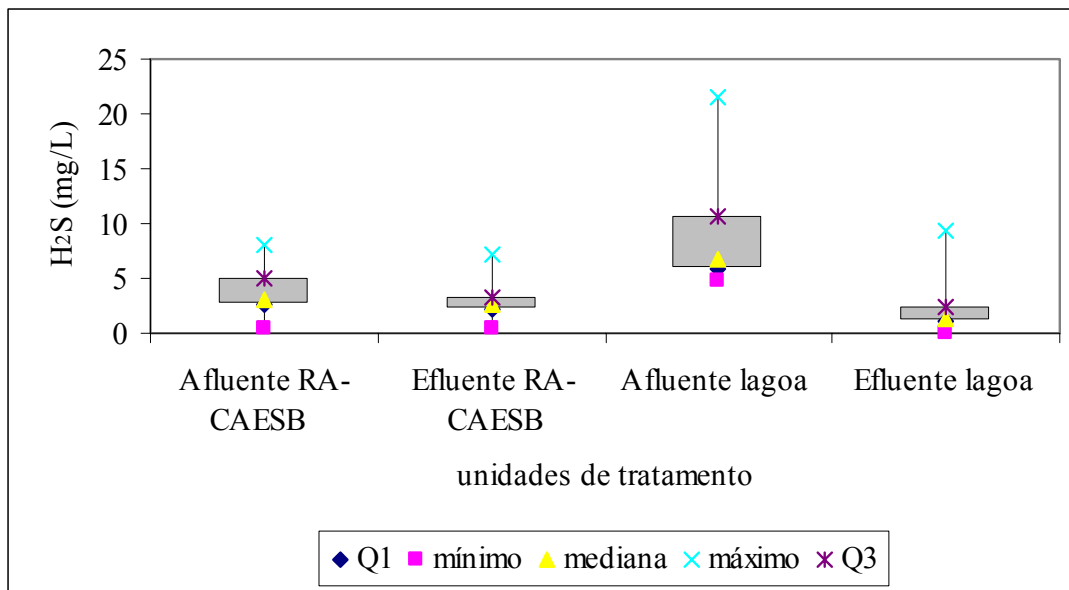


Figura 5.17 - Concentração de H₂S no afluente (observada) e no efluente (predita pelo modelo WATER9) no RA - CAESB e na lagoa no período da manhã.

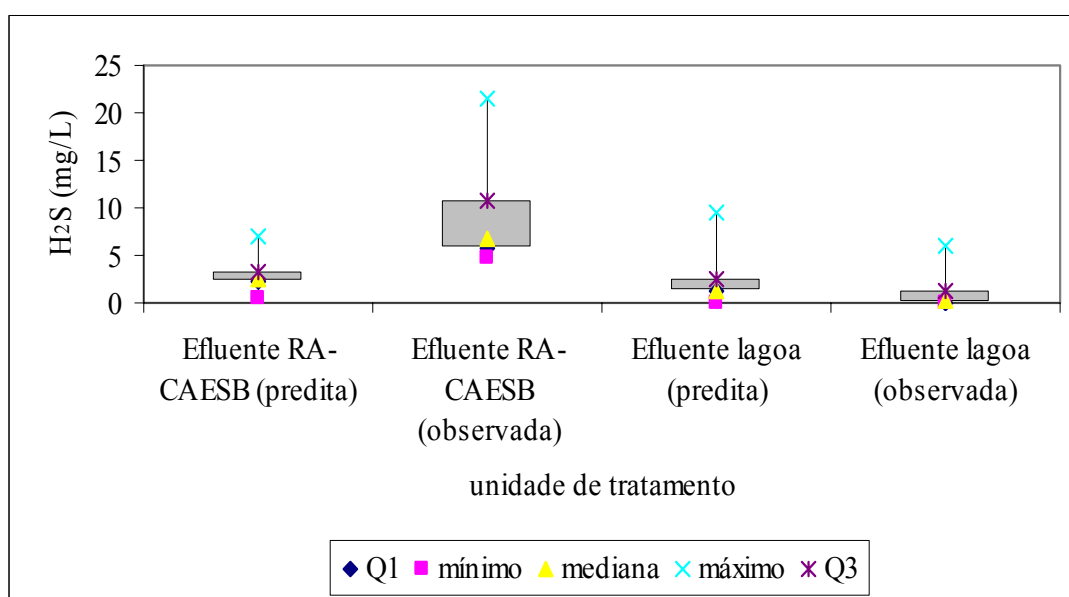


Figura 5.18 - Concentração de H₂S nos efluentes do RA - CAESB e lagoa predita pelo modelo WATER9 e a observada no monitoramento no período da manhã.

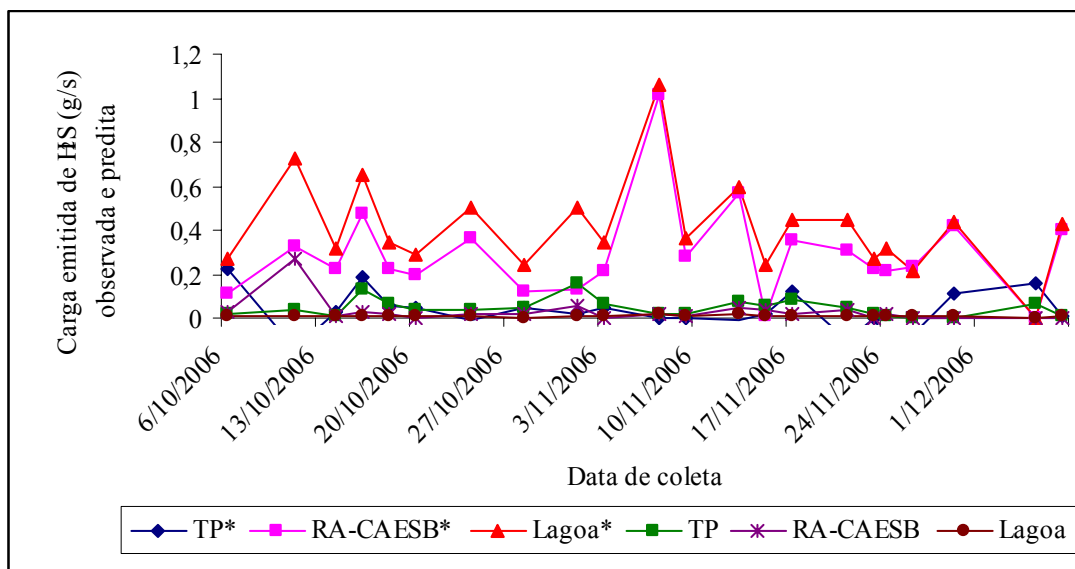


Figura 5.19 - Carga de emissão de H₂S observada e prevista pelo modelo WATER9 nas unidades de tratamento na ETE - Paranoá.

Legenda: * carga observada

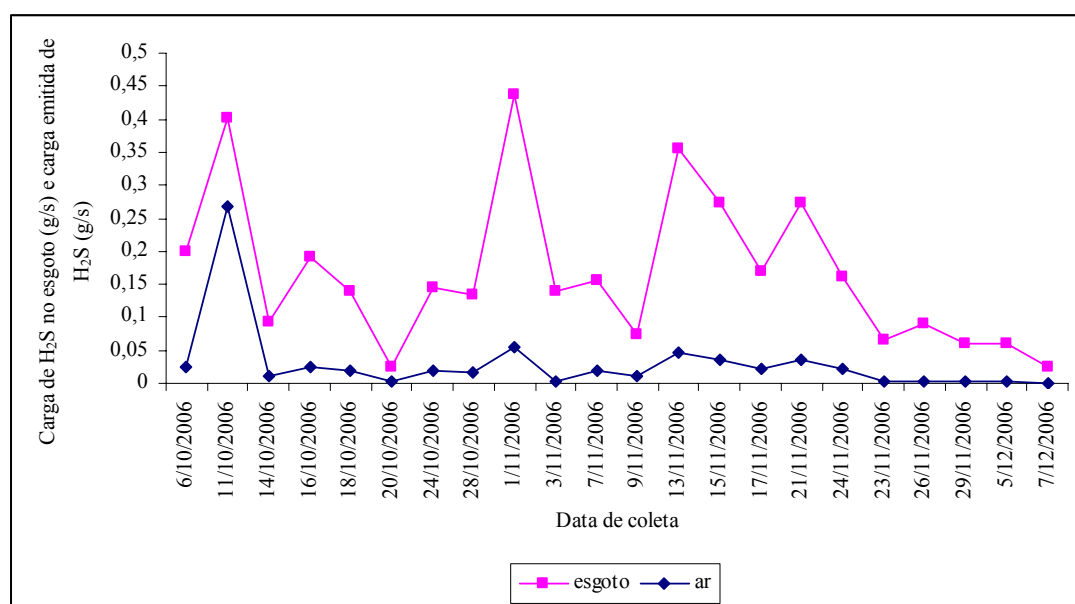


Figura 5.20 - Carga de H₂S no esgoto (calculada) e carga de emissão de H₂S prevista pelo modelo WATER9 no reator anaeróbio.

5.3.3 – Concentração de H₂S no ar

Em decorrência de não se ter disponibilidade de equipamentos adequados, não foi possível medir com precisão os valores da concentração de sulfeto de hidrogênio no ar, nos locais próximos das unidades onde seus teores estavam abaixo de 1 ppm, como na entrada da

estação de tratamento de esgoto, no efluente do tratamento preliminar, e no efluente das nove lagoas. Apenas no local de saída do efluente do reator RA - CAESB foram obtidas sempre concentrações acima de 14 ppm (Figura 5.21). No decorrer das atividades em campo, observou-se que, nas proximidades de algumas lagoas, o teor de H₂S ficava entre 0 e 2 ppm, provavelmente devido às condições meteorológicas, como mudança na velocidade do vento, em função das correntes de ar no momento da medida desse composto, o que pode acarretar dispersão instável da pluma dos gases.

Nas proximidades do afluente da ETE e na saída dos efluentes das lagoas, a concentração de sulfeto de hidrogênio foi menor que a detectável pelo aparelho. Já próximo ao afluente e ao efluente do reator RA - CAESB, o ar apresentou concentração média de H₂S de 1,5 mg/L (desvio padrão de 1,58) e 56,82 mg/L (desvio padrão de 34,42), respectivamente. Próximo aos leitos de secagem, a concentração de H₂S no ar esteve abaixo do limite detectável pelo aparelho. Para medidas de sulfeto de hidrogênio no ar, o aparelho deve ter uma precisão em ppb, pois o limiar de odor do mesmo é extremamente pequeno, precisão não fornecida pelo equipamento disponível para a pesquisa.

Comparando as concentrações de H₂S no ar e no líquido (esgoto), tendo em mente sempre que a quantidade emitida se configura em carga emitida, mas não diretamente em concentração, pois esta depende da quantidade de ar diluindo a emissão, observou-se que, quando o teor de sulfeto de hidrogênio no líquido efluente do RA - CAESB aumentava, a concentração no ar quase sempre diminuía (Figuras 5.21 e 5.22).

Perto do efluente do RA - CAESB e das caixas de distribuição de vazão das lagoas, as concentrações de H₂S observadas na atmosfera ficaram acima do seu respectivo limite de tolerância de 10 mg/L (concentração média ponderada diária) proposto pela *American Conference of Governmental Industrial Hygienists* (ACGIH). Com relação à percepção olfativa, a concentração de H₂S média na proximidade do reator foi de 59 mg/L, o que corresponde a 123.404 vezes superior ao seu limite de percepção olfativa que é de 0,0005 mg/L (Metcalf & Eddy, 1991).

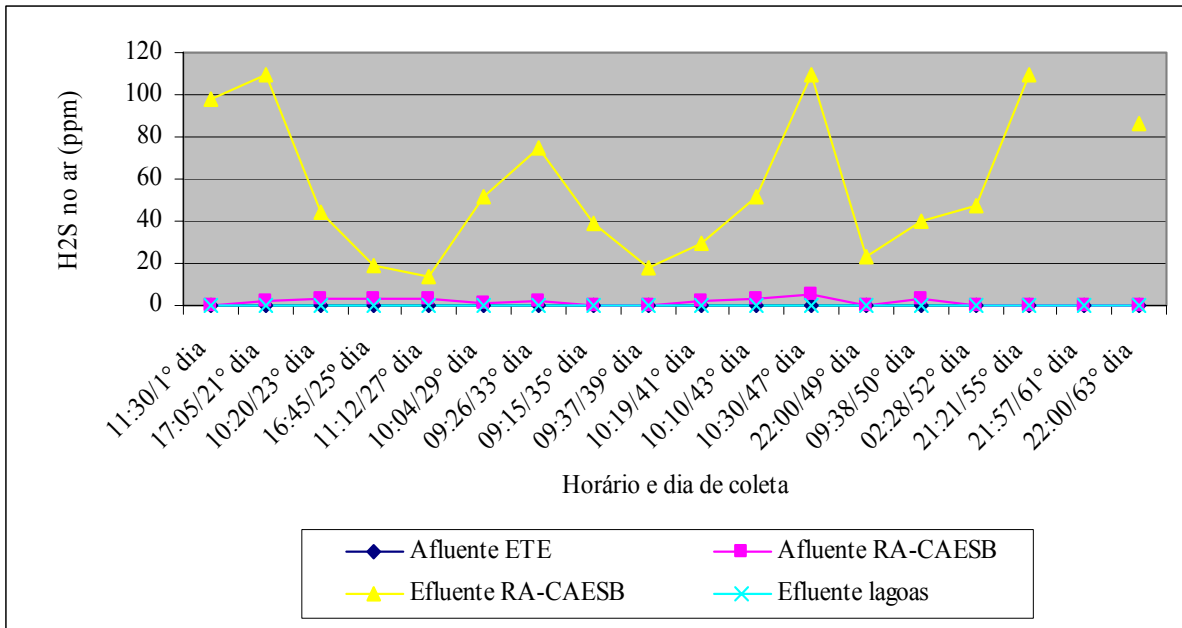


Figura 5.21 - Concentração de H₂S observada no ar nos horários de coleta de esgoto.

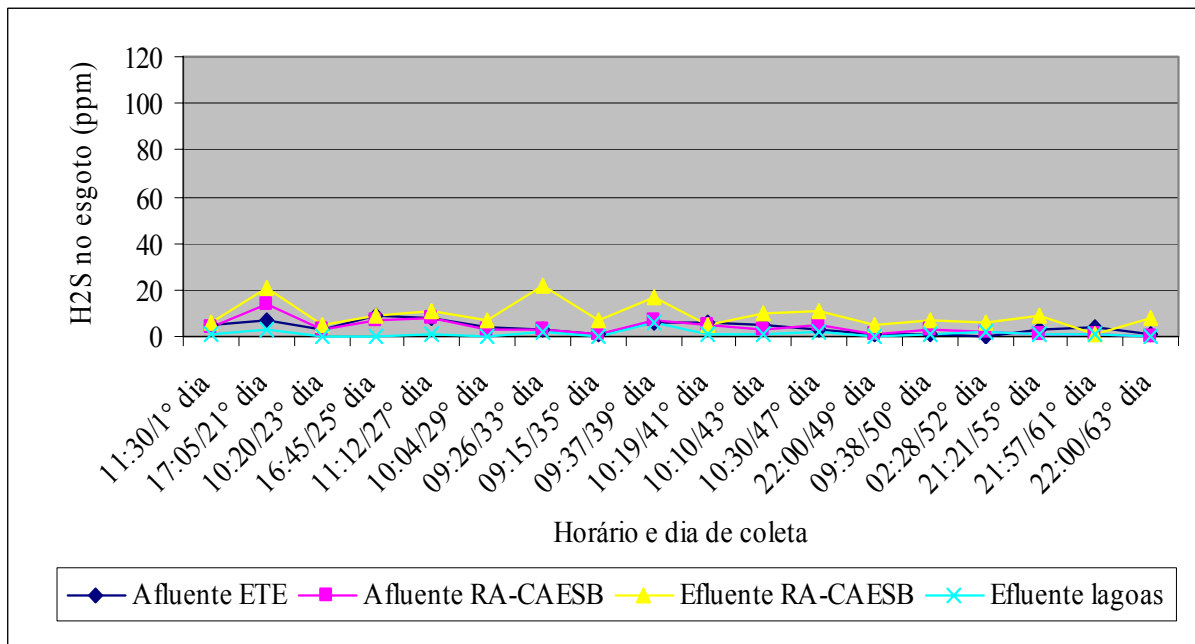


Figura 5.22 - Concentração de H₂S observada no líquido nos horários de coleta de esgoto.

Nos dias de coleta em que o vertedor do afluente e do efluente do RA - CAESB estavam afogados, a concentração de H₂S no ar foi menor, provavelmente, pela menor emissão por volatilização.

A concentração de sulfeto de hidrogênio no ar, em local próximo ao efluente das lagoas, foi sempre menor do que o limite de detecção do aparelho de H₂S. No entanto, a taxa média de emissão H₂S predita pelo modelo na lagoa apresentou maior carga de emissão que o RA - CAESB.

5.3.4 - Identificação dos principais pontos de geração de odor na estação

O mecanismo de emissão comum nas unidades da ETE Paranoá é a volatilização, devido à velocidade do vento na superfície exposta a atmosfera, devido ao vertedor e ao processo de tratamento (biodegradação), onde os pontos principais são: (1) caixa de areia; (2) reator anaeróbio; (3) caixa de distribuição de vazão das lagoas; e (4) lagoa de alta taxa.

Na análise da concentração de H₂S no ar observado nos pontos de coleta de águas residuárias na ETE, o reator anaeróbio (RA – CAESB) foi considerado o principal ponto de produção e emissão de H₂S. A emissão de H₂S no RA-CAESB se dá em dois pontos no reator: (1) na saída do sistema coletor de gases e ao longo do trajeto dos gases do reator, pois não se tem queimador de gases; e (2) juntamente com o efluente, por meio da dissociação (para sulfeto de hidrogênio) dos sulfetos combinados presentes no efluente. Obedecendo a lei de Henry, o H₂S dissolvido é disperso para a atmosfera.

O tempo de detenção no reator anaeróbio atualmente é de 1 dia (24 horas), porém, calculando o tempo de detenção, deveria ser de 17,6 horas, o que pode contribuir para maior produção de sulfeto de hidrogênio, conseqüentemente, maior emissão de H₂S.

Observou-se, também, que as caixas de distribuição de vazão das lagoas apresentam elevado nível de emissão de sulfeto de hidrogênio, esta caixa recebe o efluente RA - CAESB.

Porém, com relação à carga de emissão de sulfeto de hidrogênio observada (calculada) e predita pelo modelo, a maior emissão de H₂S ocorreu na lagoa, devido provavelmente ao fato das lagoas apresentarem maiores áreas superficiais em contato com ar que os reatores anaeróbios, o que proporciona maior volatilização do composto.

5.4 - ANÁLISE DOS PARÂMETROS METEOROLÓGICOS

Nesta seção será estudada a relação entre as condições meteorológicas e a emissão de gases para a atmosfera, e o uso de modelos computacionais de dispersão atmosférica de gases odorantes de ETE.

Uma das etapas realizadas nesta pesquisa seria a utilização de modelo computacional para estudo da dispersão atmosférica dos gases odorantes gerados na ETE Paranoá. Tal ferramenta tem sido muito utilizada para estimar a concentração de gases odorantes, que, no caso deste estudo, é o H₂S. A intenção era simular a dispersão de sulfeto de hidrogênio no período de um ano, para avaliar as seguintes condições: (1) a emissão de sulfeto de hidrogênio no entorno da ETE (nos receptores); (2) o comportamento da pluma nas unidades de tratamento; (3) a variação da pluma nos diferentes meses do ano; e (4) avaliação do impacto ambiental. No entanto, não foi possível a realização desta etapa por motivo do modelo pesquisado e selecionado para ser empregado (AUSPLUME) não estar mais disponível ao público.

Os parâmetros meteorológicos podem aumentar ou reduzir a concentração de gases odorantes em uma determinada região. Com base nos dados obtidos por meio da estação meteorológica instalada na ETE Paranoá no período desta pesquisa, os resultados serão mostrados em formas de gráficos e tabelas para melhor compreensão.

Durante o período das atividades de campo (outubro, novembro e dezembro), os parâmetros meteorológicos monitorados foram tratados através da estatística descritiva para médias horárias desses parâmetros (Tabela 5.8). Para os valores da temperatura do ar foram considerados apenas os do horário da coleta de águas residuárias; no entanto, foram medidos 3039 valores de temperatura com registros a intervalos de 15 minutos.

Tabela 5.8 - Estatística descritiva dos parâmetros meteorológicos médios horários.

Parâmetro	Nº de registro	Mínimo	Máximo	Média	Desvio padrão
Temperatura do ar (°C)	24	19	32	24	3,07
Velocidade do vento (m/s)	873	0,00	20	1,63	1,06
Umidade (%)	873	32	100	78	16,30
Pressão (mm Hg)	873	888	905	893,88	323,03

A temperatura média do ar foi de 24°C nos horários de coleta de amostras de esgoto (Tabela 5.8). Nos diversos horários de coleta, os valores mais elevados de temperatura durante o dia podem ter influenciado a temperatura do esgoto, com isso contribuindo para maior produção e emissão de sulfeto de hidrogênio. A temperatura está relacionada com o transporte vertical do ar, pois, quando a temperatura diminui, a turbulência na atmosfera também diminui e, conseqüentemente, piora a capacidade de dispersão do poluente (Lyra, 2001).

A temperatura do ar (Figura 5.23) não influenciou a concentração de H₂S no ar. Segundo U. S. EPA (1985) aumentando a temperatura do esgoto e sua concentração de H₂S, a emissão desse composto aumenta, o que pode ser observado discretamente na Figura 5.24.

A acentuada variabilidade observada na umidade relativa do ar horária durante todo período monitorado (Figura 5.25) pode ter influenciado indiretamente a poluição atmosférica.

Segundo a U.S.EPA (1995), as pressões atmosféricas mais altas contribuem para piorar as condições de dispersão dos poluentes. As médias horárias de pressão atmosférica no local de estudo variaram entre 888 e 905 mm Hg (a ETE está situada a 1088 metros acima do nível do mar).

A velocidade do vento medida na ETE variou na maior parte do tempo entre 1,0 e 5,7 m/s nos meses de outubro e novembro, com exceção do dia 11/11/2006 que teve uma velocidade média de aproximadamente 20 m/s (Figura 26).

Durante o monitoramento da direção do vento a 10m de altura, nos meses de outubro e novembro de 2006, registraram-se ventos entre 270° a 360° em freqüência de 50% dos dados obtidos, com maior freqüência no mês de novembro (Figura 5.27). No mês de outubro, o

vento predominante foi para sudeste (180° - 270°), área onde os moradores estão localizados na cidade do Paranoá (Figura 5.28). Pode-se sentir que a direção do vento influenciou na percepção do odor proveniente da ETE Paranoá.

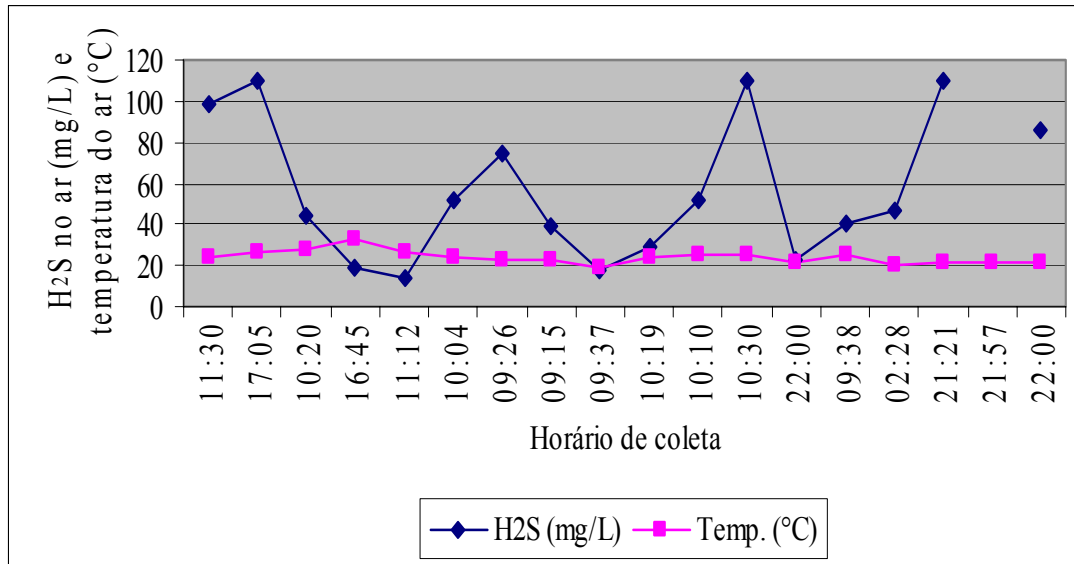


Figura 5.23 - Variação da concentração de H₂S e da temperatura no ar no RA - CAESB.

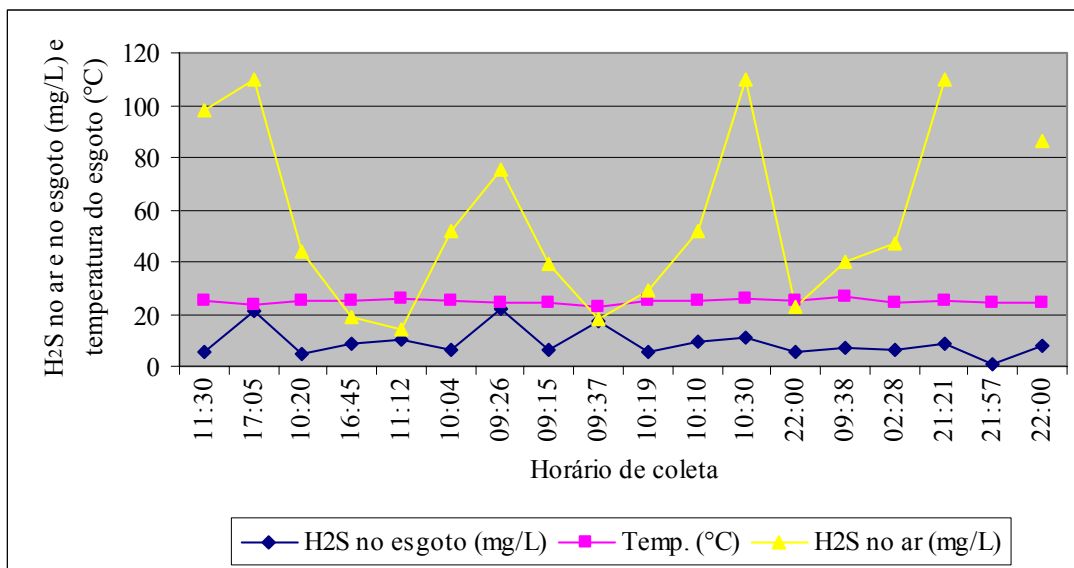


Figura 5.24 - Variação da concentração de H₂S no ar e no líquido (esgoto) e temperatura do esgoto nos horários de coleta no RA - CAESB.

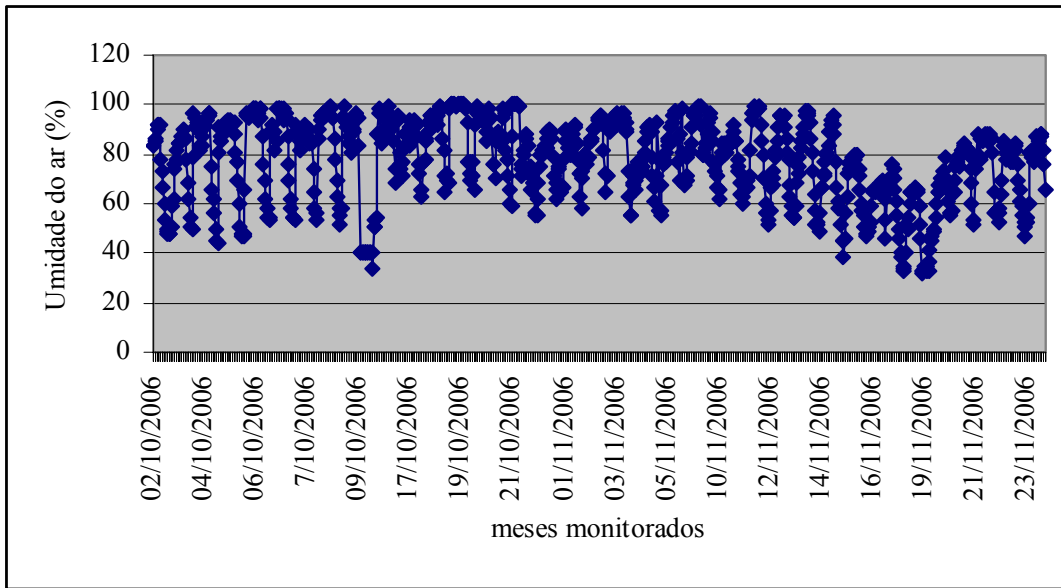


Figura 5.25 - Umidade relativa horária monitorada no período da pesquisa de campo.

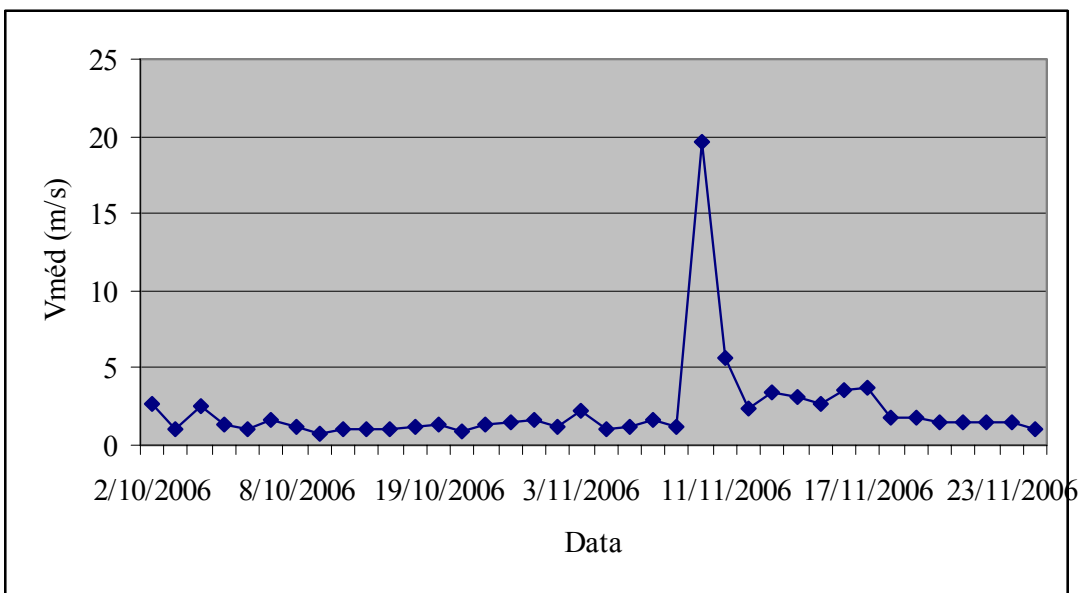


Figura 5.26 - Comportamento da velocidade média horária do vento ($V_{méd}$) monitorada a 10 m de altura na ETE Paranoá.

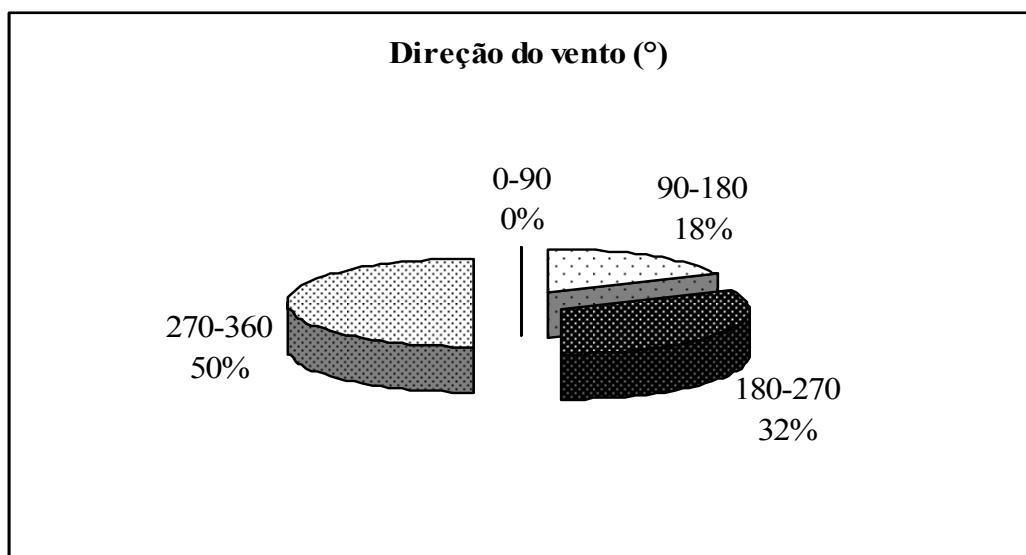


Figura 5.27 - Predominância do vento a 10m de altura na ETE Paranoá nos meses de monitoramento.

5.5 - PRODUÇÃO DE SULFETO NA LAGOA

Nesta seção serão apresentados os perfis de oxigênio dissolvido (OD) e de temperatura do líquido em uma das lagoas para verificar a possível ocorrência de anaerobiose e a produção de sulfeto na mesma. A lagoa utilizada foi a que está localizada mais próxima ao primeiro RA-CAESB onde foram realizadas as amostragens. Foram realizadas 5 amostragens na lagoa para medida de OD pelo método de Winkler (Tabela 5.9) e 5 medidas dos perfis de OD e da temperatura de 20 em 20 cm, com o oxímêtro Modelo YSI 95 (Tabela 5.10) no período da noite.

Os pontos de amostragem na lagoa foram P1 (próximo ao local de saída do efluente desta lagoa) e P3 (próximo ao local da entrada do afluente desta lagoa), onde se tem uma pequena agitação da água, e os pontos P2 e P4 localizam-se aproximadamente na metade do comprimento da lagoa, portanto, distantes tanto da entrada como da saída.

Tabela 5.9 - Concentração de oxigênio dissolvido nos pontos de coleta na lagoa, medido pelo método de Winkler.

Data/Hora	OD (mg/L)			
	P1	P2	P3	P4
23.11.2006/23h25min (1° dia)	N/D	N/D	N/D	N/D
26.11.2006/3h50min (2° dia)	0	0	0	0
29.11.2006/22h35min (3° dia)	0	2,4	2,6	0
05.12.2006/23h59min (4° dia)	1,2	0,4	0,4	0,4
07.12.2006/22h30min (5° dia)	0,4	0,6	0,4	0,2

N/D = não determinado por este método.

Tabela 5.10 - Perfil de oxigênio dissolvido monitorado na lagoa durante a noite, medidos com o oxímêtro Modelo YSI 95.

Data/Hora	Pontos de coleta	OD (mg/L)			Temp. (°C)		
		20 cm	40 cm	60 cm	20 cm	40 cm	60 cm
23.11.2006/23h25min (1° dia)	P1	0,59	0,54	0,5	27,2	27,5	27,5
	P2	0,73	0,59	0,55	27,4	27,6	27,6
	P3	0,45	0,39	0,37	27,4	27,5	27,5
	P4	0,4	0,39	0,35	27,3	27,3	27,4
26.11.2006/3h50min (2° dia)	P1	0,41	0,38	0,36	25,1	25,1	25,2
	P2	0,44	0,41	0,38	24,9	25	25
	P3	0,44	0,39	0,38	24,8	24,9	24,9
	P4	0,44	0,39	0,32	24,9	24,9	24,9
29.11.2006/22h35min (3° dia)	P1	2,56	2,44	0,32	27	27,1	27,1
	P2	4,35	4,35	0,34	27,1	27,1	27,1
	P3	5,43	5,1	0,42	27,3	27,3	27,3
	P4	0,86	0,75	0,35	27,2	27,2	27,2
05.12.2006/23h59min (4° dia)	P1	1,14	0,73	0,56	26,2	26,6	26,7
	P2	1,22	0,92	0,64	26,2	26,6	26,7
	P3	0,93	0,65	0,53	26,3	26,7	26,7
	P4	0,64	0,67	0,5	26,5	26,7	26,7
07.12.2006/22h30min (5° dia)	P1	0,64	0,66	0,5	25,5	25,4	25,5
	P2	0,63	0,52	0,5	25,4	25,5	25,5
	P3	0,58	0,48	0,41	25,3	25,6	25,6
	P4	0,9	0,53	0,45	25,1	25,3	25,5

O perfil da temperatura variou menos que 0,5°C nas profundidades (20, 40 e 60 cm), provavelmente devido a pouca profundidade da lagoa, o que proporciona que, durante o dia, os

raios solares provavelmente penetrem em toda profundidade. Foram observados os maiores valores de temperatura nos 20 primeiros centímetros da superfície, o que favorece a emissão de H₂S, pois a temperatura é inversamente proporcional à solubilidade do gás. Observou-se, também, que, na coleta de 3h50min, a temperatura foi menor que nos horários entre 22h e 23h (Tabela 5.10).

As concentrações de OD nos quatro pontos de coleta na lagoa ficaram, na maioria do tempo, inferiores a 1 mg/L (Figura 5.28, 5.29 e 5.30). Conforme U.S.EPA (1985), a concentração crítica de oxigênio dissolvido no esgoto (0,1 a 1,0 mg/L) pode ocasionar redução de sulfato, e, acima de 1,0 mg/L de OD, a redução do sulfato é eliminada devido ao aumento do potencial redox e a inibição do *Desulfovibrio*. É importante comentar que os propulsores instalados nas lagoas na ETE Paranoá são utilizados para misturar a biomassa e são desligados às 18h e 00 min todas as noites e religados às 7h 30 min.

Verificou-se que no 3º dia de coleta, às 23 horas e 59 minutos, o teor de OD foi bem mais elevado, devido provavelmente à chuva intensa no momento da coleta, pois a chuva e o vento podem ter ocasionado à transferência de oxigênio ar-líquido. Observou-se, também, nesse mesmo dia, que a temperatura foi menor que os demais dias de coleta (Figura 5.29).

Silva *et al.* (1999) observaram que, em lagoas de estabilização, a liberação de odores pode ocorrer à noite, devido à formação de sulfeto via redução dissimilatória de sulfato. O que é provável, pois, nesses horários, a lagoa da ETE Paranoá monitorada chega a condições de anaerobiose, facilitando a redução de sulfato pelas bactérias sulforedutoras.

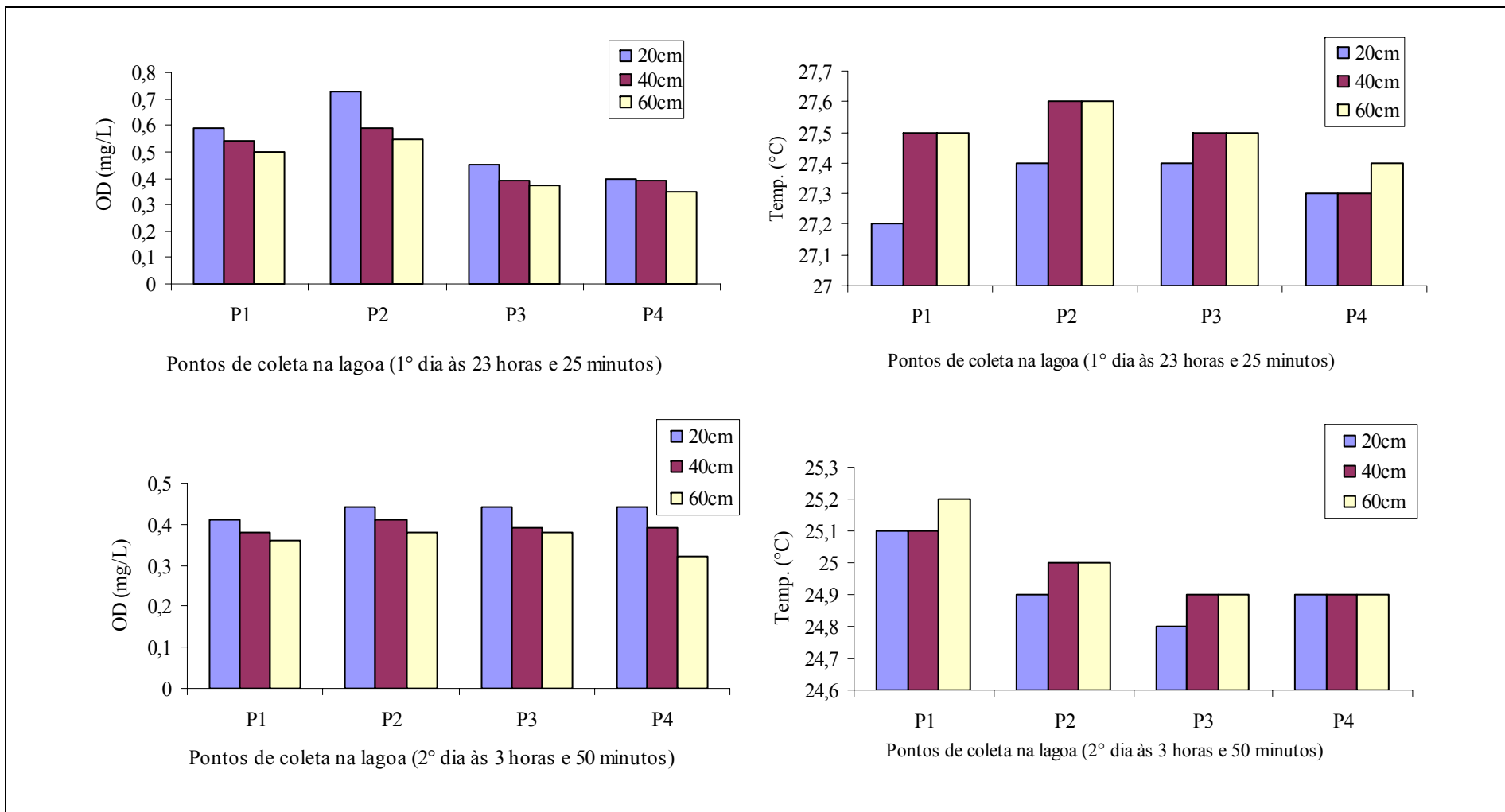


Figura 5.28 - Perfil de temperatura e OD nos pontos de coleta na lagoa no 1° e 2° dia.

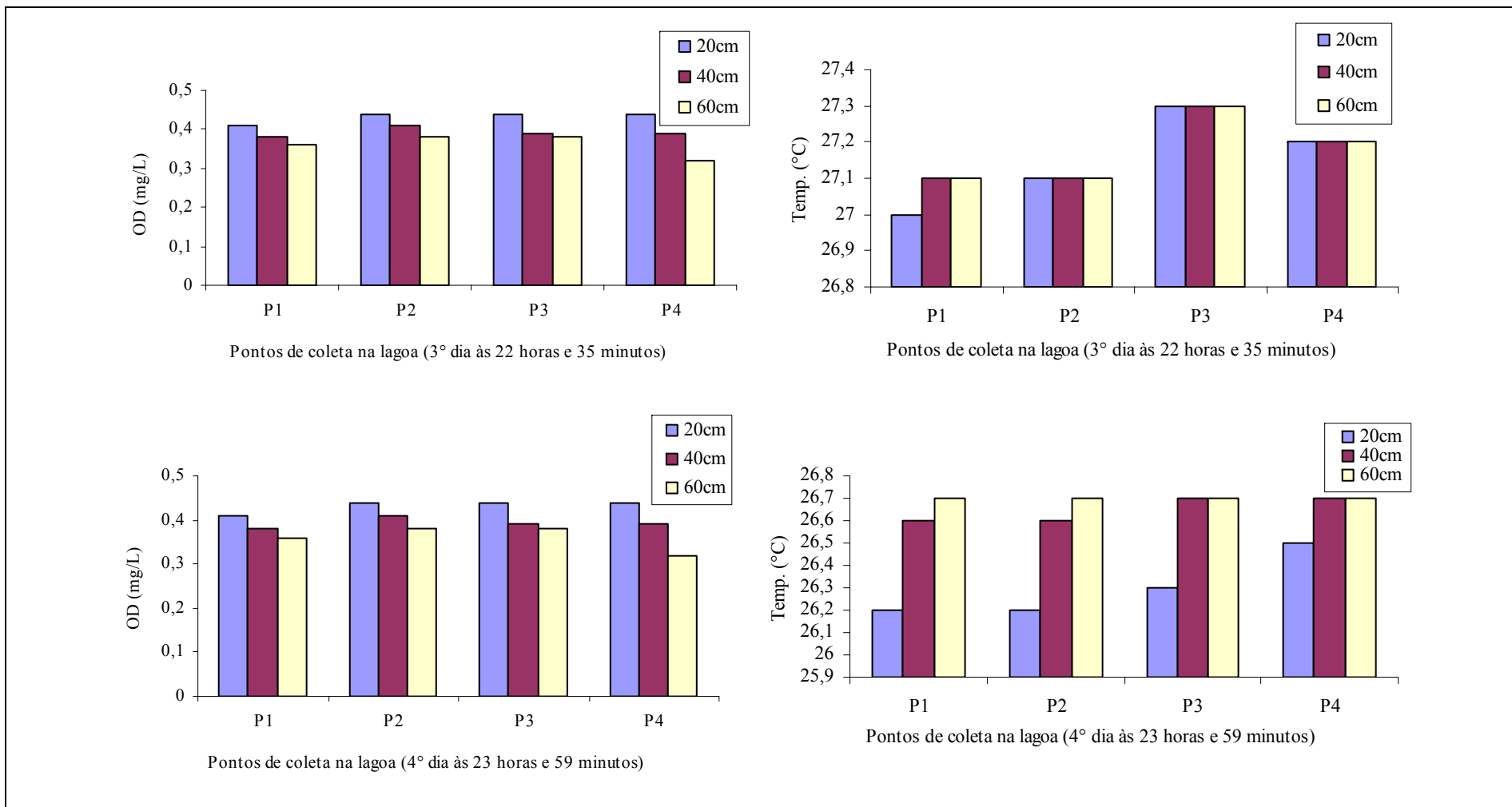


Figura 5.29 - Perfil de temperatura e OD nos pontos de coleta na lagoa no 3º e 4º dia.

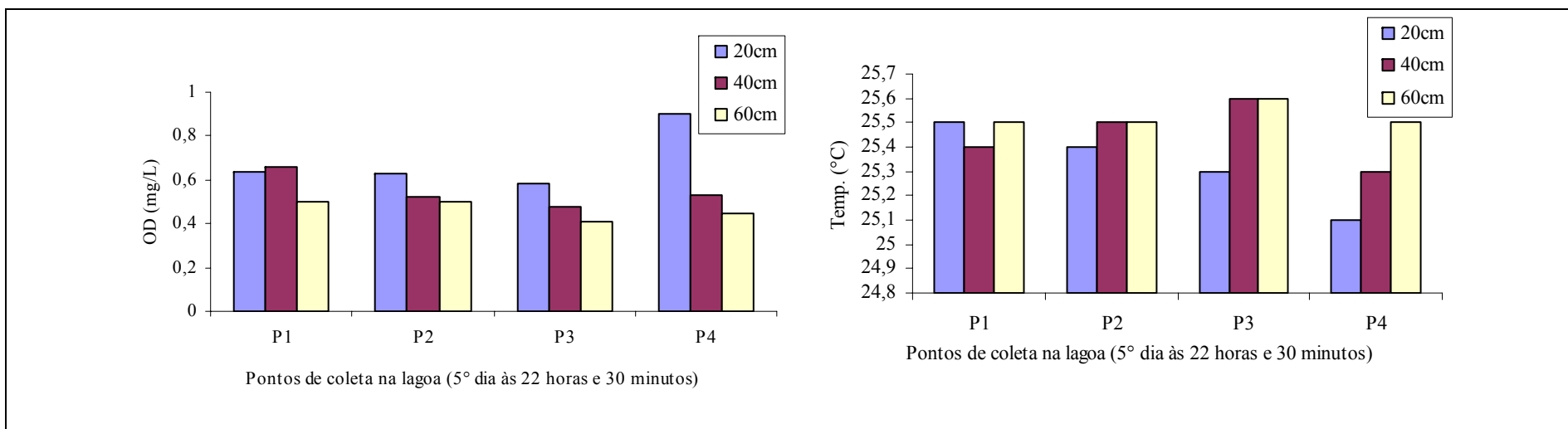


Figura 5.30 - Perfil de temperatura e OD nos pontos de coleta na lagoa no 5° dia.

5.6 - PERCEPÇÃO DE ODOR DA POPULAÇÃO VIZINHA À ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO PARANOÁ

O olfato humano consegue detectar concentrações bastante pequenas de gases odorantes na atmosfera e identificar qualitativamente as diferenças entre essas concentrações. Por essa razão, nesta seção será relatada a opinião dos moradores vizinhos à ETE Paranoá com relação ao odor e com ênfase nos problemas gerados e análise do impacto causado.

Para isso, foram entrevistados 18 moradores da região vizinha à ETE Paranoá. Dentre os entrevistados, 78% sentem o mau cheiro proveniente da ETE e 60% dos mesmos disseram que a intensidade do odor é muito forte (Figura 5.31). Entre as pessoas entrevistadas, seis sentem o odor diariamente e 11 disseram que o cheiro demora a passar (“leva horas”).

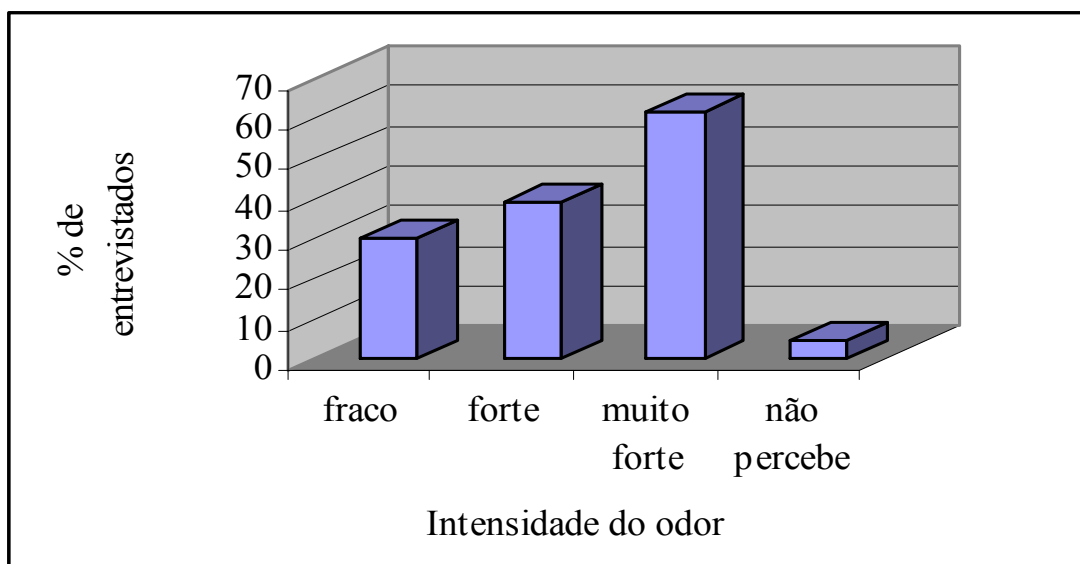


Figura 5.31 - Intensidade do odor percebido pelos entrevistados.

Entre os entrevistados, 6 eram mulheres e 12 eram homens. Dentre eles, 4 pessoas do gênero feminino e 4 do gênero masculino sentiram algum sintoma. Utilizando como variável o gênero dos entrevistados e como indicador o efeito do odor na saúde dos entrevistados devido a sua exposição ao odor ofensivo, percebe-se que as mulheres apresentaram uma maior sensibilidade a problemas de saúde que os homens, quando da exposição ao odor (Figura 5.32). Verificou-se, também, que os sintomas dor de cabeça e irritação foram os mais comuns entre os entrevistados.

Para facilitar a análise da variável idade, decidiu-se agrupar as faixas etárias, da seguinte forma: (1) jovens – grupos de 18-26 anos; (2) adultos – grupos de 26-55 anos; e (3) idosos – grupos de 56-65 anos. Entre os 12 entrevistados que perceberam o odor, dividiram-se em: 4 jovens; 8 adultos e 2 idosos. Conforme se observa na Figura 5.33, não houve diferenças significantes no comportamento dos grupos etários considerados. Porém, os adultos destacaram-se como os mais sensíveis, seguidos pelos idosos e jovens.

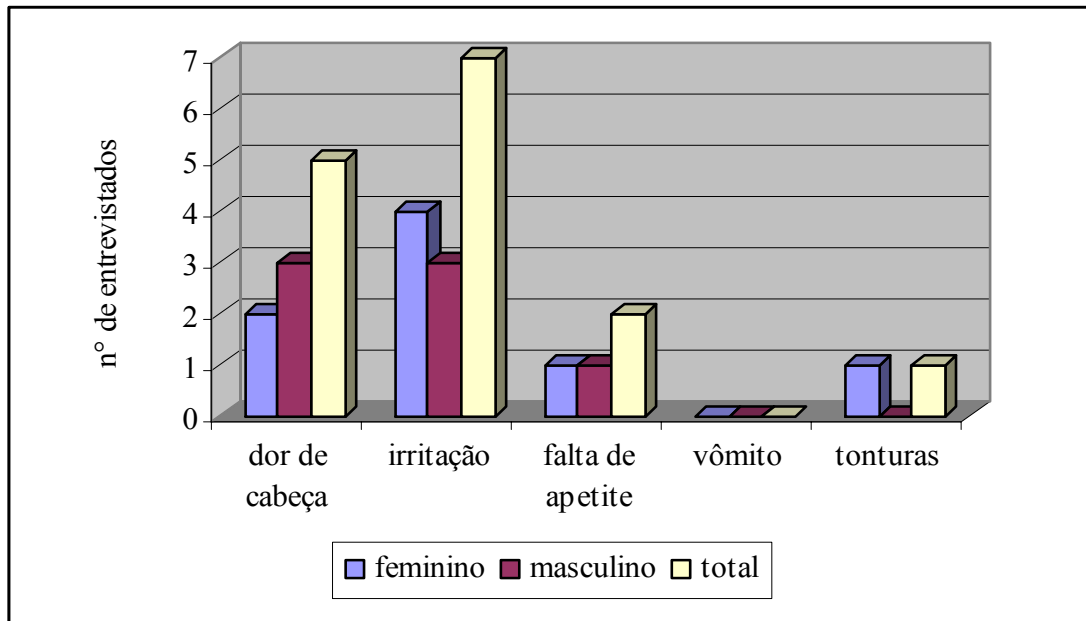


Figura 5.32 - Gênero dos entrevistados versus efeitos do odor na saúde dos mesmos.

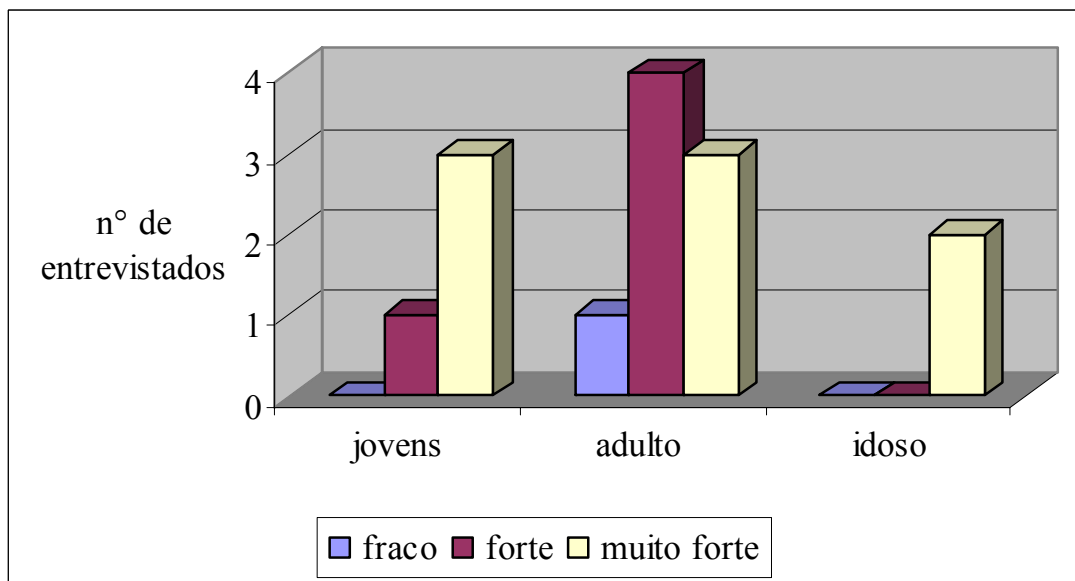


Figura 5.33 - Intensidade do odor percebida pelos entrevistados de acordo com a idade.

Os resultados obtidos demonstraram a relevância do impacto, já que 78% dos entrevistados queixaram-se de maus odores atribuídos à ETE. Entre as conseqüências provocadas pela geração de odores, de acordo com os moradores, estão “a desvalorização de seus terrenos e a irritação”. Com relação ao nível de incômodo entre os entrevistados, 22% disseram que o odor não incomoda, 6% disseram que incomoda pouco, 33% afirmaram que incomoda, e 39% afirmaram que incomoda muito (Figura 5.34).

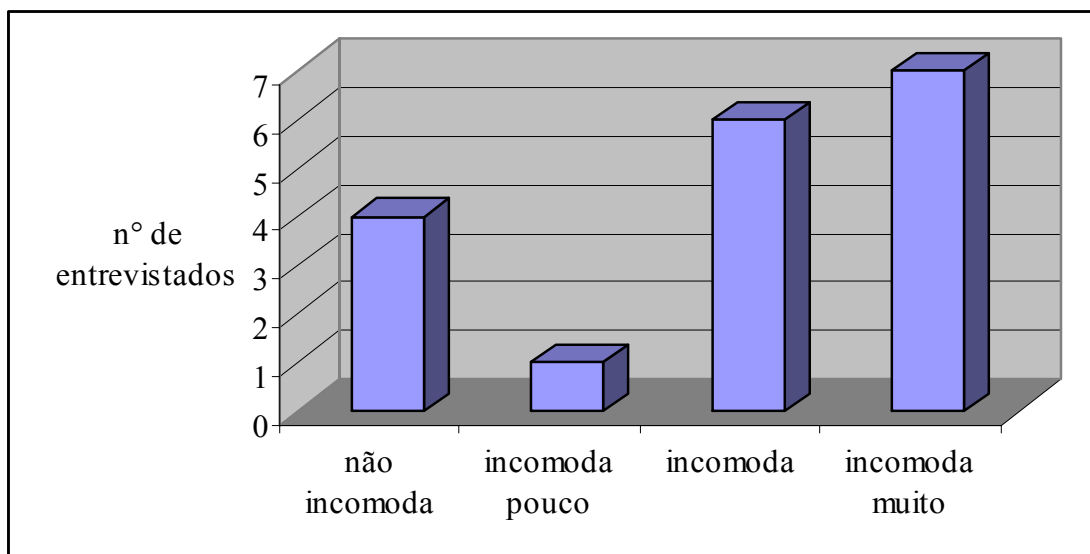


Figura 5.34 - Nível de desagrado dos entrevistados com relação ao odor proveniente da ETE Paranoá.

A maior parte da população da cidade do Paranoá é de classe econômica baixa. Em depoimentos dos entrevistados falaram sobre a má qualidade de vida, da dificuldade de vender seus imóveis e da falta de solução para o incômodo gerado pela ETE Paranoá, devido ao odor liberado.

A cobertura do reator e a captação submersa do efluente (sem turbulência) são alternativas para o controle da exalação de maus odores. No entanto, nesses casos, o gás deve ser coletado e tratado. O queimador de gases ou um biofiltro podem ser uma alternativa para o tratamento desses gases e, conseqüentemente, para a redução de odores. Essa alternativa também serve para a caixa de distribuição de vazão das lagoas.

6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 - CONCLUSÕES

Os resultados analisados e discutidos, no que diz respeito à avaliação de odor proveniente da ETE-Paranoá e seus problemas associados, permitem concluir que:

6.1.1 - Medidas de concentração de H₂S nas águas residuárias e no ar

No que diz respeito à concentração de sulfeto de hidrogênio nas águas residuárias, o reator anaeróbio foi a unidade de tratamento que mais produziu sulfeto. A concentração de H₂S emitido para a atmosfera, próxima ao local da saída do efluente do RA-CAESB ficou sempre acima do limite de tolerância de 10 mg/L e do limiar de odor de 0,0005 mg/L.

Concluiu-se que a concentração de H₂S apresentou variabilidade com relação aos horários de coleta, o que deve ser devido às variáveis externas e ao próprio processo de tratamento. No período da noite, a concentração de H₂S no esgoto foi sempre mais baixa que nos horários da manhã e tarde (odor mais intenso). Aventa-se a hipótese de que as temperaturas mais elevadas durante o dia favoreçam a formação de sulfeto.

Dentre as unidades de tratamento de esgotos da ETE Paranoá, o RA-CAESB apresentou maiores concentrações de H₂S nos horários monitorados (manhã, tarde e noite), o qual foi considerado como o principal ponto de emissão de H₂S em toda a ETE. Porém, não se descarta a hipótese de que as lagoas sejam também grandes emissoras de gases odorantes, devido suas grandes áreas superficiais. No entanto, durante o dia o fato dos propulsores instalados nas lagoas ficarem ligados para misturar a biomassa, possa elevar a concentração de oxigênio dissolvido e oxidar os sulfetos presentes no esgoto.

Nas proximidades do afluente da ETE, na saída dos efluentes das lagoas e nos leitos de secagem, a concentração de sulfeto de hidrogênio no ar foi menor que o detectável pelo aparelho de H₂S (1 ppm).

Os parâmetros sulfato e DQO revelaram-se bons indicadores da redução do sulfato a

sulfeto no esgoto. Pois, houve uma redução significativa na concentração de sulfato e no teor de matéria orgânica, tanto no RA-CAESB como nas lagoas, o que indica a predominância das bactérias redutoras de sulfato. Então, mediante a predominância desse grupo de bactérias, pôde-se observar que, nestas unidades de tratamento, ocorreu produção de sulfeto e, conseqüentemente, produção de H₂S.

A direção do vento predominante para a cidade do Paranoá é um grande indicativo da sua influência no incômodo causado aos moradores.

6.1.2 - Estimativa pelo modelo WATER9

Comparando as cargas de emissão de H₂S no ar (predita pelo modelo) e a concentração de H₂S no esgoto (observada), enfatizando que a quantidade emitida se configura em carga emitida, mas não diretamente em concentração, pois esta depende da quantidade de ar diluindo a emissão, a carga de emissão e a concentração de sulfeto de hidrogênio no efluente do RA-CAESB (líquido) foram diretamente proporcionais.

As cargas médias de emissão de H₂S preditas pelo modelo foram de 0,04 g/s (RA-CAESB) e 0,38 g/s (lagoa). Comparando essas cargas de emissão de H₂S com as observadas verifica-se uma subestimação. Porém, a carga de emissão observada engloba a emissão de H₂S para atmosfera bem como outras eventuais formas de remoção de H₂S na fase líquida.

A concentração efluente e a carga de emissão de H₂S predita e observada nas unidades de tratamento apresentaram erro da estimativa do intervalo de confiança de 95% acima de 5% do valor predito e calculado, tanto no período da manhã como no período da noite.

6.1.3 - Produção de H₂S na lagoa no período da noite

As concentrações de OD nos pontos de coleta monitorados na lagoa ficaram, na maioria do tempo, em concentração crítica de oxigênio dissolvido para a produção de H₂S no esgoto (0,1 a 1,0 mg/L). Esse fato pode ter ocasionado à liberação de odores, devido à formação de sulfeto via redução dissimilatória de sulfato.

6.1.4 - Pesquisa de percepção junto aos habitantes vizinhos a estação de tratamento de esgoto Paranoá

Concluiu-se que ocorre a percepção dos habitantes circunvizinhos à ETE, com decorrente de insatisfação, uma vez que 78% dos entrevistados sentem o mau cheiro proveniente da ETE e 60% disseram que a intensidade do odor é muito forte.

Foi possível constatar que uma das dificuldades para o enfrentamento das emanações de odores de ETEs é a inexistência de padrões adequados que possam orientar as atividades e os administradores ambientais das empresas emissoras quanto à caracterização do problema e ao nível de controle necessário para a sua solução, dado que um aspecto relevante desse tipo de poluição ambiental é o incômodo olfativo ocasionado pelos odores liberados continuamente ou em ocasiões esporádicas.

Foi verificado que as mulheres apresentaram uma maior sensibilidade ao problema de saúde que os homens, quando da exposição ao odor. Porém, os adultos destacaram-se como os mais sensíveis, seguidos pelos idosos e jovens.

Os sintomas dor de cabeça e irritação foram os mais comuns entre os entrevistados. Entre as conseqüências provocadas pela geração de odores, de acordo com os moradores, estão “*a desvalorização de seus terrenos e o problema de saúde*”.

6.1.5 - Pressupostos básicos para elaboração de um plano de controle de odor em estações de tratamento de esgotos

Mediante as considerações anteriores, é possível chegar-se a alguns pressupostos básicos para a elaboração de um plano de controle de odor em ETEs, que são descritos a seguir:

(1) Em um futuro próximo, um plano de administração de odor pode ser necessário para instalações de ETEs em áreas urbanas, indicando as tecnologias de controle e que estratégias poderão ser implementadas para a redução da emissão de odores em ETEs, caso haja reclamações da população vizinha à ETE. Dessa maneira, um plano necessitaria de uma listagem sistemática de cada uma das potenciais fontes de odor na estação de tratamento de esgoto. Após esse inventário estar pronto, necessita-se avaliar o potencial de odor. Se uma

fonte específica tiver um potencial de odor acima do nível limiar fixado, durante um curto período de tempo no ano, algumas estratégias de controle deveriam ser concebidas e implementadas para reduzir ou eliminar a emissão desses gases.

(2) Essas estratégias de controle podem ser: tratamentos físicos, químicos ou biológicos dos gases; práticas administrativas da própria empresa de saneamento; ou uma combinação de ambas. Os planos de odores devem ser opcionais ou, em alguns casos, poderão ser obrigatórios para o processo de licenciamento ambiental. Dessa forma, planos de administração de odor podem servir para diminuir algumas controvérsias entre a empresa de saneamento e os moradores vizinhos às ETEs sobre a direção da discussão das estratégias e práticas que ajudam a abrandar os problemas.

(3) Um indicador importante de odores provenientes de ETEs é a reclamação da população. Então, a implantação de um sistema de recebimento e cadastro de reclamações de odor (com um número telefônico disponibilizado para a população) seria uma saída para tomadas de medidas corretivas ou preventivas do odor.

6.2 - RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados obtidos com a aplicação da presente metodologia, visualizam-se as seguintes recomendações para estudos sobre odores em ETEs:

(1) Quantificar experimentalmente as cargas de emissão de H₂S nas unidades de tratamento de esgoto, usando métodos de amostragem direta da fase gasosa para permitir comparações com as cargas de emissão previstas pelos modelos de emissão de odor, para se obter uma melhor acurácia desse tipo de modelo.

(2) Estudar um plano de administração de odor para instalações de ETEs em áreas urbanas, indicando as tecnologias de controle e que estratégias poderão ser implementadas para a redução da emissão de odores em ETEs.

(3) Monitorar os gases odorantes provenientes de ETEs para definição de padrões adequados que possam orientar as atividades e os administradores ambientais das empresas

emissoras, quanto à caracterização do problema e ao nível de controle necessário para a solução do incômodo.

(4) Aprimorar a aplicação de questionários em novos estudos de caso de emissão de odores provenientes de ETE, pois tal instrumento mostrou-se um recurso eficiente para avaliação de problemas associados a esses gases.

(5) Simular a dispersão do sulfeto de hidrogênio nas unidades de tratamento de esgotos e seu impacto nos receptores vizinhos a ETE, utilizando como ferramenta um modelo computacional de dispersão de poluentes.

(6) Alterar parâmetros de projeto, como tempo de detenção e taxa de aplicação superficial em unidades de tratamento de esgoto e verificar possíveis diminuições ou eliminação de emanações de odores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allen, E., Witherspoon, J. e Regan, M. (1998). “Using dispersion modeling techniques to predict odor impacts to surrounding communities from wastewater treatment plants.” Air & Waste Management Associations’S 91st Annual Meeting & Exhibition, San Diego, Califórnia.
- Alves, H. B.; Mochida, G. A.; Cruz, G. J. G.; Duma, M. e Gomes, C. S. (2004). Precipitação química e cloração para combate a maus odores em estações de tratamento de esgoto anaeróbias. Revista técnica da Sanepar, Curitiba, **21**(21), 19-32.
- APHA, AWWA e WEF (1999). Standard Methods for the examinations of water and wastewater. 20^a edição, Washington, EUA.
- Belli Filho, P.; Lisboa, H. M. (1998). “Avaliação de emissões odorantes.” *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, **3** (4), 101-106.
- Belli Filho, P., Wolff, D. B., Carvalho, C. M., Costa, R. H. R. e Ribeiro, L. G. (2000). “Gestão de odores e biodezodorização em um sistema de tratamento de esgoto sanitário.” *Anais eletrônico-CD do XXVII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil.
- Belli Filho, P., Costa, R. H. R., Gonçalves, R. F., Coraucci Filho, B. e Lisboa, H. M. (2001). Tratamento de Odores em Sistemas de Esgoto Sanitários. In: Chernicharo, C. A. L. (Coord.). *Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios*. Belo Horizonte, PROSAB2 (Programa de pesquisa em Saneamento Básico), Cap. 8, 455-490.
- BICHARA, M. J. (1997). Odores – parte I Aspectos básicos. Meio Ambiente Industrial, n. 6, p. 64- 67.
- Brennan, B. (1993). “Odour nuisance.” *Water and Waste Treatment*, **36**, 30-33.
- Brostel, R. C. e Souza, M. A. A. (2005). “Uma proposta para avaliação do grau de impacto ambiental provocado por estações de tratamento de esgotos”. *Anais eletrônicos do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES*, Campo Grande, MS, Brasil.
- Cabral, F. A. S.; Belli Filho, P.; Lisboa, H. M. e Willemann, P. (2007). Biofiltro para o tratamento dos odores da ETE do município de Orleans/SC. Disponível em: www.assemae.org.br/cd/trab2/a1.pdf . Acesso em: 22 de março de 2007.

- Carmo Jr, G. N. R. (2005). Otimização e avaliação de metodologias olfatométricas voltadas ao saneamento ambiental. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, Engenharia Ambiental, Santa Catarina, 179p.
- Carvalho, C. M.; Silva, G. P.; LISBOA, H.; BELLI FILHO, P. e CARMO JR, G. N. R. (2003). “Olfatometria como ferramenta de avaliação da qualidade do ar - Estudo de casos” *Anais eletrônico-CD do 22º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES*, Joinville, Brasil.
- Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Ministério do meio Ambiente, Brasil, 23p.
- Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 001 de 1986. Dispõe sobre o licenciamento ambiental e sobre o estudo prévio de impacto ambiental. Ministério do meio Ambiente, 6p.
- Chernicharo, C. A. L. (1997). *Reatores Anaeróbios*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFMG, Belo Horizonte, Brasil, 245p.
- Ferreira, J. (2002). Modelação da dispersão de poluentes atmosféricos originários de fontes industriais em Chipre. Projeto de estágio na Universidade de Stuttgart, Alemanha, Disponível em:
http://meteo.ist.utl.pt/~jjdd/LEAMB/LEAmb%20TFC%20site%20v1/2002-2003/JFerreira_anexos_Alm.PDF , Acesso em: 13 de março de 2007.
- Google earth. (2007). “Imagem georeferenciada”. Disponível para Download em: <http://baixaki.ig.com.br/download/Google-Earth-em-Portugues.htm>. Acesso em: 20 de abril de 2007.
- Gostelow, P. e Parsons, S. A. (2000). “Sewage treatment works measurement.” *Water Science & Technology*, **41**(6), 33-40.
- Gostelow, P., Parsons, S. A. e Stuetz, R. M. (2001a). “Odour Measurements for sewage treatment works.” *Water Research*, **35**(3), 579-597.
- Gostelow, P., Parsons, S. A. e Coob, J. (2001b) “Development of na odorant emission model forsewage treatment works.” *Water Science & Technology*, **44**(9), 181-188.
- Heyder, B. e Thoeye, C. (2000). “A conscious scheme for remediation of odour nuisance at sewage treatment plants.” *Water Science & Technology*, **41**(6), 9-16.
- Jordão, E. P. e Pessoa, C. A. (1995). Tratamento de Esgotos Domésticos. *Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES*, Brasil, 683p.

- Karl, U. R. (199). "A low-cost approach to tackling odours". *Water Quality International*, Janeiro/fevereiro, 28-31p.
- Kaye, R. e Jiang, K. (2000). "Development of odour impact criteria for sewage treatment plants using odour complaint history." *Environment Science & Technology*, **41**(6), 57-64p.
- Leite, V. D., Silva, J. B. P., Souza, J. T., Athayde Jr, G. B. e Silva, J. V. N. (2001). "Estimativa do potencial de corrosão e toxicidade e ocorrência de odores desagradáveis devido às espécies de enxofre presentes em águas residuárias." *Anais eletrônico-CD do 21º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES*, João Pessoa, Paraíba, Brasil.
- Lyra, D. G. P. (2001). Caracterização e simulação das emissões atmosféricas de uma estação de tratamento de efluentes. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Bahia, Engenharia Química, 139p.
- Liliamtis, T. B. e Mancuso, P. C. S. (2004). A aplicação de nitrato de amônio para o controle de odores em sistemas de coleta de esgotos sanitários. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, nº 2, 37-45.
- Lisboa, H. M. e Schirmer, W. N. (2005). "Determinação da taxa de emissão de gases inorgânicos odorantes (gás sulfídrico e amônia) a partir de lagoas de tratamento de efluentes utilizando câmara dinâmica de fluxo – caso de uma refinaria de petróleo". *Anais eletrônicos do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES*, Campo Grande, MS, Brasil.
- Lopes, E. S., Santos, J. M., Reis Jr, N. C., Gonçalves, R. F. e Maiole, B. G. (2005). "Modelagem da emissão de sulfeto de hidrogênio em ETE considerando os mecanismos de remoção por biodegradação e oxidação química." *Anais eletrônicos do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES*, Campo Grande, MS, Brasil.
- Lora, E. E. S. (2002). Prevenção e controle da poluição nos setores energéticos, industrial e de transporte, 2ª ed., Editora Interciência, Rio de Janeiro, 481.
- Ludovice, M., Neder, K. D. e Pinto, M.T. (2000). "Utilização de lagoas rasas no póstratamento de efluentes de reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB)." In: Chernicharo, C. A. L. (coordenador) Pós-Tratamento de Efluentes de reatores Anaeróbios. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB, Belo Horizonte, 43-56.

- Matos, T. A., Silva, H. P. M. e Gonçalves, R. F. (2001). “Uso simultâneo de um biofiltro aerado submerso para tratamento secundário de esgoto sanitário e para biodesodorização de ar atmosférico contendo gás sulfídrico (H₂S).” *Anais eletrônico-CD do 21º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES*, João Pessoa, Paraíba, Brasil.
- Metcalf & Eddy (1991). *Wastewater engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. Mac Graw Hill International Edition, Singapore, 1334p.
- Mihelcic, J. R., Baillod, C. R., Crittenden, J. C. e Rogers, T. N. (1993). “Estimation of VOC emissions from wastewater facilities by volatilization and stripping.” *Journal of the Air & Waste Management Association*, **43**(1), 97-105.
- Moraes, H. T. N., Burnett, J. A. B. e Ornelas, R. B. (1999). “Fontes de odores na estação de tratamento de esgoto do DF”. *Anais eletrônico-CD do XXVII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental*, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil.
- Neder, K. D. e Harada, A. L. (1997). “Projeto da estação de tratamento de esgoto do Paranoá – UASB compartimentado seguido de lagoas de alta taxa e escoamento no solo”. *Anais eletrônicos do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES*, Foz do Iguaçu, RS, Brasil.
- Neder, K. D. (1998). “Estações de tratamento de esgotos de Brasília – a busca de tecnologia apropriada.” *Anais (meio magnético CD – ROM) do XXVI Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Lima, Peru.
- Neves, N. M. (1999). *Conhecimentos básicos sobre poluição atmosférica*. Salvador, 70p.
- Novaes, R. V. F. (1986). “Microbiology of anaerobic digestion.” *Water Science and Technology*, **24**(12), 1-14.
- Parsons, S. A., Smith, N., Gostelow, P. e Wishart, J. (2000). “Hydrogen sulphide dispersion modelling-urban and rural case studies.” *Water Science & Technology*, **41**(6), 117-126.
- Rege, M. A. e Tock, R. W. (1996). “Estimation of point-source of hydrogen sulfide and ammonia using a modified Pasquill-Gifford approach.” *Atmospheric Environment*, **30**(18), 3181-3195.
- Ribeiro, J. T. (2003). “Controle de odores em sistema de esgoto sanitário.” In: Nuvolari, A. (Coord.). *Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola*. São Paulo, Brasil, 485-520.

- Rizzo, A. C. L. e Leite, S. G. F. (2004). Produção de sulfeto em reator do tipo UASB e sua potencial aplicação na remoção de metais pesados efluentes. Disponível em: www.cetem.gov.br/publicação/CETEM_STA_32_II.pdf . Acesso em: 26 de março de 2007. 49 - 103p.
- Sá, L. M. (2004). Avaliação de metodologias para a quantificação da emissão de sulfeto de hidrogênio proveniente de estações de tratamento de esgotos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo, Engenharia Ambiental, Espírito Santo, 168p.
- Sá, L. M., Santos, J. M., Reis Jr, N. C. e Gonçalves, R. F. (2005). “Modelagem da emissão de sulfeto de hidrogênio proveniente de estações de tratamento de esgotos.” *Anais eletrônicos do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES*, Campo Grande, MS, Brasil.
- São Paulo (Estado). Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o regulamento da Lei nº 997, de maio de 1976. Dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/leisinternet/76.8468.zip>, Acesso em: 15 de maio de 2006.
- Shauberger, G. e Piringer, M. (2001). “Predicting odour impact using the austrian odour dispersion model (AODM).” *Water Science & Technology*, **44**(9), 197-204.
- Silva, S. A., Athayde Jr, G. A., Oliveira, R. e Silva, S. T. A. (1999). Formas de enxofre em reservatórios profundos de estabilização tratando águas residuárias domésticas. (1999). *Anais eletrônico-CD do 20º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES*, Rio de Janeiro, Brasil.
- Silva, S. A. (2001). Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias. Campina Grande - Paraíba, Brasil, 266p.
- Stern, A. C.; Boubel, R. W.; Turner, D. B. e Fox, D. L. (1994). Fundamentals of air pollution. 3^a ed. Academic press, Orlando, 580p.
- Stuetz, R. e French, F. B. (2001). Odour wastewater treatment, measurement, modeling and control, Ed. IWA – Publishing, London, 437p.
- Truppel, A.; Camargos, J. L. M.; Silva, R. L. e Belli Filho, P. (2003). Redução de odores e avaliação da qualidade do efluente da lagoa facultativa do SAMAE de São Ludgero-SC. *Anais eletrônico-CD do 22º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES*, Joinville, Brasil.

- Tsutiya, M. T. e Sobrinho, P. A. (2000). Coleta e transporte de esgoto sanitário. 2ª ed. – São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Politécnica da Universidade de São Paulo, 547p.
- United States Environmental Protection Agency. (1985). Odor and corrosion control in sanitary sewerage systems and treatment plants. Desing Manual. EPA-625/1-85/018. Washington, 132p.
- United States Enviromental Protection Agency – USEPA. (1990). Industrial wastewater volatile organic compound emissions – background information for BACT/LAER determinations, Research Triangle parck, North Carolina.
- United States Enviromental Protection Agency – USEPA. (1995). Compilation of air pollutant emission factors. AP-42. Office of air quality planning and standard, V.1, 1ª edição, Research Triangle parck, North Carolina.
- United States Enviromental Protection Agency – USEPA. (1994). Air emission models for waste and wastewater. EPA-453/R-94-080ª. North Carolina: Research Triangle Parck, Disponível em: <http://www.epa.gov/ttn/chief/software/water/>. Acesso em: 15 de março.2006.
- United States Environmental Protection Agency. (1997). “Preferred methods for estimating emissions.” *Volume II: cap. 5. Preferred and alternative methods for estimating air emissions from wastewater collection and treatment*. North Carolina. 98p.
- United States Environmental Protection Agency. (2001). Users guide for Water9 software. North Carolina: Research Triangle Parck, Disponível em: <http://www.epa.gov/ttn/chief/software/water/water9/water9%20manual.pdf>. Acesso em: 15 de março de 2006.
- Water Environment Federation (WEF) Manual of Practice N° 22 and American Society of civil Engineers (ASCE). (1995). Manuals and Reports on Engeneering Praticice N° 82 – Odor control in wastewater treatment plants. 282p.

ANEXOS

PESQUISA ODOR ETE-PARANOÁ

Nome (morador): _____

Idade: _____ Fumante: () sim () não Telefone: _____

Endereço: _____

Data: ____/____/____

Este questionário tem como objetivo caracterizar o odor proveniente da estação de tratamento de esgoto e avaliar o efeito do odor nos receptores. O seu anonimato será garantido. Os resultados desse levantamento serão utilizados para fins exclusivamente de pesquisa para elaboração de uma dissertação de mestrado do Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília.

1) O senhor (a) sente cheiro proveniente da ETE-Paranoá?

() sim () não

2) Qual a intensidade do cheiro?

() fraco () forte () muito forte

3) Qual o horário que mais sente cheiro?

() manhã () tarde () noite

4) Com que frequência você percebe o odor proveniente da ETE?

() nunca () diariamente () semanalmente () mensalmente

5) Normalmente, qual a duração do odor?

() rápidos, segundos ou minutos () demorados, horas

Média de duração _____

6) Você sente algum sintoma ou consequência devido a esses odores?

() sim () não

7) Se a resposta do item anterior for positiva, quais os sintomas?

() dor de cabeça () estresse () falta de apetite () vômito () outros

Outros _____

8) Olhando estas figuras, em qual delas você se enquadra com relação ao mau cheiro proveniente da ETE-Paranoá?

